

Untersuchung zur Überlebensstrategie der
Kammolchpopulationen (*Triturus cristatus*, LAURENTI 1768)
in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts

Dissertation



zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von

Dipl.-Biol. Susanne Meyer
geb. am: 05.01.1978 in Lauchhammer

Gutachter:

1. PD Dr. W.-R. Große
2. Prof. Dr. W. Böhme

Halle (Saale), den 28. November 2005

urn:nbn:de:gbv:3-000009286

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Agbv%3A3-000009286>]

„These foul and loathsome animals are abhorrent because of their cold body, pale color, cartilaginous skeleton, filthy skin, fierce aspect, calculating eye, offensive smell, harsh voice, squalid habitation, and terrible venom; and so their Creator has not exerted his powers to make many of them.”

(Carolus Linnaeus 1758)



Abbildungsverzeichnis**Tabellenverzeichnis****Danksagung****1. Einleitung**

1.1. Allgemeine Einführung	1
1.2. Biologie der Art	3
1.2.1. Allgemeine Charakteristik	3
1.2.2. Verbreitung und Habitat	4
1.3. Untersuchungsgebiet	5
1.3.1. Hauptuntersuchungsgebiet Merseburg	6
1.3.2. Untersuchungsgebiet Halle und Ost-Harz	8

2. Habitatwahl und Konnektivität in Sachsen-Anhalt

2.1. Verbreitung	10
2.2. Habitatwahl	12
2.3. Konnektivität	14

3. Populationsökologie

3.1. Einleitung	17
3.2. Material und Methoden	18
3.2.1. Erfassungsmethoden	18
3.2.2. Fang-Wiederfang-Studien	21
3.2.3. Altersbestimmung	23
3.3. Ergebnisse	25
3.3.1. Populationsgröße und –zusammensetzung	25
3.3.2. Altersstruktur	34
3.3.2.1. HUG Merseburg	34
3.3.2.2. UG Halle und UG Ost-Harz	37
3.3.2.3. Vergleich der Altersstruktur der drei Untersuchungsgebiete	40
3.3.3. Morphometrie	40
3.3.3.1. HUG Merseburg	40
3.3.3.2. Vergleich mit UG Halle und UG Ost-Harz	48
3.3.4. Beziehung Kopf-Rumpf-Länge und Alter	50
3.4. Diskussion	54

3.4.1. Populationsgröße und –zusammensetzung	54
3.4.2. Altersstruktur	58
3.4.3. Morphometrie	61
3.4.4. Kopf-Rumpf-Länge und Alter	64
3.5. Zusammenfassung	65
4. Populationsgenetik	
4.1. Einleitung	68
4.2. Material und Methoden	69
4.2.1. Probennahme und Laboruntersuchungen	69
4.2.2. Statistische Auswertung	70
4.3. Ergebnisse	71
4.3.1. Diversität innerhalb der Populationen	71
4.3.2. Diversität zwischen den Populationen	76
4.4. Diskussion	80
4.4.1. Diversität innerhalb der Populationen	80
4.4.2. Diversität zwischen den Populationen	84
4.5. Zusammenfassung	85
5. Schlussbetrachtung und Ausblick	87
6. Literaturverzeichnis	91
7. Danksagung	102
Anhang	
Anhang I: Untersuchungsgewässer	
Anhang II: Fundpunkte in den Landschaftseinheiten Sachsen-Anhalts	
Anhang III: Verteilung der Verbreitungsschwerpunkte (VSP) in Sachsen-Anhalt	
Anhang IV: Test auf <i>linkage disequilibrium</i>	
Anhang V: Allelfrequenz der Loci pro Population	
Anhang VI: Genetische Differenzierung (Allelverteilung) pro Populationspaar und Locus	
Selbstständigkeitserklärung	

1. Einleitung

- 1.1. Verbreitungskarte der Kammmolch Superspezies (Karte aus THIESMEIER & KUPFER 2000)
- 1.2. Lage der Untersuchungsgebiete in Sachsen-Anhalt
- 1.3. Lage der Untersuchungsgewässer M1 bis M5 im HUG Merseburg

2. Habitatwahl und Konnektivität in Sachsen-Anhalt

- 2.1. Nachweise von *Triturus cristatus* in Sachsen-Anhalt (1990 – 2000)
- 2.2. Fundpunktverteilung in den Großlandschaften Sachsen-Anhalts
- 2.3. Höhenverteilung der Fundpunkte von *Triturus cristatus* in Sachsen-Anhalt
- 2.4. Fundpunktverteilung geordnet nach den Klimazonen Sachsen-Anhalts
- 2.5. Verbreitungsschwerpunkte pro Großlandschaft in Sachsen-Anhalt

3. Populationsökologie

- 3.1. Flaschenfalle nach BERGER (2000)
- 3.2. Trichterfalle nach GLANDT (2000)
- 3.3. Auftauchfalle nach MÖLLE & KUPFER (1998)
- 3.4. Lichtfalle nach KRONE & KÜHNEL (1997)
- 3.5. Mehrmaliger Wiederfang von Tieren des Gewässers M1
- 3.6. Messstrecken beim Kammmolch
- 3.7. Phalangenquerschnitte eines zur Kategorie I (links) mit 2 Ruhelinien (= 3 Jahre) und eines zur Kategorie IV (rechts) mit 8 Ruhelinien (= 9 Jahre) zählenden Tieres
- 3.8. Anzahl der Wiederfänge der männlichen und weiblichen Tiere im HUG Merseburg 2001
- 3.9. Anzahl der Wiederfänge der männlichen und weiblichen Tiere im HUG Merseburg 2002
- 3.10. Fangverlauf der Männchen und Weibchen im HUG Merseburg 2001
- 3.11. Fangverlauf der Männchen und Weibchen im HUG Merseburg 2002
- 3.12. Fangverlauf der Männchen für die Jahre 2001/02 im HUG Merseburg
- 3.13. Fangverlauf der Weibchen für die Jahre 2001/02 im HUG Merseburg
- 3.14. Vergleich der geschätzten Populationsgröße für die 2001 und 2002 untersuchten Gewässer M1, M3 und M4
- 3.15. Vergesellschaftung im HUG Merseburg
- 3.16. Vergesellschaftung im UG Halle

- 3.17. Vergesellschaftung im UG Ost-Harz
- 3.18. Altersverteilung (Kategorie I bis IV) aller Tiere in den Gewässern M1 bis M5
- 3.19. Vergleich der Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Tiere temporärer (n= 133) und perennierender (n= 166) Gewässer des HUG Merseburg
- 3.20. Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Männchen (n= 122) und Weibchen (n= 177) im HUG Merseburg
- 3.21. Alter der Tiere in Abhängigkeit vom Erstfang in den Merseburger Gewässern für 2001/02
- 3.22. Altersverteilung (Kategorie I bis IV) aller Tiere im UG Halle (n= 89) (BB, RM, BS) und im UG Ost-Harz (n= 39) (DG)
- 3.23. Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Männchen und Weibchen im UG Halle (n= 89)
- 3.24. Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Männchen und Weibchen im UG Ost-Harz
- 3.25. Vergleich der Altersverteilung der Tiere im HUG Merseburg (M), UG Halle (H) und UG Ost-Harz (D)
- 3.26. Vergleich der KRL und Körpermasse der Tiere der Gewässer M1, M3 und M4 (2001 und 2002)
- 3.27. Kopf-Rumpf-Länge der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg (2001 und 2002)
- 3.28. Körpermasse der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg (2001 und 2002)
- 3.29. Verlauf des Konditionsindex für Männchen und Weibchen des HUG Merseburg 2001
- 3.30. Verlauf des Konditionsindex für *T. cristatus* in den perennierenden und den temporären Gewässern des HUG Merseburg 2001
- 3.31. Verlauf des Konditionsindex für Männchen und Weibchen des HUG Merseburg 2002
- 3.32. Verlauf des Konditionsindex für *T. cristatus* in den perennierenden und den temporären Gewässern des HUG Merseburg 2002
- 3.33. Beziehung zwischen Alter (Kategorie I bis IV) und Kopf-Rumpf – Länge (KRL) der Männchen (n= 104) und Weibchen (n= 154) im HUG Merseburg
- 3.34. Vergleich der KRL-Mittelwerte der Tiere der drei Untersuchungsgebiete nach Alterskategorien

4. Populationsgenetik

- 4.1. Genetische Diversität nach NEI (1987) der sachsen-anhaltinischen Populationen
- 4.2. Neighbor-Joining-Tree nach den genetischen Distanzen von NEI (1972)
- 4.3. Abhängigkeit der genetischen von der geographischen Distanz im HUG Merseburg
- 4.4. Abhängigkeit der genetischen von der geographischen Distanz im UG Halle

1. Einleitung

- 1.1. Entfernungen [km] der Gewässer im HUG Merseburg
- 1.2. Entfernungen [km] der Gewässer im UG Halle

2. Habitatwahl und Konnektivität in Sachsen-Anhalt

- 2.1. Distanzen der Fundpunkte [m] innerhalb der Großlandschaften

3. Populationsökologie

- 3.1. Fallentypen pro Gewässern und Untersuchungsjahr
- 3.2. Fanggeschichte einiger Individuen des Gewässers M3 (2001)
- 3.3. Gewässer und Zahl der ausgewerteten Phalangen
- 3.4. Histologischer Arbeitsgang für die Anfertigung von Phalangen-Schnittpräparaten zur skeletochronologischen Altersbestimmung
- 3.5. Fangzahlen (Fz) und geschätzte Populationsgröße (N) der männlichen, weiblichen und aller Tiere des Untersuchungsjahres 2001 (M1 bis M5)
- 3.6. Fangzahlen (Fz) und geschätzte Populationsgröße (N) der männlichen, weiblichen und aller Tiere des Untersuchungsjahres 2002 (M1, M3 und M4)
- 3.7. Vergleich der Altersverteilung mittels Mann-Whitney U-Test im HUG Merseburg
- 3.8. Vergleich der Altersverteilung mittels Mann-Whitney U-Test im UG Halle
- 3.9. Messergebnisse für die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und die Körpermasse (KM) der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg 2001
- 3.10. Messergebnisse für die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und die Körpermasse (KM) der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg 2002
- 3.11. Messergebnisse für die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und die Körpermasse (KM) der männlichen und weiblichen Tiere des UG Halle und UG Ost-Harz
- 3.12. Morphometrische Daten der Tiere der Merseburger Gewässer (M1 – M5) getrennt nach Alterskategorie

4. Populationsgenetik

- 4.1. Stichprobengröße der untersuchten Gewässer für die genetischen Untersuchungen
- 4.2. Veränderte Konzentrationen für die PCR-Reaktion
- 4.3. Abweichung vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (GUO & THOMPSON 1992)

-
- 4.4. Anzahl der beobachteten Allele und *allelic richness* pro Locus und Population
 - 4.5. Beobachtete (H_o) und erwartete Heterozygotie (H_e) pro Locus und Population
 - 4.6. Test auf genetischen Flaschenhals (BOTTLENECK)
 - 4.7. F_{ST} -Werte nach WEIR & COCKERHAM (1984) und geographische Distanz [km] der Populationen in Sachsen-Anhalt

1. Einleitung

1.1. Allgemeine Einführung

Seit den letzten Jahrzehnten sind Artenrückgang, Auslöschung von Populationen und deren Lebensraum Schlagworte in vielen Publikationen. Kaum eine Tier- und Pflanzenart, die nicht gefährdet oder vom Aussterben bedroht ist. Amphibien und Reptilien zählen unter den Wirbeltieren zu denjenigen mit den größten Einbußen in Artenzahl und Lebensraumverlust. Allein 32,5 % aller Amphibienarten sind als bedroht eingestuft (STUART et al. 2004). Einen solch hohen Gefährdungsstatus weist keine andere Wirbeltierklasse auf. Die Erklärungen für diesen *global decline* sind vielfältig und nicht immer eindeutig belegt (HENLE & STREIT 1990, HOULAHAN et al. 2000). Besteht über die generellen Gefährdungsursachen wie Verlust und Zerstörung des Lebensraumes, Belastung durch Umweltgifte und natürliche Ursachen relative Einigkeit ist nicht immer klar und quantitativ belegt, wie diese Faktoren auf eine Population wirken. Aus dem west-pazifischen Raum ist ein Fall belegt, wie erhöhte UV-B Strahlung im flachen Wasser das Auftreten von Pilzinfektionen begünstigt und so die Eimortalität bei *Bufo boreas* steigt (KIESECKER, BLAUSTEIN & BELDEN 2001).

Innerhalb Europas und Deutschlands sind Biotopzerstörung und –umwandlung die Hauptursache für den Rückgang der Amphibien (HENLE & STREIT 1990, STUART et al. 2004). Vor allem der Kammmolch (*Triturus cristatus*) und die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) gelten europaweit als besonders gefährdet und sind als einzige Amphibienarten im Anhang II der FFH-Richtlinie (Natura 2000) zu finden (MEYER & SY 2001, NATSCHR 2000). Dadurch sind diese beiden Arten in den Blickpunkt der Forschung und des Naturschutzes gelangt.

Exemplarisch für die durch den Menschen geprägte Landschaft Mitteleuropas soll in der vorliegenden Arbeit die Überlebensstrategie von *Triturus cristatus* in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts untersucht werden.

Der bisherige Bearbeitungsstand von *T. cristatus* ist aufgrund meist methodischer Schwierigkeiten eher lückig. Trotz langjähriger Erhebungen in Sachsen-Anhalt (WOLTERSTORFF 1888) sind Aussagen über Populationsgröße und –struktur kaum vorhanden. Ausführlichere Kartierungen fanden in den 1980er (BUSCHENDORF 1984) und 1990er Jahren (SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994, GROSSE & GÜNTHER 1996) statt. Die letzte Kartierung erfolgte von 1990 bis 2000 und wurde in MEYER et al. (2004) veröffentlicht.

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag liefern zur Habitatwahl und Konnektivität, der Populationsökologie sowie der Populationsgenetik des Kammmolches in Sachsen-Anhalt.

In der Einleitung wird *Triturus cristatus* und die Untersuchungsgebiete in Sachsen-Anhalt kurz vorgestellt. Im zweiten Teil wird dargelegt wie die naturräumliche Ausstattung in Sachsen-Anhalt ist, d.h. welche Ausgangsposition hat *T. cristatus*. Wie hoch ist der Anteil naturnaher Flächen? Welche Faktoren bestimmen das Verbreitungsbild? Sind es klimatische Faktoren oder die Naturnähe? Wie stark sind die Nachweise bzw. Fundpunkte des Kammmolches voneinander isoliert?

Mit Hilfe populationsökologischer und –genetischer Untersuchungen soll bestimmt werden wie die Situation der Populationen in Sachsen-Anhalt ist. D.h. gibt es schon Anzeichen z.B. in der Populationsgröße und Altersstruktur, die auf eine Gefährdung der Art hindeuten? Führt die zunehmend räumliche Isolierung bereits zu einer genetischen Isolierung und Verarmung der Populationen?

Hierzu wurden drei verschiedene Untersuchungsgebiete gewählt (siehe Pkt. 1.3.). Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag im Hauptuntersuchungsgebiet Merseburg, in welchem fünf Gewässer mit bekannten Kammmolchvorkommen beprobt wurden. Die Untersuchungsgebiete Halle und Ost-Harz dienten v.a. Vergleichszwecken bei der Altersstruktur und Populationsgenetik. Da in den beiden Kapiteln Populationsökologie und -genetik ebenso eine Einleitung erfolgt, wird hier nicht genauer auf die beiden Punkte eingegangen.

Im letzten Kapitel der Arbeit sollen diese drei Kapitel in Verbindung gebracht und zusammengefasst werden. Weiterhin soll versucht werden zu klären wie genau die Überlebensstrategien des Kammmolches in Sachsen-Anhalt aussehen. Wie wird die Überlebensfähigkeit der Art langfristig eingeschätzt?

1.2. Biologie der Art

Der Kammmolch (*Triturus cristatus*, LAURENTI 1768) gehört innerhalb der Schwanzlurche (Urodela) zur Familie der *Salamandridae*. Zu dieser „Art“ gehören noch vier weitere, die zur Superspezies Kammmolch zusammengefasst werden (ARNTZEN 2003, THIESMEIER & KUPFER 2000). Der hier untersuchte Kammmolch, ist der Nördliche Kammmolch, der im folgenden nur noch als Kammmolch oder *Triturus cristatus* bezeichnet wird.

1.2.1. Allgemeine Charakteristik

Triturus cristatus gehört zu den größten Molchen seiner Gattung. Die Körperlänge der Art wird mit bis zu 180 mm angegeben, wobei die weiblichen Tiere meist größer sind (ARNTZEN 2003, GRIFFITHS 1996, GROSSE & GÜNTHER 1996, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, THIESMEIER & KUPFER 2000). Der Körper ist dunkelbraun, mit zahlreichen Warzen und mit einem für die Männchen charakteristischen Perlmutterband entlang der Flanken. Den namensgebenden Kamm besitzen ebenfalls nur die Männchen. Die Kloake der Männchen ist zur Paarungszeit stärker geschwollen und meist dunkel gefärbt, die der Weibchen meist orange und flach (GROSSE & GÜNTHER 1996, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Beide Geschlechter zeichnen sich durch einen orangefarbenen Bauch mit individuellem Fleckenmuster aus, das zur Identifizierung der Individuen genutzt werden kann (HAGSTRÖM 1973).

Die Jahresaktivität der Molche beginnt in Mitteleuropa je nach Witterung im Februar/März mit der Wanderung der adulten Tiere zu den Laichgewässern. Die Balz- und Paarungsaktivitäten finden von März bis Juni statt. Die Tiere sind während dieser Zeit dämmerungs- und nachtaktiv und v.a. im benthischen Bereich des Gewässers zu finden. Die Geschlechterrate in den Laichgewässern liegt nahe 1:1. Spätestens im Oktober/November verlassen die adulten Tiere das Gewässer und begeben sich in ihr meist terrestrisches Winterquartier. Dieses befindet sich i.d.R. im 1 km-Umkreis des Laichgewässers (GRIFFITHS 1996, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, THIESMEIER & KUPFER 2000).

Nach einer aufwendigen Balz (siehe auch GREEN 1989, ZUIDERWIJK & SPARREBOOM 1986) setzt das Männchen eine Spermatophore ab, die das Weibchen dann aufnimmt und in ihrer Spermatheca aufbewahrt bevor es zur Befruchtung kommt. Weibchen können während einer Fortpflanzungsperiode mehrere Spermatophoren auch von verschiedenen Männchen aufnehmen (ARNTZEN 2003, HALLIDAY 1998). Nach der Befruchtung der Eier werden diese vom Weibchen einzeln abgelegt. Ein Weibchen

legt ca. 200 Eier pro Laichsaison. Bei *Triturus cristatus* und *T. marmoratus* tritt das Chromosom-1-Phänomen auf, d.h. dass jedes Individuum, das homozygot für das Chromosom 1 ist, nicht über das tailbud-Stadium während der Embryonalentwicklung hinauskommt. In jeder Generation tritt somit unabhängig von weiteren Faktoren eine Mortalität von ca. 50 % bei den Eiern auf. (HALLIDAY & ARANO 1991, HORNER & MACGREGOR 1985).

1.2.2. Verbreitung und Habitat

Die Verbreitung des Kammmolches reicht fast geschlossen von Frankreich im Westen bis zum Ural im Osten. Im Norden ist die Art bis ins südliche Skandinavien und im Süden bis an die Alpen und an den Balkan zu finden (siehe Abb. 1.1.). Großbritannien ist bis auf Schottland fast flächendeckend besiedelt, aber es gibt keine Nachweise in Irland (ARNTZEN 2003, ARNTZEN & BORKIN 1997, GRIFFITHS 1996, GROSSE & GÜNTHER 1996, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, THIESMEIER & KUPFER 2000). Als typisch planar-colline Art meidet er höhere Gebirge wie die Alpen und Pyrenäen.

In Deutschland ist er nur auf den ersten Blick flächendeckend vorhanden. Hier werden die Mittelgebirge über 600 m gemieden und er kommt v.a. in den Offenlandgebieten des Tieflandes vor (GROSSE & GÜNTHER 1996, THIESMEIER & KUPFER 2000).

Wie viele andere Amphibienarten ist der Kammmolch auf gut strukturierte Gewässer und Landlebensräume angewiesen. Hier werden nach Untersuchungen von SCHIEMENZ & GÜNTHER (1994) v.a. Teiche, Weiher aber auch Lehm- und Kiesgruben besiedelt. Allgemein gesagt, spielen anthropogen geschaffene Habitate nicht nur beim Kammmolch eine immer größere Rolle. Als Landhabitate werden v.a. reich strukturierte Umgebungen wie Wälder und Gärten bevorzugt.

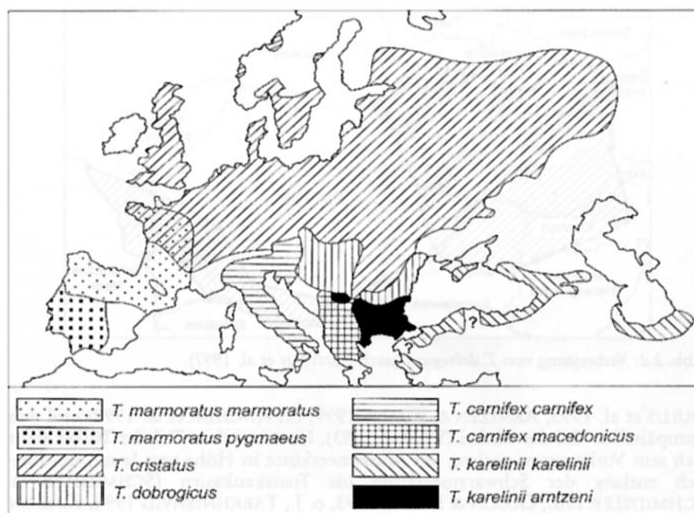


Abb. 1.1.: Verbreitungskarte der Kammmolch Superspezies (Karte aus THIESMEIER & KUPFER 2000)

1.3. Untersuchungsgebiet

In dieser Arbeit wurden drei Gebiete in Sachsen-Anhalt untersucht: fünf Gewässer auf dem Gelände des ehemaligen Militärflughafens Merseburg (HUG Merseburg), drei Gewässer im Raum Halle (UG Halle) sowie ein Gewässer bei Degenershausen (UG Ost-Harz) (siehe Abb. 1.2.). Bei allen neun Untersuchungsgewässern handelt es sich um anthropogen geschaffene Biotope.

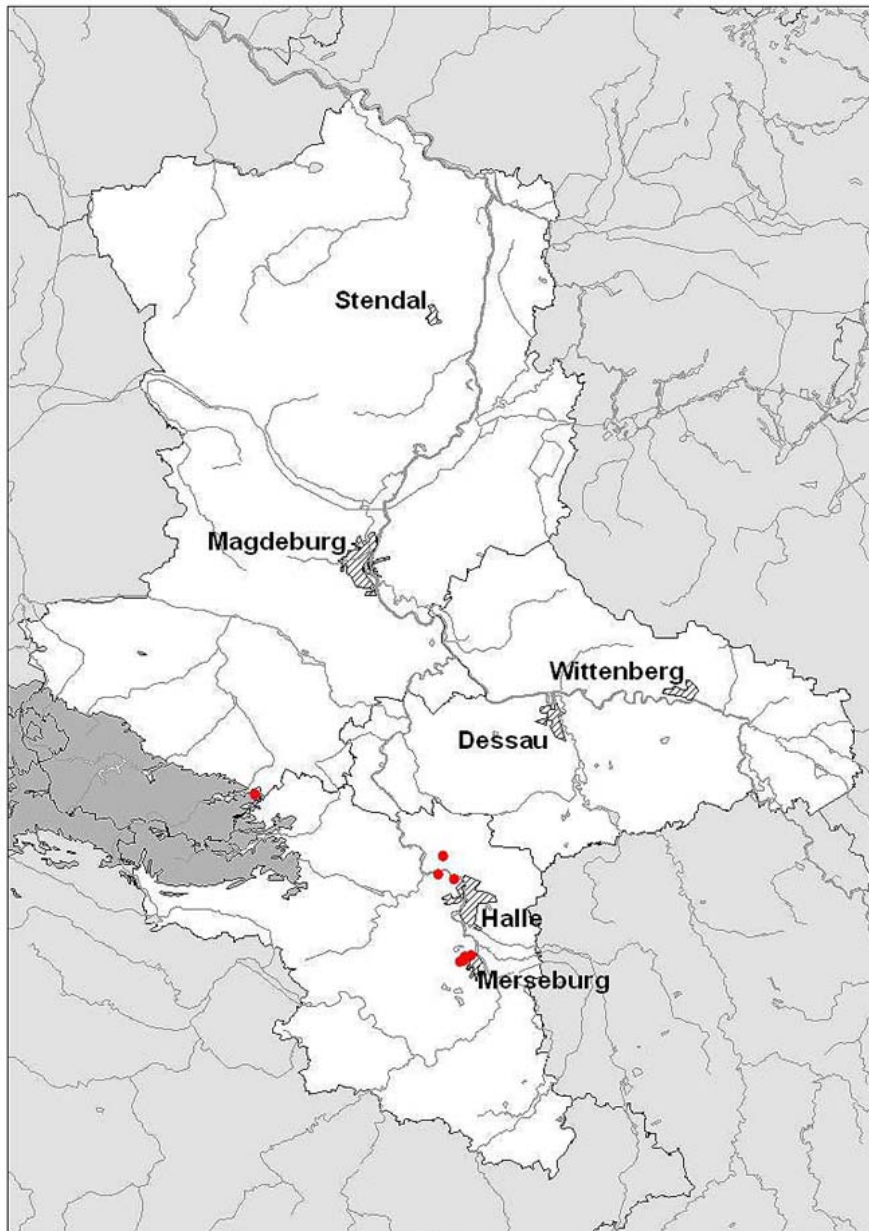


Abb. 1.2.: Lage der Untersuchungsgebiete in Sachsen-Anhalt

1.3.1. Hauptuntersuchungsgebiet Merseburg

Das HUG Merseburg befindet sich auf dem Gelände des ehemaligen Militärflughafens am Westrand der Stadt Merseburg. Das Flugplatzgelände umfasst eine Fläche von ca. 315 ha. Das Gebiet gehört zur Landschaftseinheit der Querfurter Platte (KUGLER, NAGEL & SZEKELY 2002). Merseburg liegt am östlichen Rand des Klimabezirkes „Börde- und Mitteldeutsches Binnenklima“. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9 °C und der Jahresniederschlag 500 mm.

Das Untersuchungsgebiet wurde von 1935 bis Kriegsende 1945 als Flieger- bzw. Leithorst von der Wehrmacht genutzt. Bis 1945 befanden sich hier Produktionsstätten der Junkers-Werke. Von 1945 bis 1991 war auf dem Flugplatz die 6. Jagdfliegerdivision der Westgruppe der GUS-Truppen (WGT) stationiert. Die WGT baute den Flugplatz in den 1980er Jahren weiter aus, so dass z.B. die Landebahn auf ca. 2700 m verlängert wurde (CONSULTINGGESELLSCHAFT FÜR UMWELT UND INFRASTRUKTUR MBH 1992). Seit der Aufgabe des Flugplatzes durch die WGT liegt das Gelände brach und wird z.T. noch als Flugplatz für Privatmaschinen genutzt. Ein Rahmenplan für dieses Gebiet sieht eine zukünftige Nutzung als Gewerbegebiet vor (mdl. Frau WINTER-SCHULZ (Stadtplanungsamt Merseburg)).

Über das Alter der Gewässer lassen sich keine genauen Angaben machen. Auf Luftbildaufnahmen aus den 1940er Jahren sind z.B. im Bereich des Schießplatzes noch keine Gewässer erkennbar. Die Gewässer M1 und M2, die sich nördlich des ehemaligen Schießplatzes befinden, sind wohl erst durch Sprengung eines ehemaligen Munitionslagers entstanden. So dass die Gewässer im heutigen Ausmaße frühestens seit den 1950/60er Jahren bestehen (CONSULTINGGESELLSCHAFT FÜR UMWELT UND INFRASTRUKTUR MBH 1992, mdl. Frau WINTER-SCHULZ (Stadtplanungsamt Merseburg)). Die Gewässer M3 und M5 sind ehemalige Gräben, die von der WGT angelegt wurden. Diese sind auf jeden Fall erst nach der Erweiterung des Flugplatzes entstanden, also nach 1984. Das Gewässer M4 befindet sich im Bereich einer ehemaligen Deponie innerhalb einer Tongrube östlich der ehemaligen Schweineställe. Die Deponie wurde, nach Aussagen von Frau WINTER-SCHULZ, Anfang der 90er Jahre eingeebnet und mit einer Lehm-Tonmischung behandelt. Aus der Senke in der ehemaligen Tongrube ist das Gewässer M4 entstanden (siehe Abb. 1.3.). Abbildungen und weitere Informationen zu den Untersuchungsgewässern können im Anhang I gefunden werden.

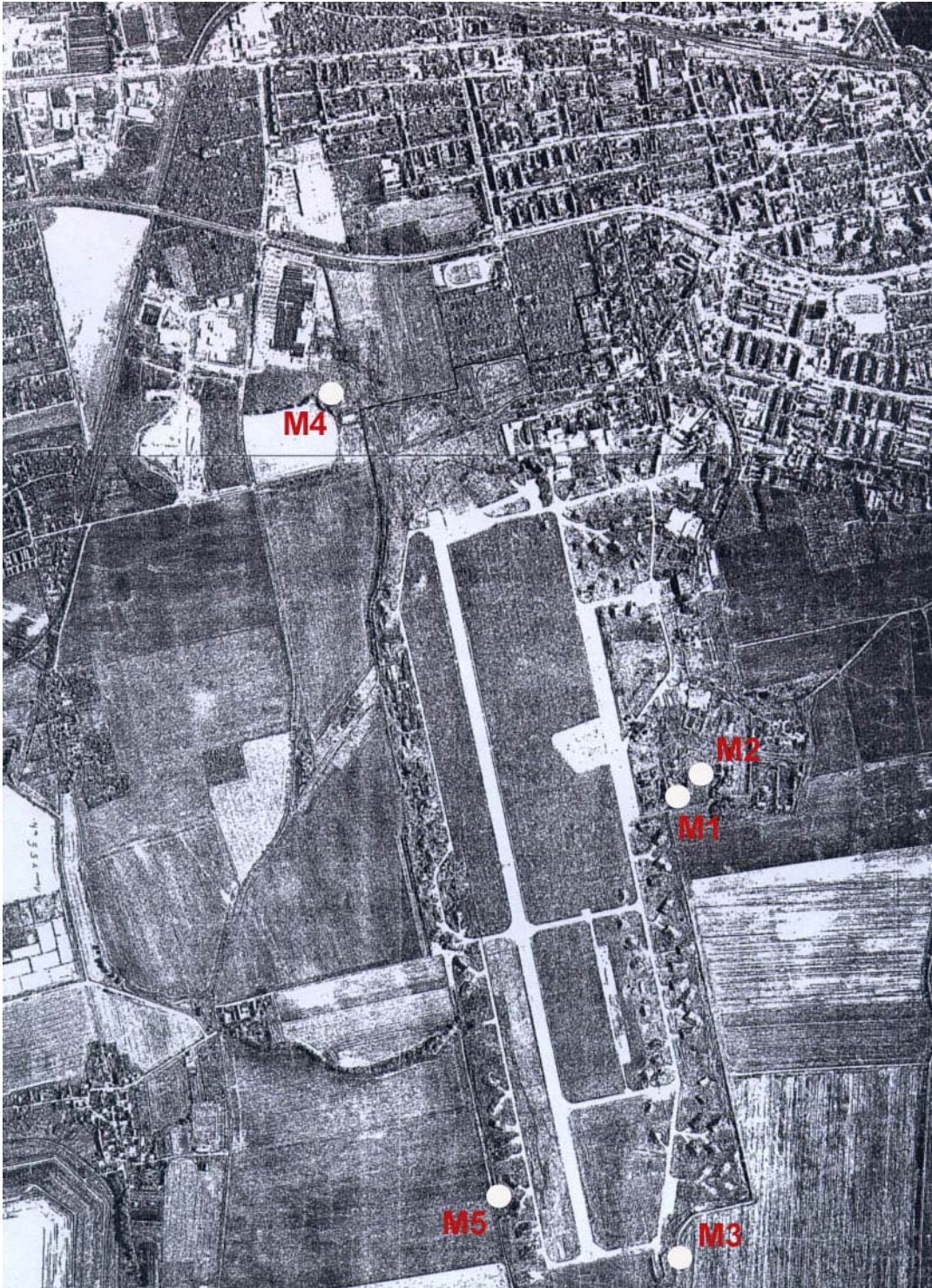


Abb. 1.3.: Lage der Untersuchungsgewässer M1 bis M5 im HUG Merseburg – Maßstab: ca. 1:5700 - Luftaufnahme von 1991

Die Entfernung der Gewässer in diesem Gebiet beträgt minimal 0,11 (M1 zu M2) und maximal 2,83 km (M3 zu M4) (siehe Tab. 1.1.). Die mittlere Entfernung der Merseburger Gewässer zu den Gewässern des UG Halle beträgt 20 km und zum Gewässer DG im Ost-Harz 57 km.

Tab.1.1.: Entfernungen [km] der Gewässer im HUG Merseburg

	M1	M2	M3	M4	M5
M1	---	0,11	1,02	1,86	1,14
M2		---	1,06	1,87	1,23
M3			---	2,83	0,82
M4				---	2,53
M5					---

1.3.2. Untersuchungsgebiet Halle und Ost-Harz

Die drei haleschen Gewässer Roitschmark (RM), Brandberge (BB) und Beidersee (BS) gehören zu den Landschaftseinheiten Unteres Saaletal und Hallesches Ackerland (KUGLER, NAGEL & SZEKELY 2002). Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 9 °C und der Niederschlag zwischen 450 und 500 mm (BLISS, SCHÖPKE & WALLASCHEK 1996).

Das Gewässer RM befindet sich in einem ehemaligen Porphyrtsteinbruch im äußersten Nordwesten des Stadtgebietes am Rande des NSG Lunzberge (LAU 1997). Über das genaue Alter des Gewässers ist nichts bekannt.

Das Gewässer BB befindet sich ebenfalls im Nordwesten der Stadt innerhalb des NSG Brandberge. Dieses Gebiet wurde seit den 1950er Jahren v.a. als Fahrschulgelände für schwere Armeefahrzeuge der sowjetischen Armee genutzt. Seit 1995 ist das Gebiet als NSG eingestuft (BLISS & STÖCK 1998, LAU 1997). Das Gewässer befindet sich in einer Senke, die zum Gebietsrand von einer Fernheiztrasse und einem Wartungsweg der Stadtwerke Halle begrenzt wird.

Das Gewässer BS ist eine von mehreren ehemaligen Formsandgruben nahe der Ortschaft Beidersee im Saalkreis. Über das genaue Alter dieser Gewässer ist nichts bekannt.

Die Entfernung der haleschen Gewässer zueinander liegt zwischen 3,4 und 5,5 km (siehe Tab. 1.2.). Die mittlere Entfernung zum Gewässer Degenershausen beträgt 44 km.

Tab. 1.2.: Entfernungen [km] der Gewässer im UG Halle

	RM	BB	BS
RM	---	3,42	3,98
BB		---	5,49
BS			---

Das Gewässer Degenershausen (DG) befindet sich im Kreis Aschersleben-Staßfurt im Ost-Harz (LSG Harz und Vorländer) und gehört zur Landschaftseinheit Unterharz (LAU 2003, KUGLER, NAGEL & SZEKELY 2002). Das Klima des Harzes ist durch eine von Westen nach Osten zunehmende Jahrestemperatur von 5,5 bis 8 °C und durch einen abnehmenden Jahresniederschlag von 1100 bis 600 mm gekennzeichnet. Das Untersuchungsgebiet gehört zum Klimagebiet Mitteldeutsches Berg- und Hügellandklima (DOBLER 1999). Es liegt etwa 300 m N.N. unweit der Ortschaft Degenershausen und ist ein Staugewässer der Mukarehne. Über das genaue Alter ist nichts bekannt.

Weitere Informationen zu den Untersuchungsgewässern in Halle und im Ost-Harz können im Anhang I gefunden werden.

2. Habitatwahl und Konnektivität in Sachsen-Anhalt

Anhand der Auswertung von Literatur- und Kartenangaben* konnte die Konnektivität, Verbreitung und Habitatwahl der sachsen-anhaltinischen Kammolchpopulationen dargestellt werden. Die Abstände innerhalb der Verbreitungsschwerpunkte wurden mit ArcView (ESRI) bestimmt. Die Fundpunkte basieren auf ehrenamtlichen Kartierungen (1990-2000) und wurden auf Karten (MTB 1:25.000) durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt dargestellt (siehe auch MEYER et al. 2004). Die Nomenklatur der Großlandschaften und Landschaftseinheiten wurde von KUGLER, NAGEL & SZEKELY (2002) übernommen.

2.1. Verbreitung

Der Kammolch besitzt in Sachsen-Anhalt ein sehr lückiges Verbreitungsgebiet (siehe Abb. 2.1.). *Triturus cristatus* kommt in allen sieben Großlandschaften Sachsen-Anhalts vor, aber zwischen diesen bestehen z.T. erhebliche Unterschiede in der Besiedlung. Betrachtet man die Präsenz (70 %) in den Messtischblattquadranten (MTB) sieht die Situation besser aus, täuscht aber über das disjunkte Verbreitungsbild der Art hinweg (siehe MEYER et al. 2004).

Auf der Basis der Fundpunkte konnte eine deutliche Präferenz für die Landschaften am Südrand des Tieflandes gezeigt werden. In abnehmender Häufigkeit folgen die Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsländer, die Flusstäler und Niederungslandschaften sowie die Ackerebenen. Am geringsten ist die Besiedlung in den Mittelgebirgen und den Bergbaufolgelandschaften (siehe Abb. 2.2.).

Innerhalb der Landschaften am Südrand des Tieflandes treten v.a. die Altmarkplatten und die Altmarkheiden mit 137 Fundpunkten hervor (siehe Anhang II). Im Vorfläming erreicht *T. cristatus* mit 35 Fundpunkten ebenso eine gute Präsenz.

Bei den Hügelländern, Schichtstufen- und Mittelgebirgsländern tritt v.a. das Helme-Unstrut-Buntsandsteinland mit 20 Fundpunkten hervor. Mit 14 bzw. 15 Fundpunkten weisen das Nördliche Harzvorland und das Ohre-Aller-Hügelland ähnlich hohe Fundpunktzahlen auf. Die übrigen Landschaftseinheiten dieser Großlandschaft sind nur mit wenigen Fundpunkten vertreten.

* Datenquelle: LFA Feldherpetologie des Naturschutzbundes Deutschlands mit Projekt „Herpetofauna Sachsen-Anhalt 2000“, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt und herpetologische Datenbank AG Herpetologie, Institut für Zoologie, Universität Halle

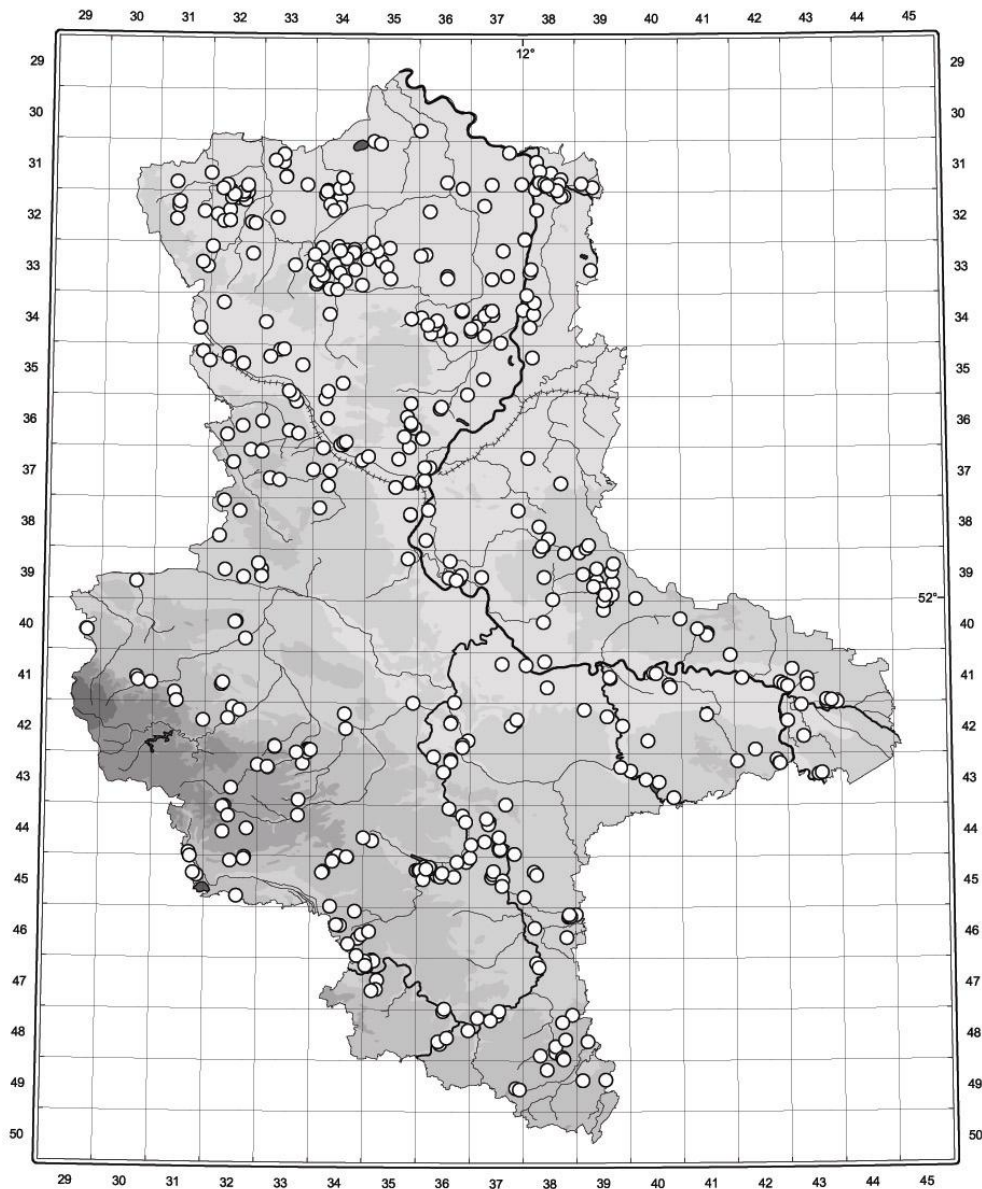


Abb. 2.1.: Nachweise von *Triturus cristatus* in Sachsen-Anhalt (1990 – 2000) - Karte aus MEYER et al. (2004)

In den Flusstälern und Niederungslandschaften werden v.a. das Elb- und Saaletal mit 46 bzw. 21 Fundpunkten besiedelt. Sonst gibt es nur noch Nachweise im Muldetal, Drömling und Rhin-Havel-Luch.

Die Ackerebenen stellen aufgrund ihrer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ein suboptimales Habitat für Amphibien dar. Im Halleschen Ackerland, das mit 14 Fundpunkten die größte Dichte aufweist, spielen v.a. Sekundärbiotope wie Steinbrüche, Kiesgruben und ehemalige Truppenübungsplätze eine wichtige Rolle für das Auftreten von Amphibien in dieser Landschaftseinheit.

Der Harz wird von *T. cristatus* ab einer Höhe von 500 m gemieden, daher sind nur Nachweise aus dem Unterharz bekannt (GROSSE & GÜNTHER 1996, MEYER et al. 2004, THIESMEIER & KUPFER 2000).

Bergbaufolgelandschaften stellen je nach Grad ihrer Sukzession eine Alternative zu den immer weniger werdenden Primärbiotopen dar. In der Tagebauregion Zeitz/Weißenfels/Höhenmölsen (10 Fundpunkte) scheint eine solcher Fall vorzuliegen.

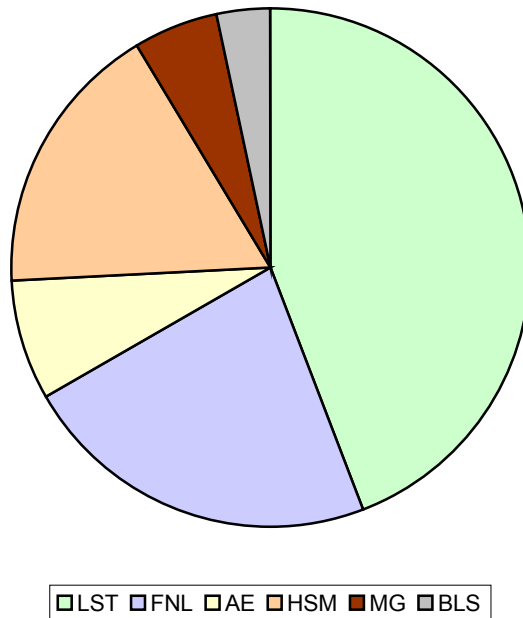


Abb. 2.2.: Fundpunktverteilung in den Großlandschaften Sachsen-Anhalts (n= 614) – LST= Landschaften am Südrand des Tieflandes, FNL= Flusstäler und Niederungslandschaften, AE= Ackerebenen, HSM= Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsländer, MG= Mittelgebirge, BLS= Bergbaufolgelandschaften

2.2. Habitatwahl

Vor allem die Waldarmen Offenlandschaften und die Wald-Offenland-Landschaften werden von *T. cristatus* bevorzugt. Die Landschaften am Südrand des Tieflandes, die Flusstäler und Niederungslandschaften sowie die Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsländer sind durch diese Bodennutzungstypen (KUGLER, NAGEL & SZEKELY 2002) gekennzeichnet und weisen jeweils die höchsten Fundpunktzahlen auf. Die Waldarmen Offenlandschaften mit hohem Siedlungs- und/oder Bergbauflächen, hier v.a. die Ackerebenen werden ebenso wie die Waldlandschaften des Harzes eher gemieden und weisen deutlich weniger Fundpunkte auf (siehe Abb. 2.2.).

Einen ähnlich positiven Zusammenhang gibt es zwischen der Anzahl der Fundpunkte und dem Anteil naturnaher Landschaften. Hier wurden nach KUGLER, NAGEL & SZEKELY (2002) Flächen als naturnah betrachtet, die einen Anteil naturnaher Landschaftsteile an den Landschaftseinheiten von mindestens 10 % haben. Die Korrelati-

on ist positiv ($r= 0,76$), d.h. naturnahe Landschaften werden von *T. cristatus* bevorzugt besiedelt, aber mit $p= 0,08$ (Spearman Korrelation) nicht signifikant.

Die Höhenverteilung des Kammmolches in Sachsen-Anhalt spiegelt klar seine Einordnung als planar-colline Art wieder (ARNTZEN & BORKIN 1997, BLAB 1986, GROSSE & GÜNTHER 1996, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). In Sachsen-Anhalt ist *T. cristatus* ab 500 m nicht mehr nachweisbar. Die meisten Nachweise liegen bis 100 m N.N. vor (siehe Abb. 2.3.).

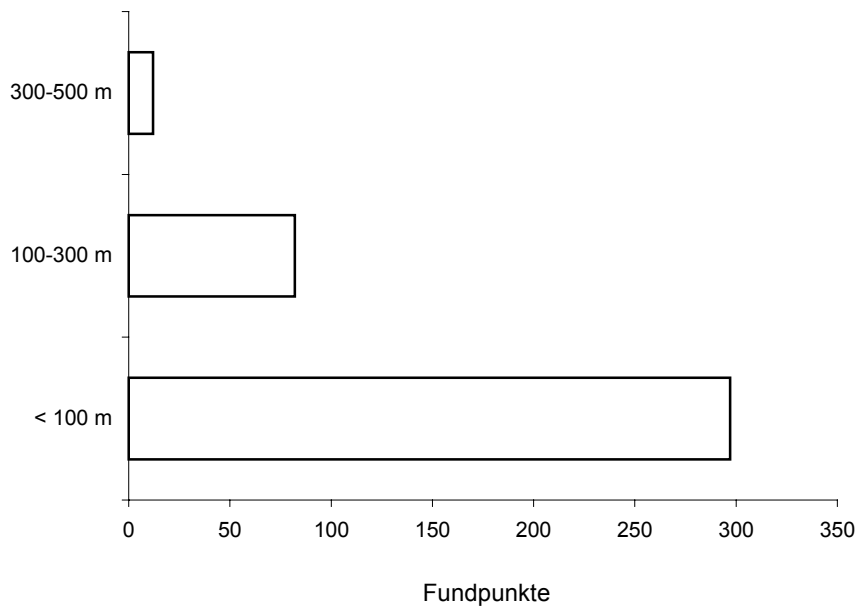


Abb.: 2.3.: Höhenverteilung der Fundpunkte von *Triturus cristatus* in Sachsen-Anhalt (n= 391)

Bei der Untersuchung des klimatischen Einflusses auf die Verbreitung ergibt sich kein so eindeutiges Bild bezüglich der dazugehörigen Landschaftseinheiten. Bei der Auswertung der Karten stellt sich eine Präferenz von *T. cristatus* für die wärmeren gegenüber den feuchteren und kühleren Zonen heraus (siehe Abb. 2.4.), aber die Verteilung der Fundpunkte innerhalb dieser Klimazonen scheint sich doch eher an der Naturnähe und der Präferenz für Offenlandschaften zu orientieren.

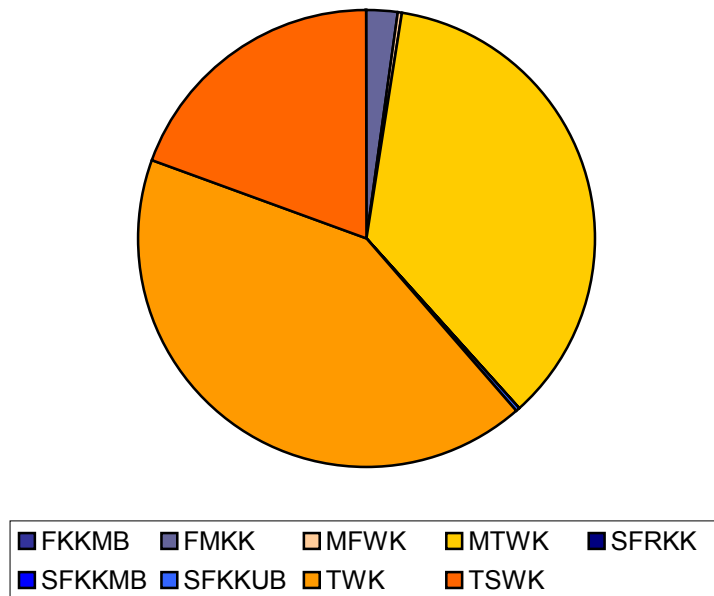


Abb. 2.4.: Fundpunktverteilung geordnet nach den Klimazonen Sachsen-Anhalts (n= 614) – FKKMB= Feuchtes kühles Klima der mittleren Berglagen, FMKK= Feuchtes mäßig kühles Klima, MFWK= Mäßig feuchtes warmes Klima, MTWK= Mäßig trockenes warmes Klima, SFRKK= Sehr feuchtes raues Klima der Kammlagen, SFKKMB= Sehr feuchtes kühles Klima der mittleren Berglagen, SFKKUB= Sehr feuchtes kühles Klima der unteren Berglagen, TWK= Trockenes warmes Klima, TSWK= Trockenes sehr warmes Klima

2.3. Konnektivität

Anhand der Fundpunktkarte für Sachsen-Anhalt konnten insgesamt 16 Verbreitungsschwerpunkte (VSP) ermittelt werden. Als Verbreitungsschwerpunkte wurde eine Anhäufung von mindestens fünf Fundpunkten bezeichnet, die untereinander nicht weiter als 1000 m auseinander liegen, welches dem Migrationsradius von *Triturus cristatus* entspricht (GRIFFITHS 1996, GROBE & GÜNTHER 1996, THIESMEIER & KUPFER 2000). Auf diese Weise konnten 261 (42,5 %) der 614 Fundpunkte Verbreitungsschwerpunkten zugeordnet werden.

Die Verteilung der VSP auf die Großlandschaften ist in Abbildung 2.5. dargestellt. Wie bei der Fundpunktverteilung (siehe Abb. 2.2.) haben auch hier die Landschaften am Südrand des Tieflandes, die Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsvorländer sowie die Flusstäler und die Niederungslandschaften den höchsten Anteil an Verbreitungsschwerpunkten. Nicht alle Verbreitungsschwerpunkte waren eindeutig einer bestimmten Großlandschaft zuzuordnen, daher wurde so verfahren, dass die Landschaftseinheit mit der höchsten Anzahl an Fundpunkten gewählt wurde. So sind z.B. im VSP 13 sowohl Fundpunkte im Halleschen Ackerland als auch im Östlichen Harzvorland zu finden, letzteres mit mehr Fundpunkten. Also wurde VSP 13 zu den

Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsvorländern gerechnet (siehe auch Anhang III).

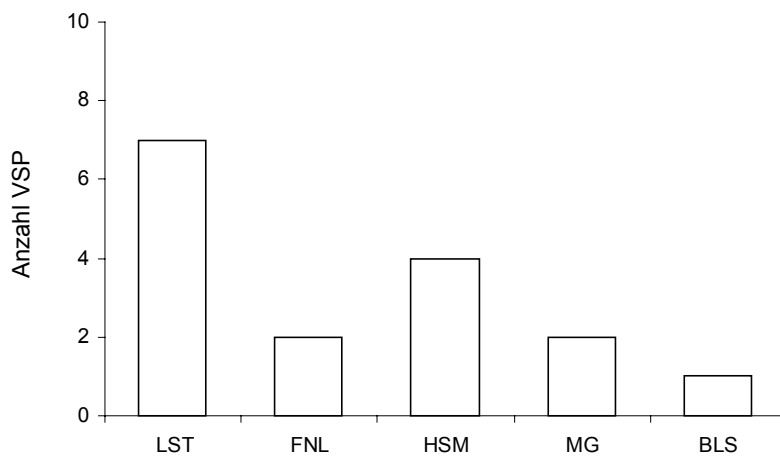


Abb. 2.5.: Verbreitungsschwerpunkte pro Großlandschaft in Sachsen-Anhalt (n= 16)

Innerhalb der Verbreitungsschwerpunkte gibt es z.T. große Unterschiede in der Anzahl der Fundpunkte pro VSP. Die Zahlen schwanken zwischen 6 (VSP 9 und 11) und 41 (VSP 13) Fundpunkten. Analog der Fundpunktverteilung ist ebenfalls eine Präferenz für die naturnahen Landschaften ($r= 0,77$), die Wald-Offenland-Landschaften ($r= 0,97$) und die wärmeren Klimazonen des Landes zu beobachten. Allerdings ist keine dieser Korrelationen signifikant ($p > 0,05$, Spearman Korrelation). Die Entfernung der Fundpunkte innerhalb der Verbreitungsschwerpunkte bewegt sich zwischen 19 m und 19 km (siehe Tab. 2.1.). Im Mittel liegen die Fundpunkte 5 km auseinander.

Tab. 2.1.: Distanzen der Fundpunkte [m] innerhalb der Großlandschaften – n= Anzahl der vermessenen Fundpunkte, MW= Mittelwert, SE= Standardabweichung min= Minimalwert, max= Maximalwert

	LST	HSM	MGB	FNL	BLS
n	695	411	94	86	32
MW	4983,7	6988,1	4998,4	3247,4	4977,3
SE	2969,1	4368,8	3205,1	2495,6	2296,4
min	41	37	19	75	577
max	14399	19092	11983	12672	11181

Die Verbreitungsschwerpunkte sind untereinander relativ weit entfernt, womit ein Austausch zwischen diesen als unwahrscheinlich betrachtet werden kann. *Triturus cristatus* bildet also in Sachsen-Anhalt keine geschlossene Population, sondern besteht aus mehreren Teilpopulationen (HANSKI 1999) und tritt z.T. in Einzelvorkommen auf. Die Konnektivität der Teilpopulationen untereinander ist also nicht besonders stark ausgeprägt. Einige Vorkommen an der Landesgrenze stehen aber wahrscheinlich in Anbindung an einzelne Vorkommen in Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen und Thüringen (KRONE et al. 2001, MEYER, MEHNERT & NÖLLERT 2001, PODLOUCKY 2001). Dies lässt sich zumindest aufgrund der geringen Entfernung zu den Nachweisen vermuten.

Für Sachsen-Anhalt heißt das, dass sich das Vorkommen von *T. cristatus* immer mehr auf sogenannte Habitatinseln (patches) beschränkt, die v.a. durch große Ackerflächen, Siedlungsflächen und Straßen voneinander getrennt bzw. isoliert sind.

3. Populationsökologie

3.1. Einleitung

Die klassische Populationsbiologie setzt sich u.a. mit Fragen der Populationsgröße, Überlebenswahrscheinlichkeit, Altersstruktur und Vergesellschaftung mit anderen Arten auseinander. Aufgrund dieser Daten ist es möglich Schlussfolgerungen hinsichtlich des Status einer Population zu treffen. Besonders durch mehrjährige Untersuchungen lassen sich Trends in der Populationsentwicklung einer Art feststellen und so Maßnahmen für den Erhalt einer Art ableiten.

In der Literatur sind viele Arbeiten über die Populationsbiologie des Kammmolches zu finden. Neben Mitteleuropa tritt hier v.a. Großbritannien als gut untersuchter Raum hervor. Daneben sind Arbeiten aus Russland und dem skandinavischen Raum bekannt. Trotz der Fülle an Publikationen sind quantitative langjährige Untersuchungen an *Triturus cristatus* eher selten (z.B. ARNTZEN & TEUNIS 1993, ELLINGER & JEHL 1997, FELDMANN 1978).

Da in Mitteleuropa immer weniger primäre Biotop als Lebensraum zur Verfügung stehen, spielen sekundäre Biotop wie z.B. Steinbrüche, Truppenübungsplätze eine immer größere Rolle für Amphibien. Nicht nur in Sachsen-Anhalt sind Flüsse und deren Auen verbaut bzw. zerstört und somit als Lebensraum nur noch selten verfügbar. Die Frage ist, ob in dieser anthropogen beeinflussten Landschaft aquatischer und terrestrischer Lebensraum qualitativ so ausgestattet ist, dass ein langfristiges Überleben des Kammmolches gesichert ist.

Zu diesem Zweck wurden die Populationen in den drei Untersuchungsgebieten Merseburg, Halle und Ost-Harz auf verschiedene populationsbiologische Parameter untersucht. Die Populationsgröße und –struktur sollten v.a. im Untersuchungsgebiet Merseburg klären, ob in diesem stark anthropogen geprägten Lebensraum der Kammmolch überlebensfähig ist. Wie groß bzw. wie stark ist die Population? Wie hoch oder wie niedrig ist die Überlebenswahrscheinlichkeit der Tiere in diesem Lebensraum? Wie ist die Qualität der Gewässer, d.h. wie gut ist die Nahrungsverfügbarkeit und bieten sie auch Lebensraum für andere Amphibienarten? Da sich die Untersuchungen auf zwei Folgejahre (2001/02) beschränkten, konnten keine Aussagen über eine Populationsentwicklung getroffen werden, sondern nur ein Ausschnitt beleuchtet werden.

Im zweiten Teil dieses Kapitels wird auf die Altersstruktur der Populationen der drei Untersuchungsgebiete eingegangen. Spiegelt sich die Isolierung der Laichgewässer

schon in einer Überalterung der Populationen wieder? Liegt schon eine verminderte Reproduktionsfähigkeit vor, die nicht durch Immigranten ausgeglichen wird? Gibt es Unterschiede zwischen den Populationen des Tieflandes und des Ost-Harzes?

Im dritten Teil wird auf die Morphometrie, d.h. die Kopf-Rumpf-Länge und die Körpermasse der Tiere eingegangen. Der Konditionsindex als Ausdruck des Ernährungszustandes der Tiere soll die Frage beantworten, ob der Lebensraum genügend Ressourcen bietet, d.h. wie „fit“ sind die Tiere, was sich z.B. auch in der Überlebensrate und im Reproduktionserfolg der Tiere widerspiegelt.

Als Population wurden in diesem Fall die Individuen eines Laichgewässers in einem Untersuchungsjahr betrachtet. Der Kammmolch bildet in seinem Verbreitungsgebiet keine zusammenhängende Population, sondern besteht aus mehreren Teilpopulationen, so dass man hier von der Struktur einer Metapopulation sprechen kann (BLAB 1993, GRIFFITHS 1996). Deshalb wird im folgenden z.B. von der Metapopulation Merseburg gesprochen.

3.2. Material und Methoden

3.2.1. Erfassungsmethoden

Zum Fang der Kammmolche wurden in den Untersuchungsjahren 2001 bis 2003 unterschiedliche Fangmethoden (siehe Tab. 3.1.) verwendet.

Im Jahr 2001 wurden, v.a. um die beste Fangmethode für die jeweiligen Gewässer zu testen, vier verschiedene Fallentypen benutzt (siehe Abb. 3.1. bis 3.4.). Im Jahr 2002 und 2003 wurden nur noch drei Fallentypen verwendet, da bei den Flaschenfallen eine erhöhte Mortalität der Tiere zu verzeichnen war (siehe auch BERGER 2000, GRIFFITHS 1985, KÜHNEL & RIECK 1988).

Die Artenschutzrechtliche Ausnahmegenehmigung (Nr. 47.24/22482/4/02) zum Fang der Tiere und die Genehmigung von Versuchen an lebenden Tieren (Nr. 43Fa/42502-2-454) wurden jeweils vom Regierungspräsidium Halle erteilt. Die Primärdaten, d.h. Fang und Probennahme in den Gewässern im Jahr 2001, wurden von Dipl.-Biol. Eike Amthauer erhoben.

Tab. 3.1.: Fallentypen pro Gewässer und Untersuchungsjahr

Gewässer	Untersuchungsjahr	Fallentyp
Merseburg M1 bis M5	2001/ 02	Trichterfalle Auftauchfalle Lichtfalle Flaschenfalle (2001)
Halle RM BB BS	2001 2001 2003	Flaschenfalle Flaschenfalle Trichterfalle Auftauchfalle
Ost-Harz DG	2003	Trichterfalle Auftauchfalle Flaschenfalle

Die Fallen wurden morgens kontrolliert und die Tiere nach der Untersuchung sofort freigelassen. Zur Individualerkennung wurde das Ventralmuster der Tiere fotografiert (siehe Abb. 3.5., HAGSTRÖM 1973, HENLE 1997) sowie das Gewicht mittels einer Feinwaage (0,1 g Genauigkeit) bestimmt. Die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) der Tiere wurde in den Gewässern BB, RM und DG mit Hilfe eines Messschiebers gemessen (0,5 mm Genauigkeit) (Abb. 3.6.). Die KRL der Tiere der Merseburger Gewässer und des Gewässers BS wurden nachträglich anhand der Fotos bestimmt. Das Vermessen anhand der Fotos brachte einige Probleme mit sich. Zum einen ließ es die Qualität der Fotos zum Teil nicht zu genaue Messungen zu machen, des weiteren besteht bei Kammmolchen immer das Risiko, dass sie sich bei Gefahr zusammenrollen und so eine exakte Bestimmung der KRL nicht möglich ist (siehe auch GRILLITSCH 1984). Um Aussagen über den Ernährungszustand der Tiere machen zu können, wurde der Konditionsindex (KI) mit der von SINSCH, LANG & WIEMER (2003A) für Urodelen leicht abgewandelten Formel: $KI = \text{Körpermasse [g]} \times 5.000.000 / (\text{Körperlänge [mm]}^3)$ berechnet. Nach dieser Veröffentlichung sind Werte um 100 für *Triturus cristatus* normal.

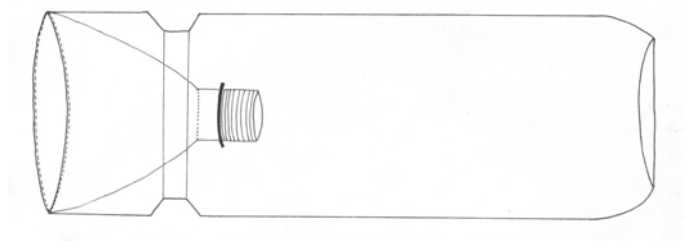


Abb. 3.1.: Flaschenfalle nach BERGER (2000) –
Zeichnung: S. Meyer

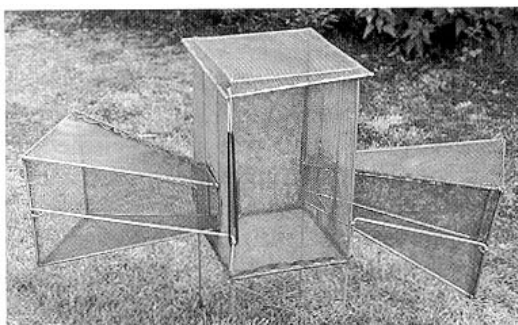


Abb. 3.2.: Trichterfalle nach GLANDT (2000)

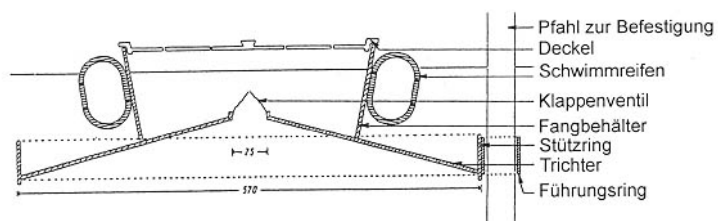


Abb. 3.3.: Auftauchfalle nach MÖLLE & KUPFER (1998)

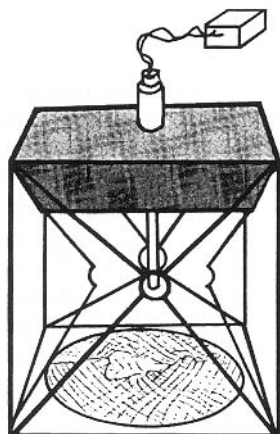


Abb. 3.4.: Lichtfalle nach KRONE & KÜHNEL (1997)



Abb. 3.5.: Mehrmaliger Wiederfang von Tieren des Gewässers M1 – Erstfang als Nr. 243 (19.4.01), 1. WF als Nr. 809 (16.5.01), 2. WF als Nr. 113 (9.5.02) und 3. WF als Nr. 164 (5.6.02)

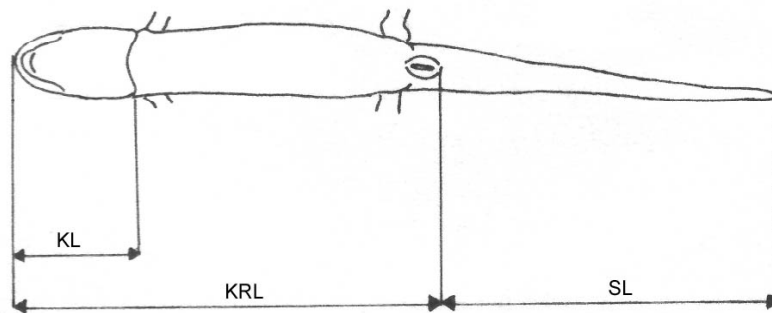


Abb. 3.6.: Messstrecken beim Kammmolch - Kopflänge (KL), Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und Schwanzlänge (SL) - verändert nach NÖLLERT & NÖLLERT 1992

3.2.2. Fang-Wiederfang - Studien

Um Parameter wie Populationsgröße (N) und Überlebenswahrscheinlichkeit (Φ) der Populationen zu berechnen, wurde das Programm MARK (WHITE & BURNHAM 1999) bei der Auswertung der Daten verwendet. Dieses Programm ermöglicht die Schätzung verschiedener Parameter auf Basis von Fang-Wiederfang-Daten. Unter anderem können bei der Auswertung verschiedene Modelle eingesetzt werden, um z.B. Zeitabhängigkeit und Gruppeneffekte zu prüfen. Das Programm bestimmt die Modellparameter via maximum likelihood, und gibt für jedes Modell einen quasi-likelihood AIC – Wert aus, der angibt welches Modell am besten zu den Daten passt (WHITE & BURNHAM 1999).

Die Fangserien wurden so konzipiert, dass die Merseburger Gewässer drei Tage hintereinander pro Fangwoche beprobt wurden. Im Untersuchungsjahr 2001 lag der Fangzeitraum zwischen dem 3. April und dem 31. Mai, was 8 Fangwochen ent-

spricht. Im Jahr 2002 wurden die Gewässer zwischen dem 3. April und dem 27. Juni über 12 Fangwochen lang befangen.

Die Fangdaten sind dann in eine sogenannte Fanggeschichte übertragen worden (siehe Tab. 3.2.). Das sind Matrizen, die aus „0“ und „1“ bestehen, wobei 0= kein Fang und 1= Fang bedeuten.

Tab. 3.2.: Fanggeschichte einiger Individuen des Gewässers M3 (2001) – FW = Fangwoche

Tiernr.	FW 1	FW 2	FW 3	FW 4	FW 5
36	100	000	000	000	000
54	010	000	000	000	100
55	010	000	000	000	000
56	010	000	000	000	111
57	010	000	000	000	110
58	010	000	010	000	000
59	010	000	000	100	000
60	010	000	000	010	000

Zur Schätzung der Populationsgröße der einzelnen Gewässer des HUG Merseburg wurde das Programm CAPTURE verwendet. Dieses Programm basiert auf Fang-Wiederfang-Serien geschlossener Populationen. Innerhalb dieses Programms gibt es verschiedene Modelle, die die Schätzung der Populationsgröße ermöglichen, auch wenn keine konstante Fangwahrscheinlichkeit der Tiere gegeben ist. Ebenso können Gruppeneffekte (Männchen und Weibchen) untersucht werden (SETTELE et al. 1999). Die im vorliegenden Fall untersuchten Populationen sind strenggenommen keine geschlossenen Populationen, d.h. im Untersuchungszeitraum muss sowohl mit Zuwanderung als auch mit Abwanderung adulter Tiere gerechnet werden. Da angenommen werden kann, dass die Kammolchpopulation eines Gewässers innerhalb einer Laichperiode in sich geschlossen ist, wurde zur Schätzung der Populationsgröße (N) trotzdem das Programm CAPTURE verwendet. Da die Fangwahrscheinlichkeit der Tiere nicht über den gesamten Fangzeitraum als konstant angenommen werden konnte, wurde das Modell M_t Chao gewählt, das heißt die Fangwahrscheinlichkeiten variieren zwischen den Sammelperioden (SETTELE et al. 1999).

Zur Berechnung der Überlebenswahrscheinlichkeiten (Φ), auch zwischen den Untersuchungsjahren 2001 und 2002, wurde das Programm Pollock's Robust Design (KENDALL, NICHOLS & HINES 1997) verwendet. Dieses Programm basiert ebenfalls auf Fang-Wiederfang-Serien und arbeitet mit einer Kombination von geschlossenen (Sekundärperiode) und offenen Modellen (Primärperiode). Das bedeutet, dass für die

einzelnen Fangwochen (= Primärperiode) die Überlebenswahrscheinlichkeiten geschätzt werden. Auch hier können Zeit- und Gruppeneffekte berücksichtigt werden (KENDALL, NICHOLS & HINES 1997).

Die Gewässer Brandberge (BB) und Roitschmark (RM) wurden 2001 vom 20. März bis 31. Mai bzw. vom 20. März bis 19. Juli beprobt (siehe MEYER 2002). Die Gewässer Beidersee (BS) und Degenershausen (DG) wurden jeweils von Mitte April bis Mitte Mai 2003 befangen. Die Tiere dieser Gewässer wurden nur zum Gewinn von Daten für die genetischen und skeletochronologischen Untersuchungen verwendet.

3.2.3. Altersbestimmung

Durch unterschiedliche Aktivitätsperioden im Jahresverlauf erfolgt das Wachstum bei Amphibien nicht gleichmäßig, sondern ist durch sommerliche Wachstums- und winterliche Ruhephasen gekennzeichnet. Diese spiegeln sich auch im Knochenwachstum wieder. Dort treten durch die winterliche Ruhephase Ruhelinien (lines of arrested growth = LAG) auf, die dann im Schnittpräparat zählbar sind (CASTANET & SMIRINA 1990, GROSSE 1999, KUHN 1994). Die LAGs treten sowohl in den Röhrenknochen der Extremitäten als auch in den Phalangen der Amphibienarten auf und sind somit ein gutes Mittel, das individuelle Alter der Tiere zu ermitteln (HALLIDAY & VERRELL 1988, MARNELL 1997).

Zum Vergleich der Altersstruktur der sachsen-anhaltinischen Populationen wurden an allen neun untersuchten Gewässern (siehe Tab. 3.3.) Phalangenproben der Tiere genommen. Den Tieren wurde die 2. oder 3. Phalange der rechten Vorderextremität mittels einer scharfen Präparierschere amputiert, die nach jedem Schnitt mit hochprozentigem Alkohol desinfiziert wurde. Die Aufbewahrung der Phalangen erfolgte in Formalin (5 %). Mit Hilfe von hämalaungefärbten histologischen Dünnschnitten (siehe Tab. 3.4.) konnten die Proben ausgewertet werden (siehe Abb. 3.7.). Da eine exakte Bestimmung des Alters nicht immer möglich war, wurden die Tiere in folgende vier Alterskategorien eingeteilt: I: < 3 Jahre, II: 3 - 5 Jahre, III: 6 – 8 Jahre und IV: ≥ 9 Jahre.

Tab. 3.3.: Gewässer und Zahl der ausgewerteten Phalangen

Gewässer	Untersuchungsjahr	Phalangenanzahl
Merseburg		
M1	2001/02	95
M2	2001	27
M3	2001/02	30
M4	2001	71
M5	2001	76
Halle		
RM	2001	48
BB	2001	28
BS	2003	13
Ost-Harz		
DG	2003	39

Tab. 3.4.: Histologischer Arbeitsgang für die Anfertigung von Phalangen-Schnittpräparaten zur skeletochronologischen Altersbestimmung

-
1. Fixierung der Proben in 5% Formalin
 2. Entkalkung:
 - je Phalange etwa 1 ml Entkalkungsgemisch (Formalin, Salzsäure, Salpetersäure und Aqua dest.), 48 h offen stehen lassen
 3. Wässern, Auswaschen in Leitungswasser 6 h, Aqua dest. 2 h
 - Überführen in 96% Alkohol 10-16 h
 4. Entwässerung: Optal I 2-6 h, Optal II 12-14 h
 5. Paraffineinbettung: Optal/Paraffin 1 h (56°C), Paraffin I 3 h, Paraffin II 6-12 h, Block
 6. Mikrotomie
 - Block auf Holzquader aufbringen
 - Schneiden des Objektes mit dem Schlittenmikrotom (10 µ)
 - Schnitte auf Objektträger (mit Eiklar-Glycerin-Mischung bestrichen) aufbringen
 - 24 h trocknen
 7. Entparaffinierung: Alkoholreihe ↓ Xylol 5 min, Optal 3 min, Alkohol 96% 3 min, Alkohol 80% 3 min, Alkohol 60% 3 min, H₂O 3 min
 8. Färbung in Hämalaun 30 min
 - Auswaschen in Leitungswasser (Bläuen) 10 min
 9. Entwässerung: Alkoholreihe ↑ H₂O, Alkohol 60% 3 min, Alkohol 80 % 3 min, Alkohol 96 % 3 min, Optal 3 min, Xylol 5 min
 10. Einbettung in Kanada-Balsam und Abdeckung
-

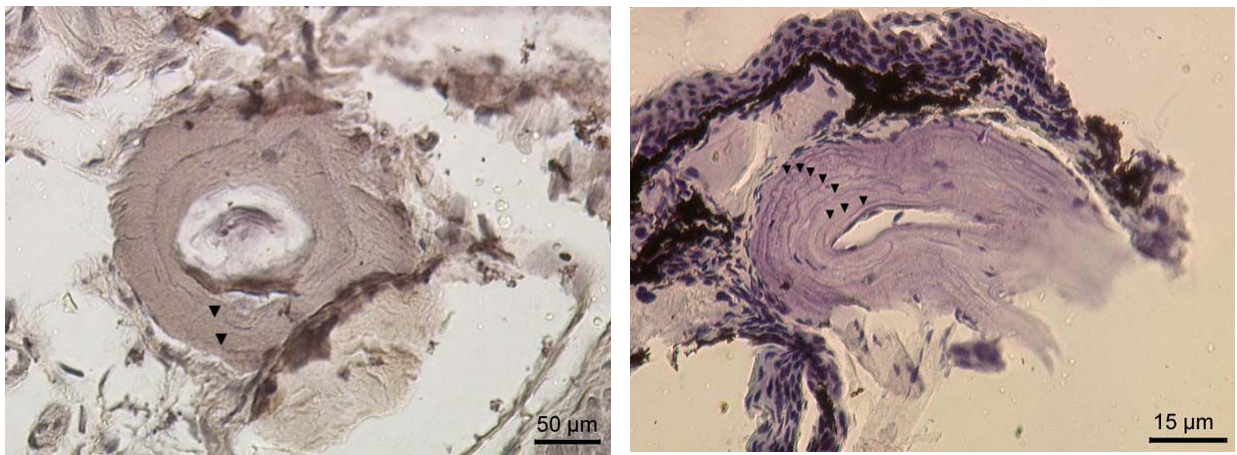


Abb. 3.7.: Phalangenquerschnitte eines zur Kategorie I (links) mit 2 Ruhelinien (= 3 Jahre) (Gewässer M1) und eines zur Kategorie IV (rechts) mit 8 Ruhelinien (= 9 Jahre) (Gewässer DG) zählenden Tieres - Ruhelinien sind mit Pfeilen gekennzeichnet

3.3. Ergebnisse

3.3.1. Populationsgröße und –zusammensetzung

In diesem Kapitel wird nur auf die Gewässer des HUG Merseburgs eingegangen, da die anderen Gewässer nur sporadisch zur Probenentnahme für weiterführende genetische und skeletochronologische Untersuchungen beprobt wurden. In die Auswertung flossen nur adulte Tiere ein.

Geschlechterverhältnis

Im Untersuchungsjahr 2001 wurden in fünf Gewässern (M1 bis M5) insgesamt 851 Individuen gefangen, davon waren 502 Männchen und 349 Weibchen. Das entspricht einem Geschlechterverhältnis von 1,43:1 (Männchen zu Weibchen). Im Untersuchungsjahr 2002 wurden in drei Gewässern (M1, M3 und M4) 524 Individuen gefangen. Wobei es sich hier um 284 Männchen und 240 Weibchen handelte. Das entspricht einem Geschlechterverhältnis von 1,18:1.

Nicht immer war das Geschlechterverhältnis zugunsten der Männchen verschoben. Im Gewässer M2 (2001) betrug das Geschlechterverhältnis 0,64:1 (27:42 Tiere). Im Gewässer M4 war das Geschlechterverhältnis im Jahr 2002 0,69:1 (86: 124 Tiere). Am ausgeglichensten war das Verhältnis zwischen Männchen und Weibchen im Gewässer M3 (2002) mit 1,16:1. Das Gewässer M1 (2002) zeigte mit 2,21:1 das extremste Geschlechterverhältnis. Bei der Gesamtbetrachtung des Gebietes war das Verhältnis jedoch wieder nahe 1:1.

Wiederfangrate

Von den 851 Individuen des Untersuchungsjahres 2001 wurden 746 nur einmal gefangen, 93 Tiere einmal wiedergefangen, 25 zweimal, 5 dreimal und 3 viermal wiedergefangen. Bei den Tieren, die viermal wiedergefangen wurden, handelte es sich ausschließlich um Männchen (siehe Abb. 3.8.). Die Männchen wurden beim 1. Wiederfang in den Gewässern M1 und M3 statistisch signifikant häufiger wiedergefangen als die weiblichen Tiere ($p < 0,05$, Chi²-Test). Bei den übrigen drei Gewässern war der Unterschied nicht signifikant ($p > 0,05$, Chi²-Test). Bei den Männchen traten auch die Unterschiede in der Wiederfangrate zwischen den Gewässern stärker zutage. Beim 1. und 2. Wiederfang wurden im Gewässer M3 signifikant mehr Tiere wiedergefangen als in den übrigen Gewässern ($p < 0,05$, Chi²-Test). Eine Ausnahme bildete hier das Gewässer M2. Beim 3. und 4. Wiederfang war kein signifikanter Unterschied zwischen den Gewässern nachzuweisen ($p > 0,05$, Chi²-Test).

Bei den weiblichen Tieren des Untersuchungsjahres 2001 wurden lediglich im Gewässer M3 beim 2. Wiederfang signifikant mehr Tiere wiedergefangen als in den Gewässern M4 und M5 ($p < 0,05$, Chi²-Test).

Die Wiederfänge des Jahres 2002 gaben ein etwas ausgeglicheneres Bild zwischen den Geschlechtern. Von den 524 Individuen wurden 458 Tiere nur einmal gefangen, 55 einmal, 9 zweimal, 6 dreimal und 2 viermal wiedergefangen (siehe Abb. 3.9.). Bei den Tieren, die dreimal wiedergefangen wurden dominierten die Weibchen mit 4 zu 2 Tieren. Ein viertes Mal gefangen wurden wiederum nur männliche Tiere. Signifikante Unterschiede in der Wiederfangrate traten zwischen den Geschlechtern nicht auf ($p > 0,05$, Chi²-Test). Bei den Weibchen traten bei keinem Wiederfang signifikante Unterschiede zwischen den Gewässern auf ($p > 0,05$, Chi²-Test). Die Wiederfangrate der Männchen unterschied sich nur zwischen den Tieren der Gewässer M3 und M4 signifikant beim 1. Wiederfang ($p < 0,05$, Chi²-Test).

Insgesamt ergab sich eine Wiederfangquote von 10,63 % für alle Tiere des Jahres 2001 bzw. 8,86 % für die Tiere des Jahres 2002. Im Jahr 2001 lag die Wiederfangquote der Weibchen mit 9,6 % niedriger als die der Männchen mit 11,68 %. 2002 war das Verhältnis mit 11,11 % bzw. 9,72 % genau umgekehrt.

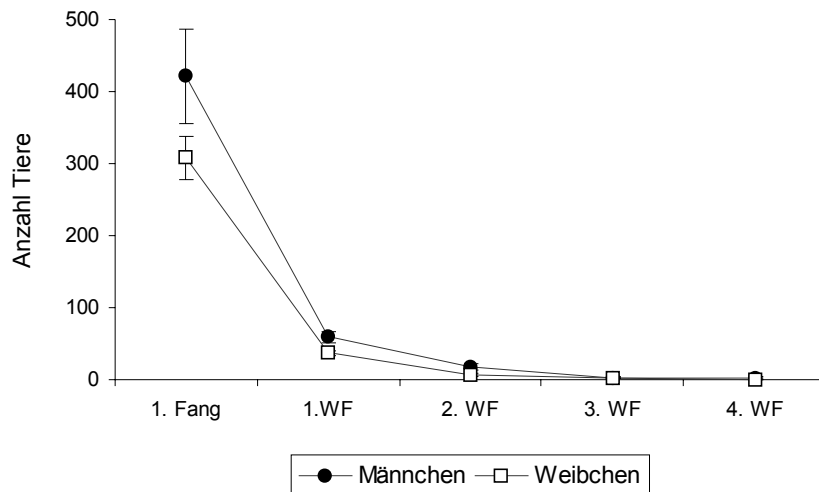


Abb. 3.8.: Anzahl der Wiederfänge der männlichen und weiblichen Tiere im HUG Merseburg 2001 (n= 851)

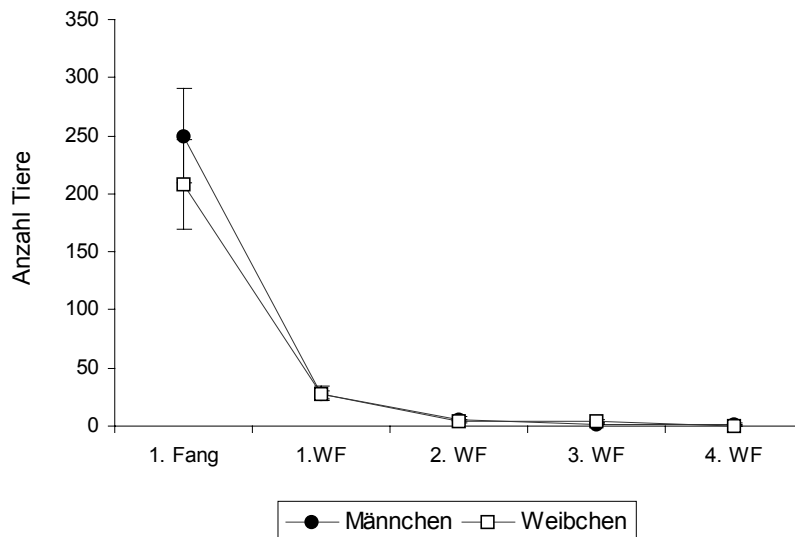


Abb. 3.9.: Anzahl der Wiederfänge der männlichen und weiblichen Tiere im HUG Merseburg 2002 (n= 524)

Wie auch schon beim Vergleich innerhalb eines Jahres fällt auf, dass im Gewässer M3 die höchsten Wiederfangraten erzielt wurden. Dieser Trend setzt sich auch bei der Betrachtung der Wiederfänge zwischen den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 fort. Hier lag die Wiederfangrate mit 37,68 % für die Männchen und 29 % für die Weibchen klar über denen der anderen Gewässer. Von den 141 gefangenen Männchen des Gewässers M1 wurden 11,35 % 2002 wiedergefangen. Bei den Weibchen betrug die Rate 7,59 %. Am niedrigsten war die Wiederfangrate bei den Tieren des Gewässers M4. Hier wurden nur 4,37 % der Männchen bzw. 3,57 % der Weibchen des Vorjahres wiedergefangen. Die Wiederfangrate war allerdings nur für die Männchen des Gewässers M1 signifikant höher als die der Weibchen ($p < 0,05$,

Chi²-Test). Bei den Männchen unterschieden sich die Wiederfangraten der Gewässer M3 und M4 signifikant voneinander ($p < 0,05$, Chi²-Test). Bei den Weibchen waren es die Tiere des Gewässers M3, die eine signifikant höhere Wiederfangrate als die Tiere der anderen Gewässer hatten ($p < 0,05$, Chi²-Test).

Da ein z.T. erheblicher Größenunterschied zwischen den Gewässern besteht, das kleinste Gewässer M5 ist 90 m² und das größte Gewässer M4 ist 4700 m² groß, liegt die Vermutung nahe, dass ein Zusammenhang zwischen der Fang- bzw. Wiederfangrate und der Gewässergröße besteht. Mit steigender Gewässergröße stieg die Anzahl der gefangenen Tiere, wohingegen die Wiederfangrate (bezogen auf den 1. Wiederfang) sank. Die Korrelation war aber in keinem Falle signifikant ($p > 0,05$, Spearman Korrelation).

Fangverlauf

In beiden Untersuchungsjahren wurde in der ersten Aprilwoche mit dem regelmäßigen Fang der Tiere begonnen. Im Untersuchungsjahr 2001 wurden vier verschiedene Fallentypen benutzt. Bis auf die Lichtfalle wurden alle Fallentypen von Beginn an eingesetzt. Im Untersuchungsjahr 2002 wurden die Flaschenfallen wegen auftretender Todesfälle nicht mehr eingesetzt (siehe Tab. 3.1.).

Der Fangverlauf für 2001 ist für alle Tiere des HUG getrennt nach Männchen und Weibchen in der Abbildung 3.10. dargestellt. Hierbei fällt auf, dass die Fangzahlen der Männchen, mit minimal 27 und maximal 132 gefangenen Tieren pro Fangwoche deutlicher schwankten als die der Weibchen, mit minimal 33 und maximal 57 Tieren pro Fangwoche. Signifikante geschlechtsspezifische Unterschiede traten in der Fangwoche 2 (10.-12.4.) und in den Fangwochen 4 bis 7 (24.4.-16.5.) auf (siehe Abb. 3.10.). Die Unterschiede in den einzelnen Gewässern waren ebenso in mindestens einer dieser Fangwochen signifikant, wobei die Männchen meist die höheren Fangzahlen aufwiesen. Erst zum Ende des Untersuchungszeitraums glichen sich die Fangzahlen an und kehrten sich in einigen Gewässern sogar um. Eine Ausnahme war das Gewässer M2, in welchem in der Fangwoche 3 (18.-20.4.) signifikant mehr Weibchen als Männchen gefangen wurden ($p < 0,05$, Chi²-Test).

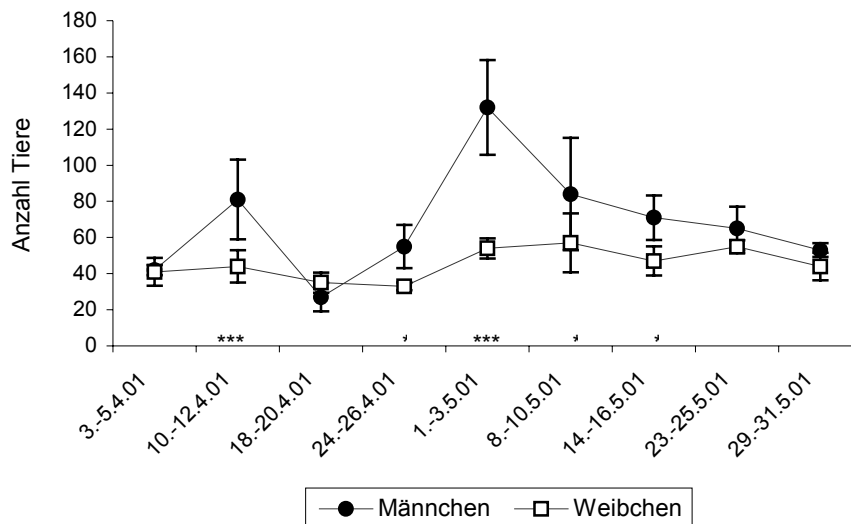


Abb. 3.10.: Fangverlauf der Männchen und Weibchen im HUG Merseburg 2001 – * $p < 0,05$, *** $p < 0,001$

Wie in Abbildung 3.11. zu sehen, schwanken die Werte der Fangzahlen für 2002 sehr stark. Ein bestimmter Verlauf ist nicht erkennbar. Die Fangzahlen unterschieden sich in den ersten beiden Fangwochen (3.-11.4.02) und in der vorletzten Fangwoche (18.-20.6.02) signifikant (siehe Abb. 3.11.). Männchen und Weibchen hatten diesmal einen ähnlicheren Fangverlauf als 2001 ($p > 0,05$, t-Test). In Gewässer M1 dominierten in allen Fangwochen die Männchen. Bei den beiden anderen Gewässern waren ab Ende Mai wieder mehr Weibchen in den Fallen zu beobachten. Ab Anfang Juni nahm die Anzahl der Tiere in den Fallen rapide ab. Nur in Gewässer M4 erhöhten sich Mitte Juni die Fangzahlen auf insgesamt 27 Tiere.

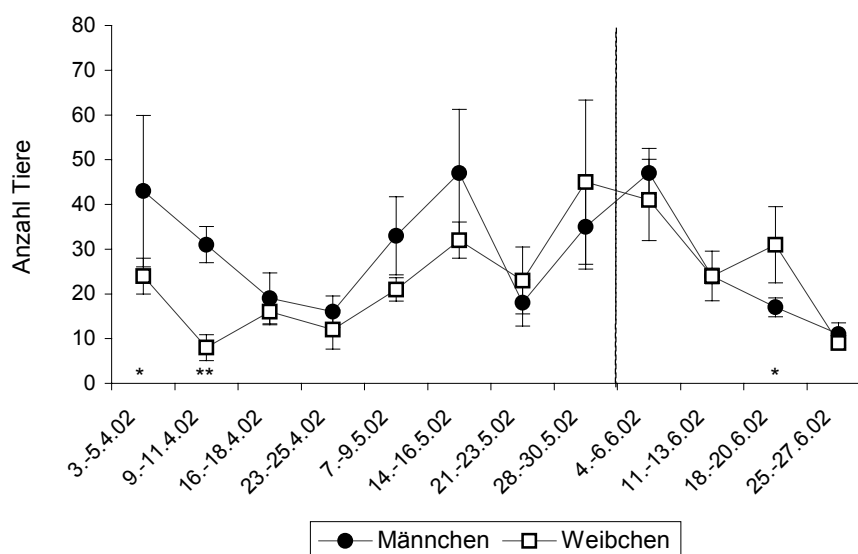


Abb. 3.11.: Fangverlauf der Männchen und Weibchen im HUG Merseburg 2002 – Strich gibt den gemeinsamen Untersuchungszeitraum von 2001/02 an - * $p < 0,05$, *** $p < 0,001$

Vergleicht man die Fangzahlen der 2001 und 2002 untersuchten Gewässer M1, M3 und M4 so zeigt sich als erstes, dass die Fangzahlen 2002 deutlich unter den Fangzahlen von 2001 liegen. Dieser Unterschied zog sich durch alle Gewässer und durch fast alle Fangwochen ($p < 0,05$, Chi²-Test). Einzig die ersten beiden Fangwochen im Gewässer M1 unterschieden sich nicht signifikant in den Fangzahlen der Männchen (siehe Abb. 3.12.).

Der Fangverlauf der Weibchen war in beiden Jahren ähnlich (siehe Abb. 3.13.). Diese Tendenz war auch in den Gewässern M1 und M3 zu beobachten. Nur das Gewässer M4 zeigte einen anderen Verlauf.

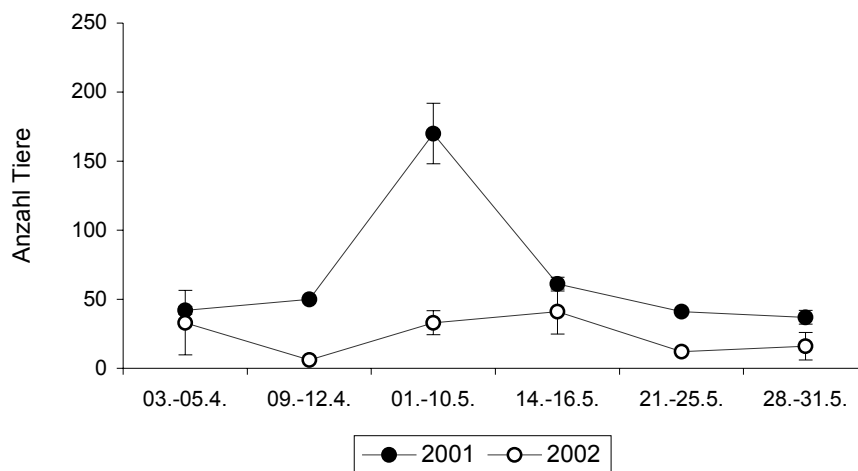


Abb. 3.12.: Fangverlauf der Männchen für die Jahre 2001/02 im HUG Merseburg

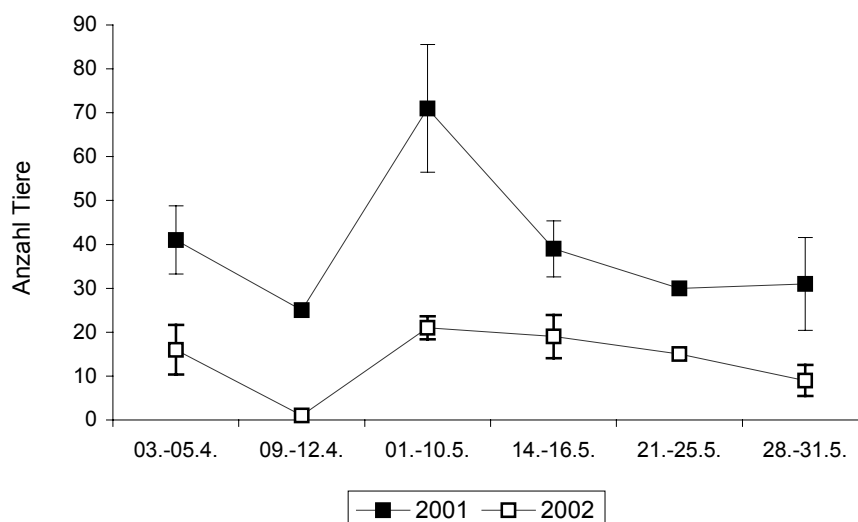


Abb. 3.13.: Fangverlauf der Weibchen für die Jahre 2001/02 im HUG Merseburg

Populationsgröße

Einen Überblick zu den geschätzten Populationsgrößen für das Jahr 2001 gibt Tabelle 3.5. Die zwei größten und stetigen Gewässer M1 und M4 besitzen die höchsten geschätzten Populationszahlen. Die Vermutung, dass die Gewässergröße mit der Populationsgröße korreliert, wurde durch die eigenen Untersuchungen bestätigt ($p < 0,001$, Pearson Korrelation). Allerdings nur, wenn man für das Gewässer M2 die tatsächliche Wasserfläche ohne den verlandeten Teil einsetzt. Die geschätzten Populationsgrößen bewegten sich zwischen 156 (M2) und 3238 Tieren (M4). Wenn man alle geschätzten Populationsgrößen des Jahres 2001 summiert, ergibt sich eine Zahl von 5204 Tieren. Wobei hier mindestens 3190 und höchstens 8974 Tiere für das HUG geschätzt wurden.

Tab. 3.5.: Fangzahlen (Fz) und geschätzte Populationsgröße (N) der männlichen, weiblichen und aller Tiere des Untersuchungsjahres 2001 (M1 bis M5) – Zahlen in Klammern sind die des 95 % - Konfidenzintervalls

	M1	M2	M3	M4	M5
Fz	220	69	133	292	137
Fz _m	140	27	73	183	79
Fz _w	80	42	60	109	58
N	1026 (698 - 1579)	156 (110 - 254)	205 (174 - 259)	3238 (1837 - 5910)	579 (371 - 972)
N _m	495 (332 - 796)	45 (33 - 83)	95 (83 - 121)	1835 (950 - 3746)	489 (240 - 1124)
N _w	396 (223 - 783)	131 (76 - 280)	115 (85 - 181)	1131 (490 - 2853)	159 (101 - 292)

In Tabelle 3.6. sind die Ergebnisse für das Untersuchungsjahr 2002 dargestellt. Hier traten wieder die beiden größten und perennierenden Gewässer M1 und M4 mit den größten Populationszahlen hervor. Die geschätzten Populationszahlen schwankten diesmal zwischen 254 (M3) und 1879 Tieren (M4).

Die Zahlen der 2002 geschätzten Populationsgrößen lagen in den Gewässern M1 und M3 höher als im Untersuchungsjahr 2001 ($p < 0,05$, Chi²-Test). Das Ergebnis rührt nicht vom längeren Fangzeitraum her. Berechnungen für den gleichen Fangzeitraum lieferten für diese Gewässer ebenfalls höhere Zahlen als 2001. Nur für das Gewässer M4 wurden im Jahr 2002 mit ca. 1900 deutlich weniger Tiere geschätzt als 2001 mit 3238 Tieren ($p < 0,001$, Chi²-Test) (siehe auch Abb. 3.14.).

Tab. 3.6.: Fangzahlen (Fz) und geschätzte Populationsgröße (N) der männlichen, weiblichen und aller Tiere des Untersuchungsjahres 2002 (M1, M3 und M4) – Zahlen in Klammern sind die des 95 % - Konfidenzintervalls

	M1	M3	M4
Fz	195	122	207
Fz _m	134	66	84
Fz _w	61	56	123
N	1232 (771 - 2063)	254 (195 - 360)	1879 (1069 - 3451)
N _m	817 (475 - 1500)	140 (100 - 231)	804 (348 - 2052)
N _w	344 (169 - 802)	107 (78 - 173)	934 (490 - 1920)

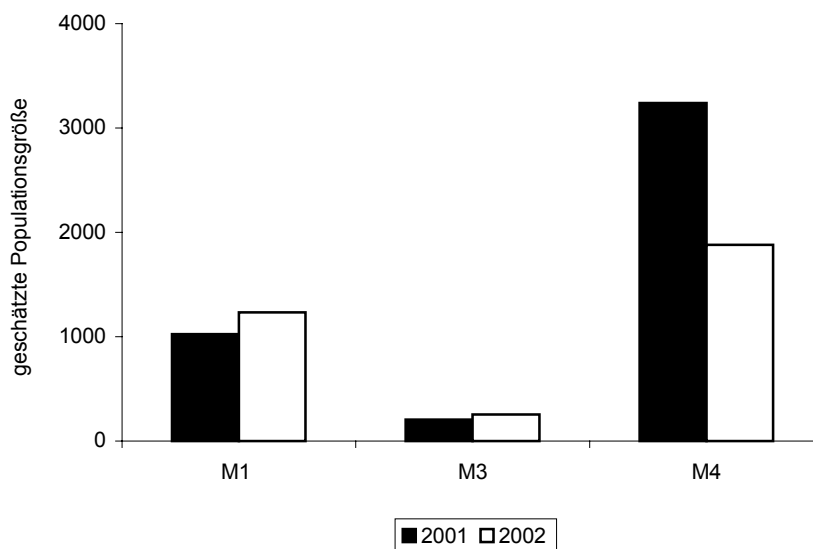


Abb. 3.14.: Vergleich der geschätzten Populationsgröße für die 2001 und 2002 untersuchten Gewässer M1, M3 und M4

Überlebenswahrscheinlichkeit

Für das Jahr 2001 lag die Überlebenswahrscheinlichkeit der Tiere mit Werten zwischen 0,78 (M4) und 1 (M3) für die Weibchen, und zwischen 0,9 (M5) und 1 (M3) für die Männchen sehr hoch. Das heißt, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit für die Tiere innerhalb des Jahres 2001 zwischen 78 % und 100 % lag.

Das gleiche trifft für die Tiere des Jahres 2002 zu. Hier schwankten die Überlebenswahrscheinlichkeiten für die Weibchen zwischen 0,89 (M4) und 1 (M1) und für die Männchen zwischen 0,68 (M4) und 0,99 (M3). Somit lag die Überlebenswahrscheinlichkeit der Tiere zwischen 68 % und 100 %.

Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Tiere für die 2001 und 2002 gemeinsam untersuchten Gewässer M1, M3 und M4 waren mit Werten zwischen 44 und 100 % relativ hoch.

Für das Gewässer M1 ergab sich eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 73 % für die Weibchen und 77 % für die Männchen. Die Werte für die Tiere des Gewässers M3 lagen zumindest bei den Männchen mit 100 % sehr hoch. Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Weibchen betrug 69 %. Die Männchen des Gewässers M4 hatten eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 44 %. Der Wert der Weibchen lag hier mit 76 % diesmal höher als der der Männchen.

Vergesellschaftung mit anderen Amphibienarten

Die während der Untersuchung aufgenommenen Tiere sind für die drei Untersuchungsgebiete in den Abbildungen 3.15. bis 3.17. dargestellt. Dabei fällt auf, dass *Triturus vulgaris* in allen Gewässern mit dem Kammmolch vergesellschaftet war. Danach kamen in abnehmender Häufigkeit *Rana spec.*, *Pelobates fuscus*, *Bufo viridis* und *Bufo bufo* vor. Im HUG Merseburg und im UG Halle traten noch *Bufo calamita* und *Hyla arborea* mit dem Kammmolch zusammen auf. Nur im UG Ost-Harz war der Kammmolch mit allen in Sachsen-Anhalt vorkommenden *Triturus*-Arten *T. vulgaris*, *T. alpestris* und *T. helveticus* vergesellschaftet.

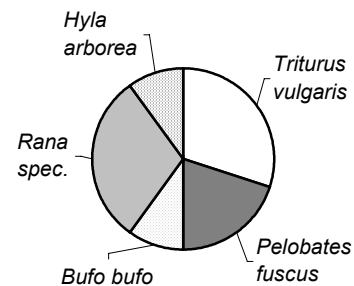
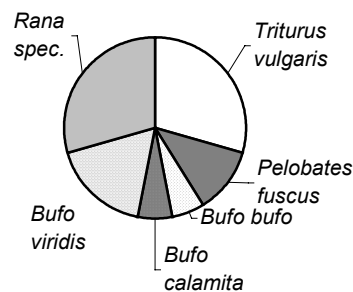


Abb. 3.15.: Vergesellschaftung im HUG Merseburg Abb. 3.16.: Vergesellschaftung im UG Halle

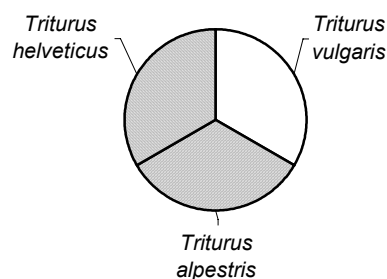


Abb. 3.17.: Vergesellschaftung im UG Ost-Harz

3.3.2. Altersstruktur

3.3.2.1. HUG Merseburg

Von den 299 Tieren bzw. Phalangenproben, die in diesem Gebiet ausgewertet wurden, waren 25 Tiere (8,36 %) zwischen 2 und 3 Jahre alt (Kategorie I), 191 Tiere (63,88 %) 3 bis 5 Jahre (Alterskategorie II), 75 Tiere (25,08 %) 6 bis 8 Jahre (Kategorie III), und 8 Tiere (2,68 %) ≥ 9 Jahre alt (Kategorie IV). Wobei hier die jüngsten Tiere 2 Jahre (M1, M5) und die ältesten Tiere 11 Jahre (M4) alt waren. Die Altersverteilung der Gewässer M1 bis M5 entsprach in keinem Falle einer Normalverteilung ($p < 0,05$).

Wie in Abbildung 3.18. ersichtlich, dominierten v.a. die 3 bis 5 Jahre alten Tiere (53,52 bis 86,67 %) im Untersuchungsgebiet. Dann folgten die 6 bis 8 Jahre alten Tiere (6,67 bis 35,21 %) der Kategorie III, die Tiere der Kategorie I (5,63 bis 15,79 %) und schließlich die ≥ 9 Jahre alten Tiere (2,11 bis 7,41 %), die nur in den Gewässern M1, M2 und M4 vertreten waren. Beim Gewässer M3 konnten den Kategorien I und III jeweils 2 Tiere zugeordnet werden. Im Gewässer M5 waren mit $n = 12$ etwas mehr Tiere in der Kategorie I vertreten als in Kategorie III mit 10 Tieren.

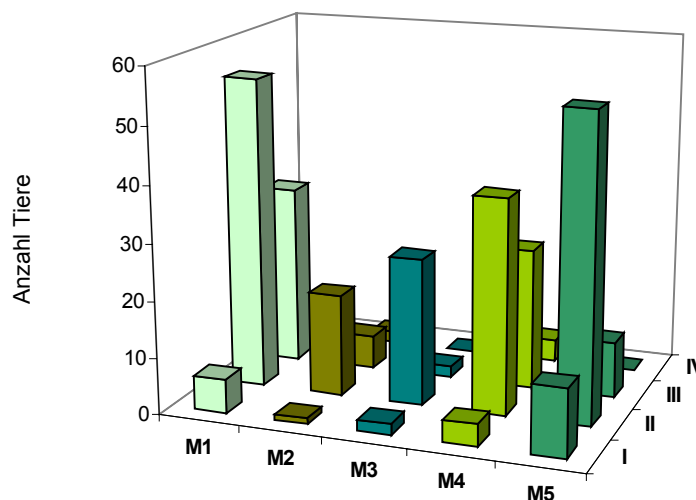


Abb. 3.18.: Altersverteilung (Kategorie I bis IV) aller Tiere in den Gewässern M1 bis M5 ($n = 299$)

Nach dem H-Test zeigten die Tiere des HUG Merseburgs eine signifikant unterschiedliche Altersverteilung ($p < 0,001$). Vergleicht man die Gewässer paarweise miteinander ergibt sich ein leicht anderes Bild (siehe Tab. 3.7.). Nicht überall ließen sich signifikante Unterschiede in der Altersverteilung der Gewässer feststellen. Hier zeigte lediglich das Gewässer M5 signifikante Unterschiede in der Altersverteilung zu fast allen anderen Gewässern. Die Gewässerpaare M1/M2, M1/M4 und M2/M4 sowie M3/M5 zeigten keine signifikanten Unterschiede.

Tab. 3.7.: Vergleich der Altersverteilung mittels Mann-Whitney U-Test im HUG Merseburg – p-Werte, n.s.= nicht signifikant, * $p \leq 0,05$, ** $p \leq 0,01$, *** $p < 0,001$

	M1	M2	M3	M4	M5
M1	---	0,85	0,007	0,43	0,0003
M2	n.s.	---	0,03	0,48	0,02
M3	**	*	---	0,002	0,79
M4	n.s.	n.s.	**	---	0,00006
M5	***	*	n.s.	***	---

Vergleicht man die Altersverteilung der perennierenden (M1, M4) mit den temporären (M2, M3, M5) Gewässern ergibt sich folgendes Bild (siehe Abb. 3.19.). Auf den ersten Blick scheint es so, als ob in den drei temporären Gewässern eher jüngere Tiere zu finden waren, wohingegen in den perennierenden Gewässern eher ältere Tiere waren. Wobei die Unterschiede nur in der Alterskategorie III signifikant ($p < 0,001$, Chi²-Test) waren. In allen anderen Kategorien war der Unterschied zwischen temporären und perennierenden Gewässern nicht signifikant ($p > 0,05$, Chi²-Test). Die hier ausgewerteten Tiere wurden im Jahr 2001 zwischen dem 10.04. und dem 24.05. gefangen und im Jahr 2002 zwischen dem 09.04. und dem 06.06. Auch in Abbildung 3.18. wird deutlich, dass in den perennierenden Gewässern M1 und M4 deutlich mehr Tiere der Kategorie III (nämlich 32 bzw. 25) vertreten waren als in den anderen Gewässern. Einzig Gewässer M5 hatte wesentlich mehr Tiere der Kategorie I als die beiden anderen temporären Gewässer M2 und M3.

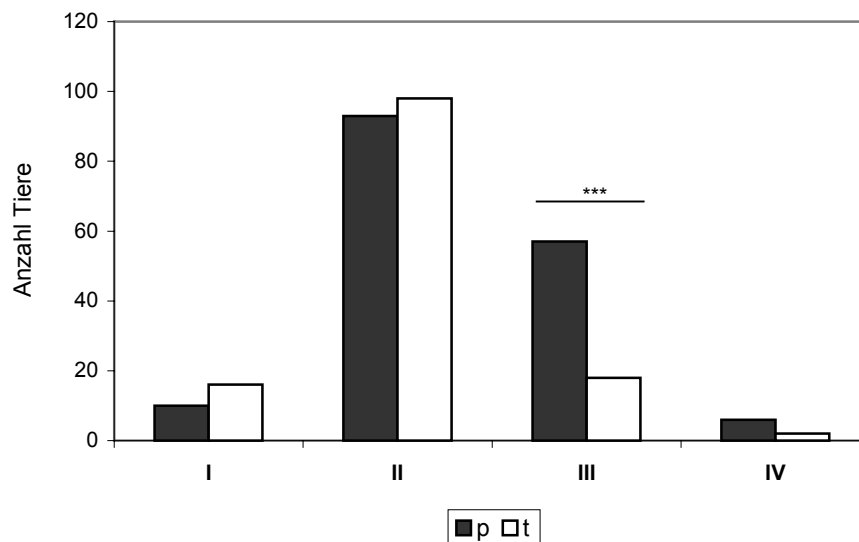


Abb. 3.19.: Vergleich der Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Tiere temporärer (□) (n= 133) und perennierender (■)(n= 166) Gewässer des HUG Merseburg - *** $p < 0,001$

Altersstruktur der Männchen und Weibchen

Bezüglich des gesamten Untersuchungsgebietes gab es keinen signifikanten Unterschied ($p > 0,05$, U-Test) in der Altersstruktur der Männchen und Weibchen (siehe Abb. 3.20.). Betrachtet man die Gewässer einzeln, war nur bei den Tieren des Gewässers M4 ein signifikanter Unterschied ($p < 0,05$, U-Test) in der Altersverteilung der Männchen und Weibchen zu beobachten.

Allerdings gab es Unterschiede in der Altersverteilung aller Weibchen bzw. Männchen der Merseburger Gewässer. Die weiblichen Tiere aller fünf untersuchten Gewässer waren in drei der vier Alterskategorien vertreten. In Kategorie IV waren nur Tiere der Gewässer M1, M2 und M4 vertreten. Der Unterschied war signifikant ($p < 0,05$, H-Test). Bei den Männchen war der Unterschied mit $p < 0,001$ (H-Test) sehr hoch. Die männlichen Tiere des Gewässers M2 und M3 waren z.B. nur in der Alterskategorie II zu finden, wobei hier darauf hingewiesen werden muss, dass für das Gewässer M2 nur sieben Männchen (gegenüber 20 Weibchen) ausgewertet werden konnten. Nimmt man dieses Gewässer aus der Auswertung heraus, ist der Unterschied noch größer ($p < 0,0001$, H-Test). Hier waren einzig die Tiere des Gewässers M1 in allen Alterskategorien vertreten. Männchen der Gewässer M4 und M5 waren jeweils den Kategorien II bis IV bzw. I bis III zuzuordnen.

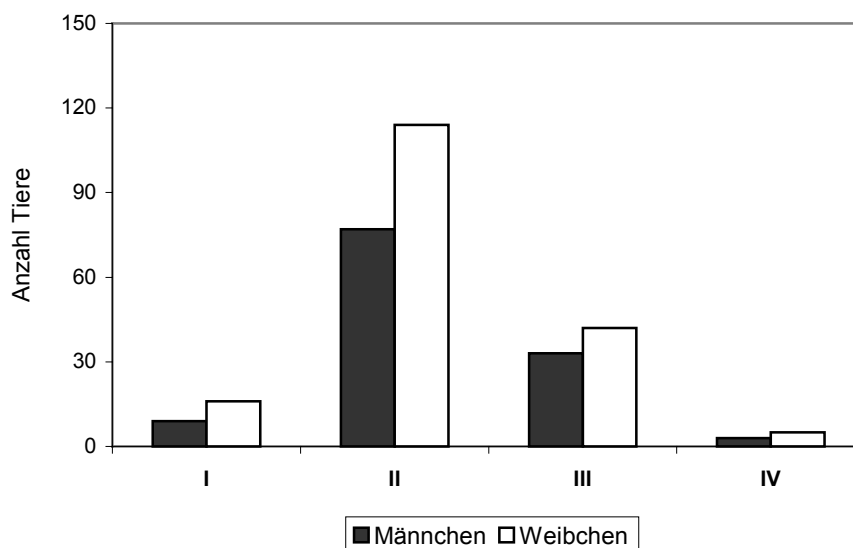


Abb. 3.20.: Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Männchen ($n = 122$) und Weibchen ($n = 177$) im HUG Merseburg

Altersverteilung in Abhängigkeit des Fangzeitpunktes

In der Abbildung 3.21. fällt auf, dass die Tiere der Kategorie IV nur bis Anfang Mai in den Fallen auftraten. Wohingegen Tiere der Kategorie I, II und III im gesamten Un-

tersuchungszeitraum vorkamen. Dass heißt ältere Tiere suchten die Gewässer zuerst auf. Die Daten korrelieren zwar nur schwach ($R=0,094$), aber eine völlige Zufälligkeit der Daten ist aufgrund der Signifikanz ($p < 0,05$, Spearman Korrelation) abzulehnen. Bei den Weibchen war keine Korrelation ($p > 0,05$, Spearman Korrelation) zwischen Alter und Fangdatum nachzuweisen, bei den Männchen dagegen schon ($p < 0,05$, Spearman Korrelation). Hier suchten die älteren Männchen zuerst das Gewässer auf. Bei Betrachtung der einzelnen Untersuchungsgewässer ergab sich z.T. ein ganz anderes Bild. Der Regressionsgrad r liegt zwischen minimal $0,058$ (M1) und maximal $0,21$ (M4). M4 ist auch das einzige Gewässer, bei dem die Korrelation signifikant ($p < 0,05$) war, also ähnlich dem Verlauf in Abbildung 3.21.

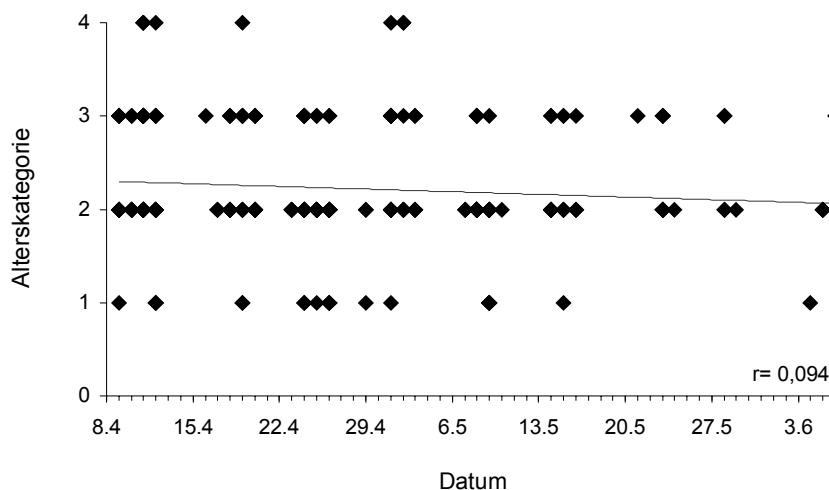


Abb. 3.21.: Alter der Tiere in Abhängigkeit vom Erstfang in den Merseburger Gewässern für 2001/02 ($n=299$)

3.3.2.2. UG Halle und Ost-Harz

Von den insgesamt 89 untersuchten Tiere der halleschen Gewässer RM, BB und BS verteilten sich 10,11 % ($n=9$) auf die Alterskategorie I (2 bis 3 Jahre), 61,8 % ($n=55$) auf die Kategorie II (3 bis 5 Jahre), 25,84 % ($n=23$) auf Kategorie III (6 bis 8 Jahre) und 2,25 % ($n=2$) auf die Alterskategorie IV (≥ 9 Jahre). Die jüngsten Tiere waren 2 Jahre (RM, BB und BS) und die ältesten 7 (Weibchen) bzw. 10 Jahre (Männchen) alt (RM).

Die Tiere des Gewässers DG im Ost-Harz ($n=39$) verteilten sich zu 30,77 % ($n=12$) auf die Alterskategorie II, 53,85 % ($n=21$) auf Kategorie III und 15,38 % ($n=6$) auf Alterskategorie IV. Der Alterskategorie I konnten keine Tiere zugeordnet werden. Das Alter der untersuchten Tiere schwankte zwischen 4 und 9 (Weibchen) bzw. 10

Jahren (Männchen). Auch hier entsprach, wie für das UG Halle, die Altersverteilung in keinem Falle einer Normalverteilung ($p < 0,05$).

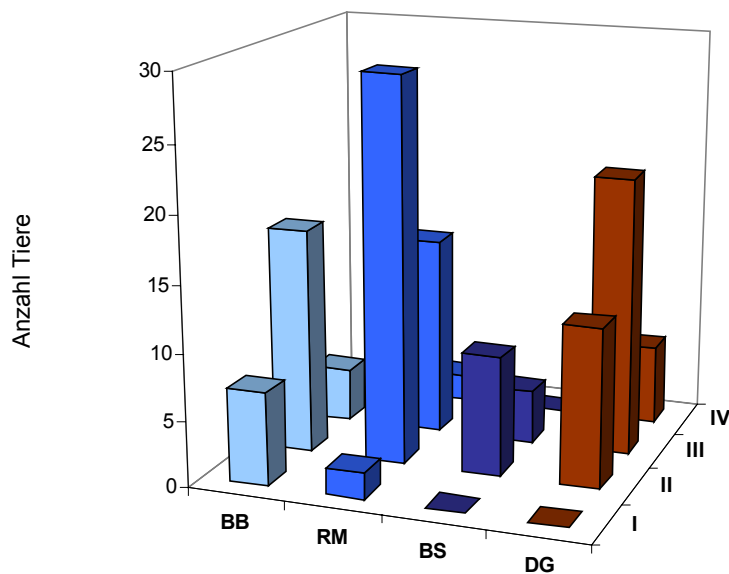


Abb. 3.22.: Altersverteilung (Kategorie I bis IV) aller Tiere im UG Halle (n= 89) (BB, RM, BS) und im UG Ost-Harz (n= 39) (DG)

Ähnlich wie bei den Gewässern des Merseburger Gebietes verteilten sich die meisten Tiere der halleschen Gewässer auf die Alterskategorie II (siehe Abb. 3.22.). Die Tiere des Gewässers BS konnten nur den Kategorien II und III zugeordnet werden, wobei hier die Stichprobe mit 13 Tieren auch sehr klein war. Im Gewässer RM folgten nach den 3 bis 5 Jahre alten Tieren, die 6 bis 8 Jahre alten Tiere mit 15 Tieren (31,25 %). Erst dann folgten Kategorie I und IV mit jeweils 2 Tieren (4,17 %). Dies war auch das einzige Gewässer mit Tieren der Kategorie IV. Im Gewässer BB wurden mehr Tiere der Kategorie I (n= 7) als der Kategorie III (n= 4) gefangen.

Tab. 3.8.: Vergleich der Altersverteilung mittels Mann-Whitney U-Test im UG Halle - p-Werte, n.s.= nicht signifikant, * $p < 0,05$, ** $p \leq 0,01$

	RM	BB	BS
RM	---	0,0044	0,84
BB	**	---	0,044
BS	n.s.	*	---

Nach dem H-Test zeigten die Gewässer des UG Halle eine signifikant unterschiedliche Altersverteilung ($p < 0,05$). Betrachtet man die Gewässer untereinander ergab sich folgendes Bild (siehe Tab. 3.8.). Hier unterschied sich das Gewässer BB von

den übrigen beiden signifikant in der Altersverteilung, denn hier waren deutlich mehr Tiere der Alterskategorie I (siehe Abb. 3.22.) als in Kategorie III zu finden.

Altersstruktur der Männchen und Weibchen

Die Altersverteilung der Männchen und Weibchen unterschied sich in keinem der untersuchten haleschen Gewässer signifikant ($p > 0,05$, U-Test). Auch für das gesamte Untersuchungsgebiet ließ sich kein Unterschied zeigen (siehe Abb. 3.23.).

Das gleiche galt für die Tiere im UG Ost-Harz (siehe Abb. 3.24.). Auch hier war kein signifikanter Unterschied ($p > 0,05$, U-Test) in der Altersverteilung der Männchen und Weibchen nachweisbar.

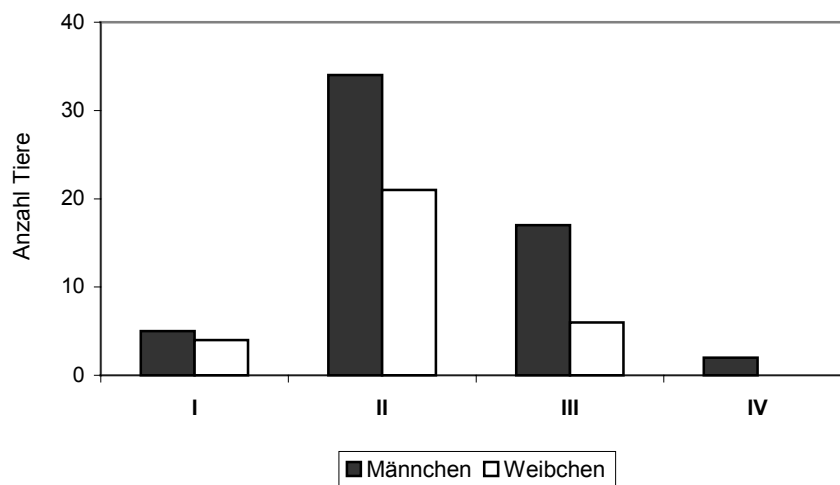


Abb. 3.23.: Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Männchen und Weibchen im UG Halle (n= 89)

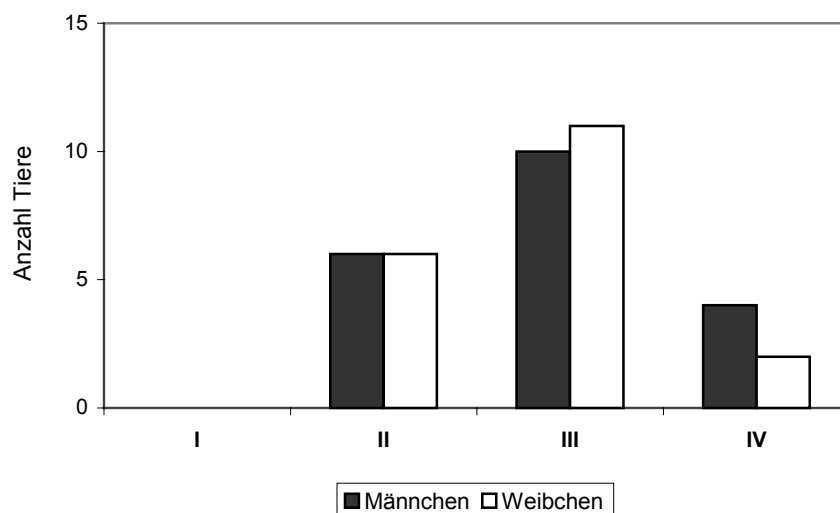


Abb. 3.24.: Altersverteilung (Kategorie I bis IV) der Männchen und Weibchen im UG Ost-Harz (n= 39)

3.3.2.3. Vergleich der Altersstruktur der drei Untersuchungsgebiete

Wie in der nachfolgenden Abbildung 3.25. deutlich wird, waren die meisten Tiere des Merseburger und des Hallenser Gebietes in der Alterskategorie II zu finden, also zwischen 3 und 5 Jahre alt. Danach folgten die Kategorie III, I und IV. Es gab auch keinen signifikanten Unterschied in der Altersverteilung zwischen diesen beiden Gebieten ($p > 0,05$, U-Test). Dagegen gab es sowohl zwischen den Tieren des HUG Merseburg als auch des UG Halle einen höchst signifikanten Unterschied ($p < 0,001$, U-Test) zum UG Ost-Harz in der Altersverteilung. Im UG Ost-Harz waren weit mehr Tiere in der Alterskategorie III zu finden, also 6 bis 8 Jahre alt (siehe Abb. 3.25.). Das heißt die Tiere des Gewässers im höher gelegenen Ost-Harz waren im Durchschnitt älter als die Tiere des Tieflandes in Merseburg und Halle.

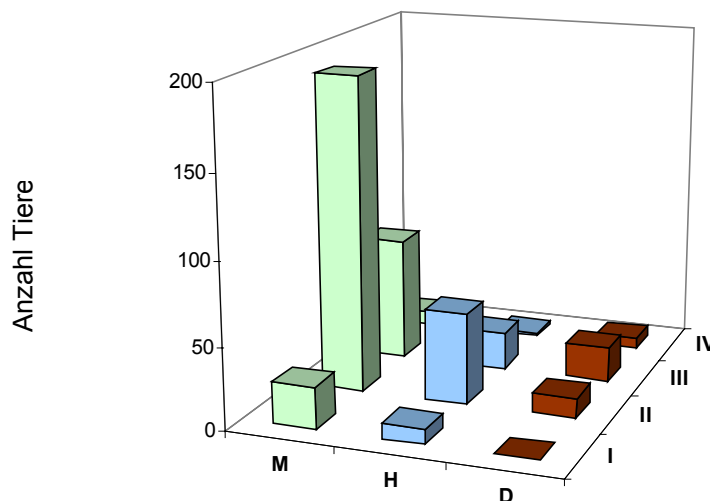


Abb. 3.25.: Vergleich der Altersverteilung der Tiere des HUG Merseburg (M), UG Halle (H) und UG Ost-Harz (D) (n= 427)

3.3.3. Morphometrie

3.3.3.1. HUG Merseburg

Morphometrische Daten

Im Untersuchungsjahr 2001 konnte von insgesamt 831 Tieren (505 Männchen und 326 Weibchen) die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) ermittelt werden und von 990 Tieren (594 Männchen und 396 Weibchen) die Körpermasse (KM). Im Jahr 2002 konnten von, den in drei Untersuchungsgewässern gefangenen Tieren, 535 Tieren (281 Männchen und 254 Weibchen) die Körpermasse bestimmt und von insgesamt 550 Tieren (300 Männchen und 250 Weibchen) die KRL ermittelt werden. Die Tabellen 3.9. und 3.10. geben einen Überblick über die gemessenen Parameter KRL und Kör-

permasse für die Merseburger Gewässer in den Jahren 2001/02. Die Mittelwerte der KRL der Tiere im Untersuchungsjahr 2001 unterschieden sich signifikant zwischen den Tieren des Gewässers M4 und den Tieren der übrigen Gewässer ($p < 0,001$, ANOVA). Im Jahr 2002 waren es die Tiere des Gewässers M1, die mit 71 mm signifikant größer waren ($p < 0,01$, H-Test) als die Tiere der beiden anderen Gewässer M3 und M4.

Die Körpermasse der 2001 untersuchten Tiere unterschieden sich ebenfalls signifikant ($p < 0,001$, H-Test) zwischen den Gewässern. Hier waren die Tiere der Gewässer M3 und M4 mit jeweils über 9 g signifikant schwerer als die Tiere der übrigen Gewässer. Im Jahr 2002 waren nur die Tiere des Gewässers M4 mit durchschnittlich 10 g signifikant schwerer ($p < 0,01$, H-Test) als die Tiere des Gewässers M1 mit ca. 9,5 g.

Das kleinste adulte Tier wurde mit einer KRL von 42,5 mm in Gewässer M3 (2001) gefangen. Das größte Tiere hatte eine KRL von 97,5 mm (M1 2002). Das leichteste und das schwerste Tiere des HUG gehörten zu Gewässer M3 mit 3,8 g (2001) bzw. 16,7 g (2002).

Bei allen untersuchten Gewässern war die Beziehung zwischen KRL und Körpermasse signifikant ($p < 0,001$, Pearson Korrelation), d.h. mit steigender KRL nahm auch die Masse der Tiere zu.

Tab. 3.9.: Messergebnisse für die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und die Körpermasse (KM) der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg 2001 – n= Stichprobe, MW= Mittelwert, min bzw. max = Minimal- bzw. Maximal-Wert, SE= Standardabweichung

Gewässer		KRL		KM	
		Männchen	Weibchen	Männchen	Weibchen
M1	n	113	49	140	69
	MW	62,4	64,3	8,5	9,6
	min	48,0	47,0	4,7	4,7
	max	75,0	80,0	12,5	15,9
	Median	63,0	64,0	8,8	9,5
	SE	6,5	7,2	1,9	2,2
M2	n	24	33	27	41
	MW	61,3	62,0	7,8	9,1
	min	51,5	44,0	4,6	5,2
	max	73,0	84,0	13,5	14,0
	Median	60,0	60,0	7,2	9,0
	SE	6,5	8,8	2,4	2,3

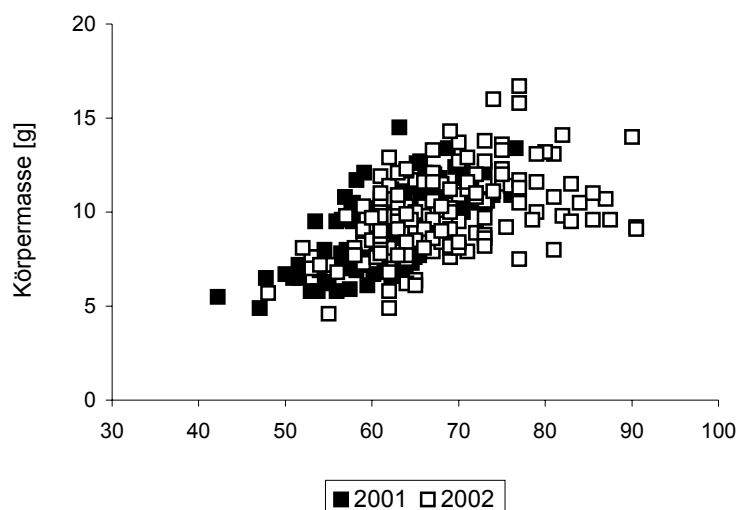
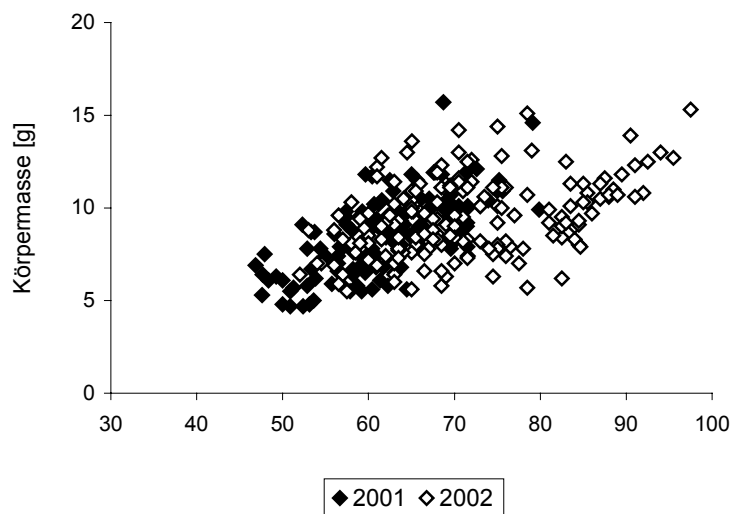
M3	n	62	52	73	66
	MW	63,7	62,9	9,1	9,4
	min	42,5	48,0	3,8	5,8
	max	76,5	77,0	12,4	14,5
	Median	63,8	64,5	9,7	9,5
	SE	7,1	7,1	2,1	2,4
M4	n	152	95	185	113
	MW	66,9	69,0	9,8	9,7
	min	52,0	52,0	5,7	4,7
	max	82,5	89,5	14,7	14,7
	Median	67,0	68,5	10,0	9,7
	SE	6,8	7,9	1,6	1,9
M5	n	68	52	82	60
	MW	64,3	65,2	8,5	9,0
	min	45,5	50,0	5,1	5,2
	max	86,5	80,5	12,4	12,5
	Median	64,5	65,0	8,7	9,1
	SE	8,3	6,0	1,7	1,7

Tab. 3.10.: Messergebnisse für die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und die Körpermasse (KM) der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg 2002 – n= Stichprobe, MW= Mittelwert, min bzw. max = Minimal- bzw. Maximal-Wert, SE= Standardabweichung

Gewässer		KRL [mm]		KM [g]	
		Männchen	Weibchen	Männchen	Weibchen
M1	n	118	58	115	58
	MW	70,9	71,7	9,0	10,6
	min	52,0	53,0	5,5	5,8
	max	92,5	97,5	13,9	20,0
	Median	69,5	68,8	8,9	10,4
	SE	9,6	10,8	1,8	2,4
M3	n	101	84	85	82
	MW	66,1	68,9	9,2	10,5
	min	48,0	55,0	4,9	4,6
	max	90,5	90,0	14,3	16,7
	Median	65,0	68,0	9,0	10,5
	SE	8,3	7,6	1,7	2,3

M4	n	81	108	81	115
	MW	68,5	68,7	9,9	10,3
	min	51,5	52,5	5,6	5,0
	max	91,0	91,0	14,3	14,2
	Median	67,0	67,8	9,8	10,4
	SE	8,1	7,0	1,7	1,7

Wie man in den Tabellen 3.9. und 3.10. sehen kann, waren die Werte für die KRL und die Körpermasse in den untersuchten Gewässern M1, M3 und M4 im Jahr 2002 größer als 2001. Die Unterschiede waren für die Gewässer M1 und M3 für beide Parameter signifikant ($p < 0,05$, t-Test). Die Tiere des Gewässers M4 zeigten hinsichtlich der KRL keine Signifikanz zwischen den Untersuchungsjahren. Hier war nur die Körpermasse mit durchschnittlich 10 g (2002) signifikant höher als für 2001 mit 9,75 g ($p < 0,05$, t-Test). Die Unterschiede sind in der folgenden Abbildung 3.26. für die drei Gewässer dargestellt.



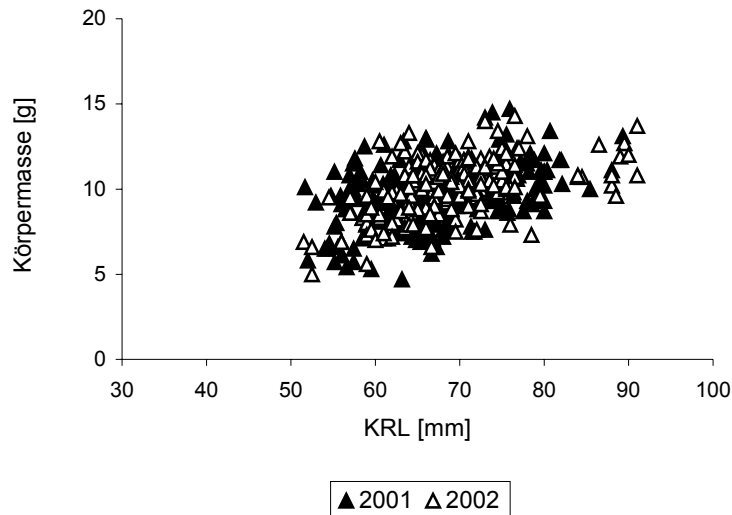


Abb. 3.26.: Vergleich der KRL und der Körpermasse der Tiere der Gewässer M1 (◆), M3 (■) und M4 (▲) 2001 und 2002

Unterschiede zwischen den Geschlechtern

Die Weibchen der Untersuchungsgewässer waren stets etwas größer als die Männchen. Bis auf eine Ausnahme pro Untersuchungsjahr war der Unterschied nicht signifikant (siehe Abb. 3.27.). Die Weibchen der Gewässer M4 (2001) und M3 (2002) zeigten mit 69 bzw. 68,9 mm eine signifikant größere KRL als die Männchen der beiden Gewässer mit 66,9 bzw. 66,1 mm.

Die Körpermasse der Weibchen war ebenso etwas höher als die der Männchen. Der Unterschied war aber auch hier nicht in allen Fällen signifikant (siehe Abb. 3.28.). Signifikante Unterschiede in den Körpermassen traten bei den Tieren der Gewässer M1 und M2 (2001) sowie M1 und M3 (2002) auf. Die Weibchen waren hier mit durchschnittlich 9,6 bzw. 9,0 g signifikant schwerer als die männlichen Tiere der Gewässer M1 und M2 mit 8,5 bzw. 7,8 g. Die Weibchen des Untersuchungsjahres 2002 waren mit 10,6 bzw. 10,5 g signifikant schwerer als die Männchen der Gewässer M1 und M3 mit 9 bzw. 9,2 g.

Die weiblichen Tiere des Untersuchungsjahres 2001 waren mit einer KRL von durchschnittlich 65 mm signifikant größer als die Männchen mit 63,5 mm ($p < 0,05$, t-Test). Bei der Körpermasse zeigte sich das gleiche Bild. Hier waren die Weibchen mit durchschnittlich 9,4 g signifikant schwerer als die Männchen mit 9,1 g ($p < 0,01$, t-Test). Im Jahr 2002 gab es nur bei der Körpermasse aller Tiere einen signifikanten Unterschied ($p < 0,001$, t-Test) zwischen den Geschlechtern. Die Weibchen wogen hier durchschnittlich 10,4 g und die Männchen 9,3 g. Die KRL der Tiere unterschied

sich mit 69,5 bzw. 69 mm nicht signifikant ($p > 0,05$, t-Test) zwischen Weibchen und Männchen.

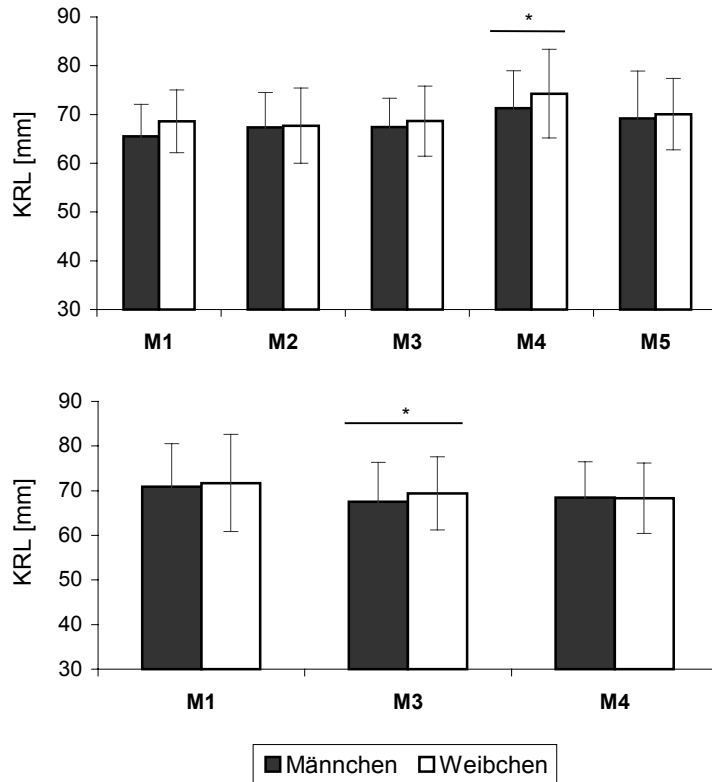


Abb. 3.27.: Kopf-Rumpf-Länge der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg für 2001 (oben) und 2002 (unten) - * $p < 0,05$

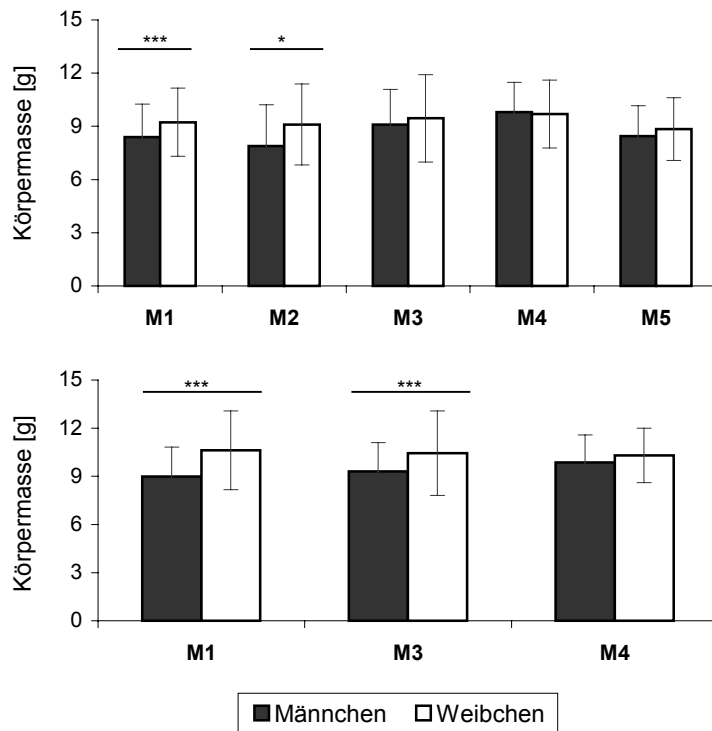


Abb. 3.28.: Körpermasse der männlichen und weiblichen Tiere des HUG Merseburg für 2001 (oben) und 2002 (unten) - * $p < 0,05$, *** $p < 0,001$

Konditionsindex

Ein besserer Indikator für den Ernährungszustand der Tiere als der Körpermasseverlauf ist der Konditionsindex (KI), der für jedes Tier in Abhängigkeit seiner Körpergröße und -masse berechnet wird. Wie in Abb. 3.29. ersichtlich, nahm der KI Mitte April leicht zu sowie ab Mitte Mai stark zu und pegelte sich bei einem Wert von ca. 220 bis Ende Mai ein. Die Werte der drei letzten Fangwochen waren auch gegenüber den vorherigen Fangwochen signifikant höher ($p < 0,001$, ANOVA), d.h. der Ernährungszustand der Tiere des HUG verbesserte sich signifikant ab Mitte Mai.

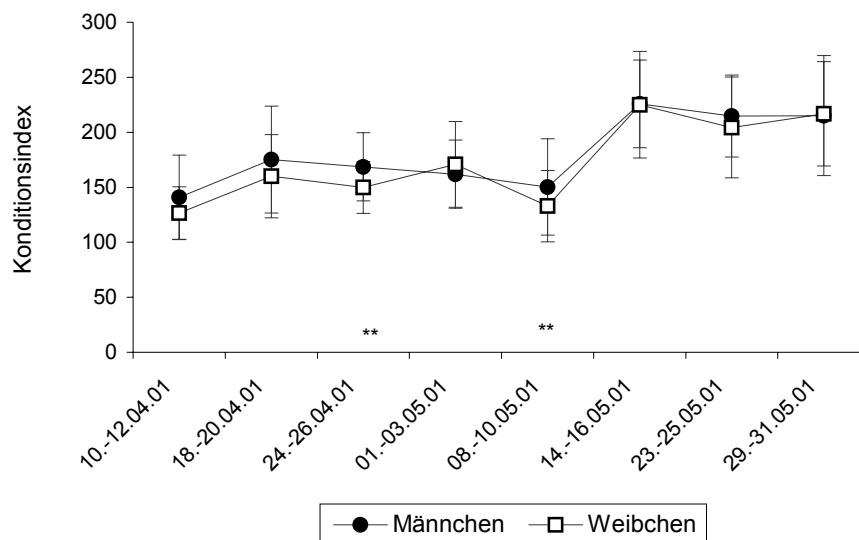


Abb. 3.29.: Verlauf des Konditionsindex für Männchen und Weibchen des HUG Merseburg 2001 - ** $p \leq 0,01$

Es traten keine signifikanten Unterschiede ($p > 0,05$, ANOVA) zwischen den einzelnen Gewässern auf. Außer im Gewässer M4 ($p < 0,05$, t-Test) gab es auch keinen signifikanten Unterschied zwischen den Männchen und Weibchen. Schaut man auf die Unterschiede innerhalb der Fangwochen ergab sich für die Fangwoche 3 und die Fangwoche 5 jeweils ein signifikanter Unterschied zwischen den KI von Männchen und Weibchen ($p < 0,01$, t-Test). Der KI der Männchen lag hier beide Male höher als der der Weibchen (siehe Abb. 3.29.).

Vergleicht man die Konditionsindices der Tiere in den temporären und den perennierenden Gewässern (siehe Abb. 3.30.) zeigte sich nur in den Fangwochen 6 und 7 ein deutlicher Unterschied ($p < 0,05$, t-Test). Ansonsten unterschieden sich die Werte in den beiden Gewässertypen nicht wesentlich.

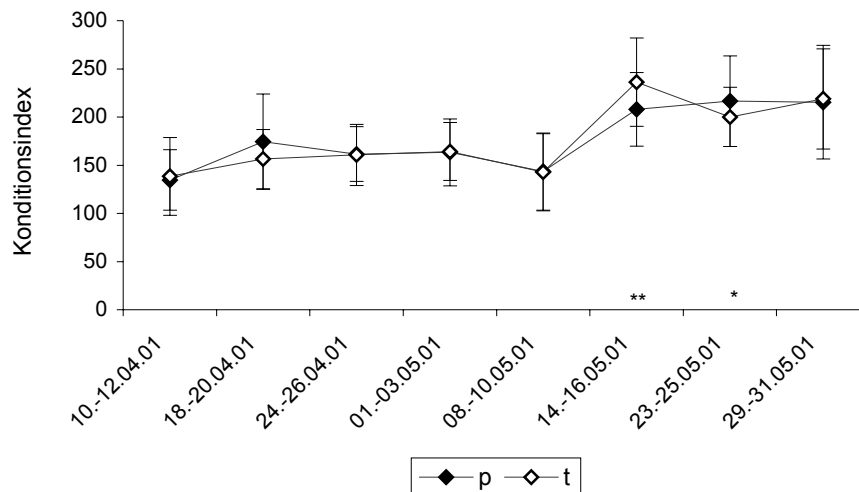


Abb. 3.30.: Verlauf des Konditionsindex für *T. cristatus* in den perennierenden (◆) und den temporären (◇) Gewässern des HUG Merseburg 2001 - * $p < 0,05$, ** $p \leq 0,01$

Im Untersuchungsjahr 2002 war der Verlauf des KI nicht so ausgeprägt wie im Jahr 2001. Hier war ein Anstieg des KI von Anfang April bis Ende Juli zu beobachten, aber dieser war nicht so stark und erfolgte eher kontinuierlich (siehe Abb. 3.31.). Vor allem der KI der ersten Fangwoche (bei den Männchen auch die zweite) unterschied sich signifikant zu den KI der Fangwochen ab Mai ($p < 0,05$, ANOVA nach Bonferroni Korrektur). Bei den Tieren der drei untersuchten Gewässer war nur der KI der Weibchen des Gewässers M1 signifikant höher als bei den Männchen ($p < 0,05$, U-Test). Vergleicht man die einzelnen Fangwochen aller männlichen und weiblichen Tiere des HUG ergab sich für die FW 7 (21.-23.5.) und die FW 10 (11.-13.6.) ein signifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern ($p < 0,05$, t-Test). Wobei in FW 7 der KI der Männchen und in FW 10 der KI der Weibchen höher war.

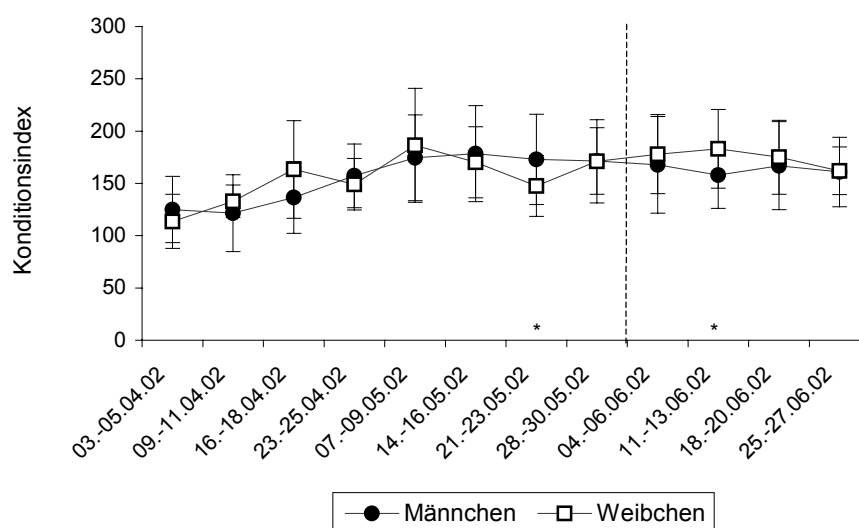


Abb. 3.31.: Verlauf des Konditionsindex für Männchen und Weibchen des HUG Merseburg 2002 - * $p < 0,05$ – Strich gibt den gemeinsamen Untersuchungszeitraum mit 2001 an

Beim Vergleich der perennierenden Gewässer (M1 und M4) mit dem KI des temporären Gewässers M3 fiel auf, dass der KI des Gewässers M3 erst ab Anfang Juni höher lag als der KI der anderen Gewässer (siehe Abb. 3.32.). In der letzten Fangwoche (25.-27.6.) war der Unterschied signifikant.

Unterschiede in den 2001 und 2002 untersuchten Gewässern ließen sich nur für die KI der Gewässer M1 und M3 ausmachen. Bei beiden lag der KI 2001 mit 190,65 bzw. 192,22 höher als 2002 mit 165,08 bzw. 147,03, war aber mit $p = 0,063$ bzw. $0,067$ (t-Test) nicht signifikant verschieden. Beim KI des Gewässers M4 war mit 166,12 (2001) bzw. 165,27 (2002) kein wesentlicher Unterschied zwischen den Untersuchungsjahren auszumachen. Der Anstieg des KI in Abhängigkeit des Fangzeitpunktes war im Jahr 2001 mit $r = 0,45$ etwas steiler als im Jahr 2002 ($r = 0,39$) für den gleichen Untersuchungszeitraum. Die Korrelation der Daten war für beide Untersuchungsjahre höchst signifikant ($p < 0,001$, Pearson Korrelation).

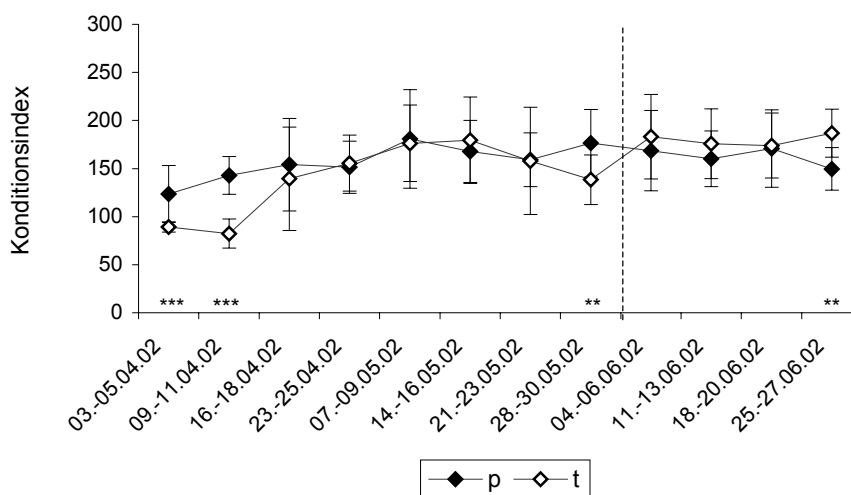


Abb. 3.32.: Verlauf des Konditionsindex für *T. cristatus* in den perennierenden (◆) und den temporären (◇) Gewässern des HUG Merseburg 2002 - ** $p \leq 0,01$, *** $p < 0,001$

3.3.3.2. Vergleich mit UG Halle und UG Ost-Harz

Morphometrische Daten

Beim Vergleich der KRL fällt auf, dass die Tiere der Gewässer DG, BB und RM signifikant größer waren als die Tiere der Gewässer des HUG Merseburg ($p < 0,001$, H-Test). Einzig das Gewässer BS unterschied sich nicht signifikant von den Tieren des HUG. Bei der Körpermasse zeigte sich ein anderes Bild. Hier waren die Tiere der drei halleischen Gewässer signifikant leichter als die Tiere des HUG Merseburg und des Ost-Harzes ($p < 0,001$, H-Test). Bis auf das Gewässer M4 waren die Tiere des HUG wiederum leichter als die Tiere des Ost-Harzes.

In der Tabelle 3.11. sind ähnlich wie beim HUG die Mittelwerte für die KRL und die KM der Gewässer getrennt nach Männchen und Weibchen aufgeführt. Signifikante geschlechtsspezifische Unterschiede in der Morphometrie ließen sich für die KRL nur für das Gewässer RM ausmachen. Hier waren die weiblichen Tiere mit 79,4 mm signifikant größer als die männlichen Tiere mit 74,7 mm ($p < 0,001$, t-Test). Im Gewässer BB waren die Männchen durchschnittlich sogar etwas größer als die Weibchen. Bei der Körpermasse zeigte sich bis auf das Gewässer BB das gleiche Bild. Auch hier waren die Weibchen tendenziell etwas schwerer als die Männchen. Im UG Ost-Harz war der Unterschied in der Körpermasse signifikant ($p < 0,001$, t-Test).

Tab. 3.11.: Messergebnisse für die Kopf-Rumpf-Länge (KRL) und die Körpermasse (KM) der männlichen und weiblichen Tiere des UG Halle und UG Ost-Harz – n= Stichprobe, MW= Mittelwert, min bzw. max = Minimal- bzw. Maximal-Wert, SE= Standardabweichung

Gewässer		KRL [mm]		KM [g]	
		Männchen	Weibchen	Männchen	Weibchen
RM	n	50	23	50	23
	MW	74,7	79,4	6,7	7,2
	min	67,0	72,0	4,1	4,8
	max	90,0	87,5	9,4	9,3
	Median	74,0	79,0	6,8	7,0
	SE	5,2	4,6	1,3	1,1
BB	n	20	12	20	12
	MW	74,8	72,2	7,7	6,9
	min	66,0	67,0	5,8	5,4
	max	84,5	78,5	11,0	9,5
	Median	73,3	71,5	7,1	6,9
	SE	5,4	4,0	1,5	1,2
BS	n	21	7	25	8
	MW	61,4	63,7	8,5	8,3
	min	46,0	47,5	4,7	4,5
	max	81,0	78,5	12,6	14,0
	Median	59,5	69,5	8,6	7,4
	SE	9,4	13,2	2,1	3,7
DG	n	25	25	25	25
	MW	75	77,5	9,5	11,4
	min	55,5	71,5	6,4	7,3
	max	81,5	84,5	13,7	14,7
	Median	74,5	78,5	9,5	11,8
	SE	5,4	3,6	1,7	1,9

Konditionsindex

Beim Vergleich der Gewässer des Untersuchungsgebietes Halle und Ost-Harz mit dem HUG Merseburg fiel auf, dass nur die Tiere des Gewässers BS mit 181,2 einen ähnlich hohen Konditionsindex wie die Tiere des HUG Merseburg hatten (KI= 181,1). Einen signifikant niedrigeren KI-Wert hatten die Tiere der beiden halleschen Gewässer mit 78,2 (RM) und 90,2 (BB) ($p < 0,05$, ANOVA). Die Tiere des Gewässers DG im Ost-Harz hatten einen KI von 117,5. Dieser unterschied sich signifikant von dem Gewässer RM ($p < 0,05$, ANOVA nach Bonferroni-Korrektur). Wobei hier zu sagen ist, dass der sich der Untersuchungszeitraum nur bis Mitte Mai erstreckte und auch nur an einzelnen Tagen gefangen wurde.

3.3.4. Beziehung Kopf-Rumpf-Länge und Alter

HUG Merseburg

Die Tiere der Kategorien I bis IV unterschieden sich in der Kopf-Rumpf-Länge weder signifikant zwischen den Gewässern ($p > 0,05$, ANOVA) noch zwischen den Geschlechtern ($p > 0,05$, t-Test). Die Tiere der Alterskategorie I, d.h. die jüngsten Tiere waren durchschnittlich 65,24 mm lang und die der Kategorie IV, d.h. die ältesten Tiere 73 mm lang (aber $n = 5!$). Die KRL der Tiere schien also nicht wesentlich mit dem Alter zu korrelieren. Die Abbildung 3.33. zeigt, getrennt für die Männchen und Weibchen des HUG Merseburg, die KRL mit zunehmenden Alter. Es ist ein Trend von zunehmender KRL mit steigendem Alter erkennbar. Die Regression war mit $r = 0,069$ (Männchen) und $r = 0,155$ (Weibchen) aber sehr niedrig. Bei den Männchen war die Korrelation auch nicht signifikant ($p > 0,05$, Spearman Korrelation). Die KRL der Weibchen korrelierte etwas mehr mit dem Alter, auch wenn die Daten nicht signifikant waren ($p = 0,052$, Spearman Korrelation).

Die Regressionsgraden der einzelnen Gewässer verliefen z.T. sehr unterschiedlich. Vor allem bei den Männchen war in einigen Fällen (M1, M2, M4) sogar eine Abnahme der Kopf-Rumpf-Länge mit dem Alter zu beobachten. Die Korrelation war aber in keinem Fall signifikant ($p > 0,05$, Spearman Korrelation). Beim Gewässer M3 konnte bei den Männchen keine Regression bzw. Korrelation ermittelt werden, da die dort untersuchten Tiere alle zur Alterskategorie II zugeordnet wurden. Zu beachten sind die unterschiedlichen Stichprobenzahlen in den einzelnen Gewässern und Alterskategorien.

Bei den Weibchen zeigte nur Gewässer M1 einen negativen Bezug KRL/Alter. Alle anderen Gewässer zeigten eine positive Abhängigkeit der Kopf-Rumpf-Länge vom

Alter. Beim Gewässer M5 war die Korrelation mit $p < 0,01$ (Spearman Korrelation) sogar hoch signifikant.

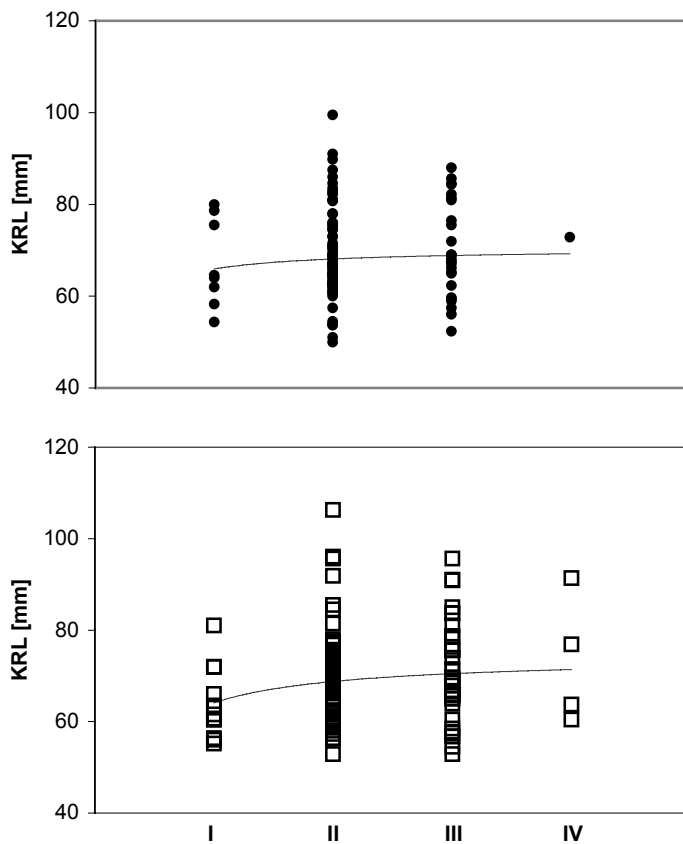


Abb. 3.33.: Beziehung zwischen Alter (Kategorie I bis IV) und Kopf-Rumpf-Länge (KRL) der Männchen (n= 104) (oben) und Weibchen (n= 154) (unten) im HUG Merseburg

Innerhalb der Alterskategorien waren die Unterschiede in der KRL der Tiere sehr hoch. Der Minimalwert lag bei den bis 3 Jahre alten Tieren bei 54,5 mm, der Maximalwert bei 81 mm. Noch größer war der Unterschied bei den 3 bis 5 Jahre alten Tieren. Mit Werten von 50 mm bis 106,5 mm lag hier die größte Spanne von 56,5 mm vor, also fast ein ganzes Tier. Die Spannen in den beiden anderen Alterskategorien war mit 43,5 mm (6 – 8 Jahre) bzw. 31 mm (≥ 9 Jahre) ebenfalls sehr hoch (siehe Tab. 3.12.).

Tab. 3.12.: Morphometrische Daten der Tiere der Merseburger Gewässer (M1 - M5) getrennt nach Alterskategorie – n= Stichprobe, MW= Mittelwert, min bzw. max = Minimal- bzw. Maximal-Wert, SE= Standardabweichung

Kategorie		M1	M2	M3	M4	M5
I	n	5	----	2	1	12
	MW	69,9	----	64,0	55,5	64,6
	min	63,0	----	56,0	----	54,5
	max	81,0	----	72,0	----	80,0
	Spannweite	18,0	----	16,0	----	25,5
	Median	66,5	----	64,0	----	62,0
	SE	8,0	----	11,3	----	8,2
II	n	48	14	26	38	49
	MW	70,1	66,6	67,9	73,0	69,7
	min	58,0	53,0	51,0	56,5	50,0
	max	91,0	78,0	87,5	106,5	100,0
	Spannweite	33,0	25,0	36,5	50,0	50,0
	Median	69,3	67,3	67,5	70,5	70,0
	SE	7,2	6,8	8,1	10,9	9,6
III	n	27	6	2	18	8
	MW	67,8	66,4	75,0	73,9	75,9
	min	52,5	57,0	69,0	58,5	65,5
	max	91,0	84,0	81,0	96,0	86,0
	Spannweite	38,5	27,0	12,0	37,5	20,5
	Median	67,0	64,8	75,0	70,3	77,3
	SE	10,7	10,4	8,5	10,4	6,8
IV	n	1	2	----	2	----
	MW	60,5	70,5	----	82,3	----
	min	----	64,0	----	73,0	----
	max	----	77,0	----	91,5	----
	Spannweite	----	13,0	----	18,5	----
	Median	----	70,5	----	82,3	----
	SE	----	9,2	----	13,1	----

Vergleich mit UG Halle und UG Ost-Harz

Im UG Halle unterschieden sich nur die 3 bis 5 Jahre alten Tiere der Kategorie II zwischen den Gewässern BS und RM, BB. Die Tiere der letzteren Gewässer waren mit 77 bzw. 72,5 mm signifikant größer als die gleichaltrigen Tiere des Gewässers BS mit 62 mm ($p < 0,001$, H-Test). Signifikante Größenunterschiede zwischen den Alterskategorien traten nicht auf ($p > 0,05$, ANOVA). Die Weibchen der Kategorie III

waren mit 81 mm signifikant größer als die Männchen mit 72,5 mm ($p < 0,05$, t-Test). Die Beziehung von KRL und Alter war bei den Weibchen ($r = 0,41$) im Vergleich zu den Männchen stärker ausgeprägt ($r = 0,09$). Die Korrelation war auch nur bei den Weibchen signifikant ($p \leq 0,01$, Spearman Korrelation), auch wenn keine Tiere aus der Kategorie IV in die Auswertung einfließen konnten. Die Korrelation zwischen Alter und KRL war in allen drei haleschen Gewässern deutlicher bei den weiblichen Tieren ausgeprägt.

Die KRL der Tiere im UG Ost-Harz unterschied sich weder zwischen Männchen und Weibchen, noch zwischen den Alterskategorien II bis IV signifikant voneinander. Die Weibchen waren tendenziell wieder etwas größer als die Männchen und die Korrelation war bei ihnen stärker ausgeprägt, aber nicht signifikant ($p > 0,05$, Spearman Korrelation). Die KRL der Männchen schien sogar mit zunehmenden Alter zu sinken. Diese Korrelation war signifikant ($r = 0,43$, $p < 0,05$, Spearman Korrelation).

Ähnlich wie bei den Untersuchungen zur Morphometrie (siehe Pkt. 3.3.3.) stellt sich hier heraus, dass die gleichaltrigen Tiere im UG Halle und Ost-Harz größer waren als die Tiere des HUG Merseburg (siehe Abb. 3.34.). Diese Unterschiede traten in den Kategorien I bis III auf und bei den Weibchen stärker als bei den Männchen. Abgesehen vom Gewässer DG (Ost-Harz) war bei allen anderen Tieren eine Zunahme der KRL mit dem Alter zu verzeichnen, auch wenn die Korrelation nicht immer signifikant war. Der Größenunterschied war in den Alterskategorien I und II mit jeweils 8 mm am größten (zwischen Merseburg und Halle bzw. zwischen Ost-Harz und Merseburg).

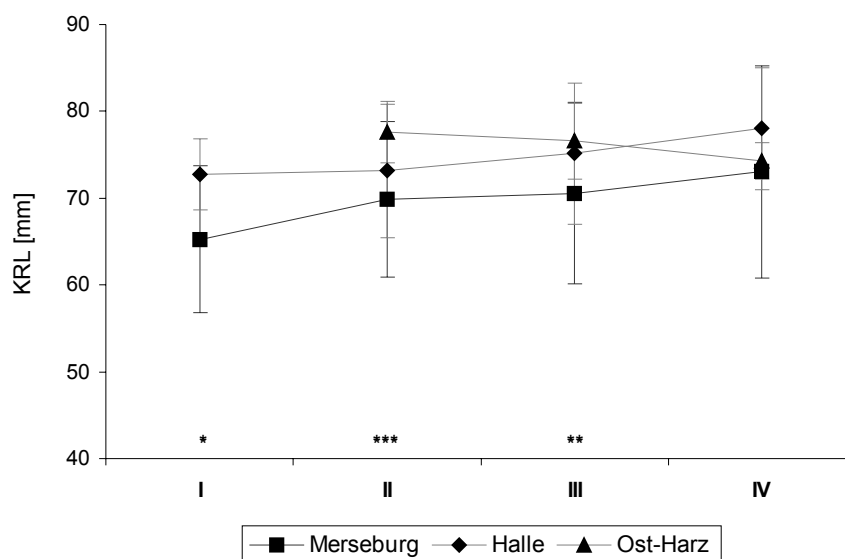


Abb. 3.34.: Vergleich der KRL – Mittelwerte der Tiere der drei Untersuchungsgebiete nach Alterskategorien – * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$

3.4. Diskussion

3.4.1. Populationsgröße und –zusammensetzung

Geschlechterverhältnis und Fangverlauf

Im Rahmen der Fang-Wiederfang-Studien wurden die adulten Tiere der Gewässer des HUG Merseburg untersucht. Mittels verschiedener Fallentypen konnten die Tiere während ihrer aquatischen Fortpflanzungsperiode zwischen April und Mai (2001) bzw. Juni (2002) gefangen werden. Bei Verwendung von Wasserfallen stellt dieser Zeitraum die sicherste Wahl dar adulte Kammolche zu fangen (BERGER 2000). Bei dieser Fangmethode besteht allerdings immer die Gefahr eines verschobenen Geschlechterverhältnisses, da sich die Tiere während der Fortpflanzungsperiode unterschiedlich verhalten (GREEN 1989, GRIFFITHS 1985, ZUIDERWIJK & SPARREBOOM 1986). Tatsächlich spiegeln die Ergebnisse diese Annahme nur zum Teil wieder. Das Geschlechterverhältnis ist nicht in allen untersuchten Gewässern zugunsten der Männchen verschoben und ist, bis auf eine Ausnahme für das Gewässer M1 (2001) mit 2,21:1, nahezu ausgeglichen.

Je nach verwendeter Fangmethode überwiegen Männchen oder Weibchen, wobei sich das Verhältnis bei mehrjährigen Untersuchungen am gleichen Gewässer ändern kann. Die Ergebnisse des Gewässers M4 bestätigen dies. Ist das Verhältnis 2001 mit 1,63:1 zugunsten der Männchen verschoben, wurden 2002 mit 0,69:1 eindeutig mehr Weibchen gefangen. Im Mittel liegt das Geschlechterverhältnis jedoch bei 1:1. Nicht immer wird die Fangmethode als Grund für ein bestimmtes Geschlechterverhältnis angenommen. Gerade mehrjährige Untersuchungen am gleichen Gewässer deuten auf erhöhte Mortalität der Weibchen im Gewässer und v.a. der jüngeren Männchen an Land hin (ELLINGER & JEHLE 1997, GLANDT 1978, GRIFFITHS 1996, HAGSTRÖM 1979, KNEITZ 1998, WENZEL, JAGLA & HENLE 1995). ARNTZEN (2002) hat in seinen Untersuchungen festgestellt, dass *Triturus*-Männchen meist in der ersten Hälfte der Fortpflanzungsperiode dominieren und die Weibchen dann ab Mai. Dies spiegelt sich auch in den eigenen Untersuchungen wider.

Als Ursache für den Männchenüberschuss in der ersten Hälfte der Fortpflanzungsperiode wird deren, im Vergleich zu den Weibchen, erhöhte Mobilität während der Balz angenommen. Die Weibchen werden v.a. in der Eiablagephase oder beim Auftauchen im Frühsommer in den Fallen gefangen.

Wiederfangrate

Tendenziell wurden die Männchen häufiger gefangen und wiedergefangen als die Weibchen. Einzig Männchen wurden z.B. nur ein viertes Mal wiedergefangen, Weibchen maximal dreimal. Analog der Gewässergröße sinkt die Wiederfangrate mit steigender Größe, wobei die Korrelation nicht signifikant ist. Nur das kleinste Gewässer M5 liegt mit 17 einmal wiedergefangenen Tieren deutlich hinter dem größeren Gewässer M3 mit 34 einmal gefangenen Tieren. Dieses ist auch das Gewässer mit der höchsten Wiederfangrate für *Triturus cristatus* von 40 % für 2001 und 36 % für 2002. Ebenso ist hier die Wiederfangquote zwischen den beiden Untersuchungsjahren mit ca. 32 % größer als die der anderen Gewässer. Männchen wurden nur im Jahr 2001 in zwei Gewässern (M1 und M3) des HUG signifikant häufiger als die Weibchen wiedergefangen, ansonsten gibt es keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern.

Verglichen mit anderen Untersuchungen, bei denen die Gewässergröße angegeben ist, ist die Wiederfangrate der Gewässer des HUG Merseburg sehr niedrig. VON BÜLOW (2001) gibt für zwei Gewässer (100 bzw. 180 m²) eine Wiederfangrate zwischen 54 % (Weibchen) und 68 % (Männchen) für das kleinere, sowie 71 bzw. 85 % für das größere Gewässer an. Weiterhin konnte er bis zu neun Wiederfänge eines männlichen Tieres beobachten, wobei hier die Männchen bei den Mehrfachfängen deutlich überwogen. Er verwendete ebenfalls Trichterfallen nach GLANDT (2000). Die Wiederfanghäufigkeiten bei einer mehrjährigen Studie von ARNTZEN & TEUNIS (1993) ergeben ebenso höhere Werte. Die Autoren verwendeten eine Kombination aus nächtlichem Ableuchten und Kescherfang als Fangmethode.

BAKER (1999) der in einem 400 m² großen Gewässer u.a. die Wiederfangraten zwischen den Untersuchungsjahren untersuchte, gibt mit Werten zwischen 27 und 88 % ebenso deutlich höhere Wiederfangraten an. Einzig die Tiere des Gewässers M3 liegen mit ca. 32 % innerhalb dieser Spanne. Setzt man allerdings die Größe des Gewässers in Relation mit der oben erwähnten Studie ergibt sich ein sehr viel niedrigerer Wert. Die hohen Werte von BAKER (1999) sind sicherlich mit der isolierten Lage des Gewässers und der Intensität der Kontrollgänge (Wasserfallen wurden zweimal täglich kontrolliert, Fangeimer täglich) im Vergleich zu den eigenen Untersuchungen zu erklären.

Die Fangeffizienz als ein Ausdruck der tatsächlich gefangenen Individuen durch die geschätzte Populationsgröße mal 100 (nach ARNTZEN & TEUNIS 1993) zeigt wie groß der Anteil der gefangenen Tiere an der Gesamtpopulation ist, d.h. wie effektiv die verwendete Fangmethode ist. Die Werte für das Jahr 2001 liegen bei den eigenen

Untersuchungen zwischen 9 (M4) und 64 % (M3) sowie für das Jahr 2002 zwischen 11 (M4) und 48 % (M3). Diese Werte sind, bis auf das Gewässer M3, klar unter denen in den Studien von BAKER (1999), der Werte zwischen 35 und 99 %, und denen von ARNTZEN & TEUNIS (1993), die Werte zwischen 49 und 100 % angeben.

Da von vielen Autoren (u.a. BAKER 1999, WEDDELING et al. 2004) bestätigt wird, dass Wasserfallen im gleichen Zeitraum bessere Ergebnisse als Fangzäune liefern, kann die geringere Wiederfangrate und die damit verbundene geringere Fangeffektivität nur an der Anzahl der verwendeten Fallen bezogen auf die jeweilige Gewässergröße liegen.

Populationsgröße

Die beiden größten und permanenten Gewässer M1 und M4 beherbergen die größten Populationen. Mit geschätzten 3200 Tieren (2001) gehört das Gewässer M4 sicher zu den individuenreichsten Populationen in Sachsen-Anhalt. Das flachere und ca. 1000 m² große Gewässer M1 besitzt mit etwa 1200 geschätzten Tieren (jeweils für beide Jahre) ebenfalls eine sehr individuenstarke Population.

GROSSE & GÜNTHER (1996) geben ähnlich große Zahlen für etwa gleichgroße Gewässer als positive Ausnahmen an, wobei aus den Angaben nicht hervorgeht, ob und wie die Zahlen geschätzt wurden. Untersuchungen, die ebenfalls auf Fang-Wiederfang-Studien beruhen schwanken zwischen einzelnen und mehreren hundert bis tausend Tieren (u.a. ARNTZEN & TEUNIS 1993, BAKER 1999, ELLINGER & JEHLE 1997, GLANDT 1982, HAGSTRÖM 1979, KUPFER & KNEITZ 2000, STOEFER & SCHNEEWEIß 2001, WENZEL, JAGLA & HENLE 1995).

Bei den kleineren Gewässern M2, M3 und M5 liegen die geschätzten Zahlen zwischen 156 (M2) und 579 Tieren (M5). Das Gewässer M5 gehört mit seiner Größe von 100 m² sicher zu den dichtbesiedelten. Ähnlich hohe Populationsgrößen, bezogen auf eine relativ kleine Gewässergröße, sind nur bei ARNTZEN & TEUNIS (1993) und bei VON BÜLOW (2001) zu finden.

Die Metapopulation des HUG Merseburg gehört mit rund 5000 geschätzten Tieren (für 2001) sicherlich zu den größten des Landes Sachsen-Anhalt. Ähnlich hohe Fangzahlen erzielte nur noch STOEFER (1997), der im Barnim (Brandenburg) Untersuchungen mit Fangzäunen an mehreren Gewässern durchführte.

Ein deutlicher Unterschied zwischen der geschätzten Populationsgröße im Jahr 2001 und 2002 gibt es nur für das Gewässer M4. Wurden für das Jahr 2001 noch ca. 3200 geschätzt, sind es für 2002 fast nur noch die Hälfte mit ca. 1800. Zumindest in die-

sem Gewässer scheint die Population in den Untersuchungsjahren stark zu schwanken. Für gesicherte Angaben müssten aber langfristige Untersuchungen durchgeführt werden.

Andere Untersuchungen in Europa ergeben kein einheitliches Bild. Allgemein wird angenommen, dass v.a. der juvenile Anteil an der Population zwischen den Jahren schwankt (JEHLE 1997). Bis auf wenige Ausnahmen (GLANDT 1982, JEHLE 1997) treten diese Schwankungen auch bei den adulten Tieren auf (ARNTZEN & TEUNIS 1993, BAKER 1999, BLAB & BLAB 1981, HAGSTRÖM 1979, KNEITZ 1998, STOEFER & SCHNEEWEIß 2001). JEHLE (1997) begründet die geringen Schwankungen in der Adultpopulation über neun Untersuchungsjahre damit, dass es sich bei dem untersuchten Endeltich bei Wien um ein anthropogen geschaffenes Habitat handelt, was jedes Jahr künstlich auf dem status quo gehalten wird. Andere Autoren können Populationschwankungen nur z.T. durch z.B. harte Winter (STOEFER 1997) belegen. Die Nahrungsverfügbarkeit, veränderte Mortalität und allgemein Habitatveränderungen werden von den oben genannten Autoren als Ursache für Schwankungen angenommen.

Überlebenswahrscheinlichkeit

Die ermittelte Überlebenswahrscheinlichkeit der Tiere im HUG Merseburg liegt mit Werten zwischen 68 und 100 % innerhalb eines Jahres und mindestens 44 % zwischen den beiden Untersuchungsjahren sehr hoch.

Selbst für die Tiere des Gewässers M3, die durch eine illegale Erdentnahme im potentiellen Landlebensraum betroffen schienen, war dies keine direkte Mortalitätsursache. Tatsächlich wurden hier die meisten Tiere vom Vorjahr wiedergefangen (siehe oben). Auch in den anderen Gewässern konnte keine Habitatverschlechterung beobachtet werden.

Die hier berechneten Werte stimmen mit denen in der Literatur weitestgehend überein. Etwas niedrigere Werte als die eigenen geben ARNTZEN & TEUNIS (1993) für ihre sechsjährige Untersuchung in Frankreich mit einer mittleren Überlebensrate von 49 % (33 bis 57 %) an. OLDHAM & HUMPHRIES (2000) geben bei ihren Umsetzungsversuchen eine Überlebensrate von ca. 45 % für Männchen an. BAKER (1999) gibt für mehrjährige Untersuchungen in England Werte zwischen 31 und 100 % an. HAGSTRÖM (1979) liegt mit Werten von durchschnittlich 70 bis 80 % ebenfalls sehr hoch.

Die Überlebensraten ähnlich großer *Triturus*-Arten wie *T. carnifex* (KALEZIĆ & DJOROVIC 1998) und *T. dobrogicus* (JEHLE 1997) liegen mit Werten um 40 % ähnlich hoch wie die für *T. cristatus*.

Vergesellschaftung

Der Kammmolch ist im gesamten HUG Merseburg mit sechs Arten vergesellschaftet. Neben *Triturus vulgaris* kamen am häufigsten *Pelobates fuscus* und *Rana spec.* in den Fallen vor. Da bei fast allen Gewässern flache Uferzonen auftraten, konnten auch *Bufo viridis* und *B. calamita* nachgewiesen werden. Obwohl diese Habitate, mit ihrem starken Pflanzenbewuchs, für die beiden Kröten-Arten sicherlich zu den pessimalen gehören. Im UG Halle kommt der Laubfrosch (*Hyla arborea*) als weitere Art hinzu.

Im UG Ost-Harz wurden im Untersuchungszeitraum neben *Triturus vulgaris* noch die beiden anderen, in Sachsen-Anhalt heimischen Molch-Arten *T. alpestris* und *T. helveticus* in den Fallen nachgewiesen.

Auch in der Literatur wird dem Kammmolch ein hoher Vergesellschaftungsgrad zugewiesen (GROSSE & GÜNTHER 1996). Durch die Bevorzugung von reich strukturierten Gewässern, die auch anderen Arten Lebensraum bieten, kommt er in den Gewässern mit mindestens einer weiteren Art syntop vor.

3.4.2. Altersstruktur

Methodenkritik

Mit Hilfe der Skeletochronologie können verlässliche Daten hinsichtlich der Altersstruktur von Amphibienpopulationen gewonnen werden (CASTANET & SMIRINA 1990, HALLIDAY & VERRELL 1988).

In der hier vorliegenden Untersuchung wurden Phalangen von 704 Tieren (alle Untersuchungsgebiete) amputiert. Für die Auswertung konnten jedoch nur 427 (ca. 61 %) verwendet werden, was eindeutig unterhalb der in der Literatur angegebenen Werte von 80 bis 95 % für *Triturus*-Arten liegt (MARNELL 1997, SINSCH, LANG & WIEMER 2003A). CASTANET & SMIRINA (1990) sowie FRANCILLON-VIEILLOT, ARNTZEN & GÉRAUDIE 1990 geben in ihrer Veröffentlichung verschiedene Ursachen für Probleme bei der Altersbestimmung an. Vor allem der Abbau von Jahresringen durch endosteale Knochenresorption kann zu einer Unterschätzung des Alters der Tiere führen. Weiterhin treten bei *Triturus*-Arten sogenannte Doppellinien auf, die auf einen zweiten jährlichen Wachstumszyklus hinweisen. Sie führen hier Untersuchungen an

Triturus marmoratus (Marmormolch) in Portugal an, die im Hoch- und Tiefland untersucht wurden. Wobei die Doppellinien v.a. bei den Tieren im Hochland auftraten. Ein weiterer wichtiger Punkt, der die Fehlerquote in der Auswertung erhöht, sind die peripheren Ruhelinien. Mit zunehmenden Alter der Tiere wird der Abstand und die Dicke der Ruhelinien immer geringer, so dass eine exakte Altersbestimmung immer schwieriger wird.

Bei den hier durchgeführten Untersuchungen sind neben den oben genannten, schlechte Schnitte und Färbung der Präparate sowie ein zu kurzes Abschneiden der Fingerglieder der Kammmolche weitere Ursachen für die geringe Auswertbarkeit der Proben. Hinzu kommt, dass Kammmolche auch auf natürliche Weise Phalangen verlieren können und man bei der Amputation ein Regenerat bekommen kann. Deshalb wurden bei der Auswertung die Tiere in vier Alterskategorien eingeteilt.

Altersstruktur

Amphibienvorkommen in der Kulturlandschaft Mitteleuropas sind zumeist durch einen hohen Isolationsgrad geprägt. Die Populationen werden als gefährdet eingestuft, weil sie es meist nicht schaffen durch Reproduktion oder durch Immigration v.a. juveniler Tiere benachbarter Gewässer die Population im Gleichgewicht zu halten (MIAUD, JOLY & CASTANET 1993, PERRET et al. 2003). Ein Anzeichen ist die zunehmende Überalterung der Population. Als relativ langlebige Art kann der Kammmolch zwar einige Ausfälle kompensieren, die natürlicherweise v.a. bei temporären Gewässern auftreten, aber eine dauerhafte Isolation plus Verschlechterung des Lebensraumes führt langfristig zur Auslöschung lokaler Populationen.

Im gesamten HUG Merseburg dominierten die 3 bis 5 Jahre alten Tiere der Kategorie II (n= 191), d.h. von einer Überalterung der Metapopulation Merseburg kann keine Rede sein. Zumal der Großteil der älteren Tiere (≥ 9 Jahre) aus dem jüngsten Gewässer M4 kam. Hier waren auch die ältesten Tiere mit jeweils 11 Jahren (Männchen und Weibchen) zu finden. Die Gewässer des HUG Merseburg unterschieden sich zwar in ihrer Altersverteilung signifikant, aber die Unterschiede waren nur minimal in den Alterskategorien I und III zu verzeichnen.

Die Tiere des UG Halle wiesen eine ähnliche Altersverteilung auf. Auch zwischen den halleschen Gewässern traten Unterschiede auf, die sich aber wieder nur auf eine unterschiedliche Zahl der Tiere in den Kategorien I und III bezog. Die meisten Tiere waren auch hier zwischen 3 und 5 Jahren alt. Der Unterschied in der Altersverteilung zwischen den beiden Untersuchungsgebieten war nicht signifikant.

Das höher gelegene Gewässer DG im Ost-Harz wich in seiner Alterstruktur signifikant von den Gewässern des Tieflandes ab. Hier dominierten die 6 bis 8 Jahre alten Tiere, dann erst folgen 3 bis 5 Jahre alte und schließlich ≥ 9 Jahre alte Tiere. Zwei bis drei Jahre alte Tiere der Kategorie I konnten nicht nachgewiesen werden.

Signifikante Unterschiede in der Altersverteilung zwischen Männchen und Weibchen traten nicht auf, wobei die männlichen Tiere mit maximal 10-11 Jahren etwas älter als die Weibchen mit maximal 7-11 Jahren waren. Die ältesten Kammolche im Freiland können in höheren Lagen bis zu 17 Jahre alt werden (HAGSTRÖM 1977, MIAUD, JOLY & CASTANET 1993). Aber auch Tiere aus tieferen Lagen können bis zu 14 Jahre alt werden (FRANCILLON-VIEILLOT, ARNTZEN & GÉRAUDIE 1990). Bei den Untersuchungen von SINSCH, LANG & WIEMER (2003A) auf einem militärischem Übungsgelände bei Koblenz fanden sie nur maximal 10 bis 11 jährige Tiere vor und gaben hier v.a. die militärische Nutzung als Hauptursache für den schnellen „turn over“ an.

Wenn nicht methodische Fehler zu einer Unterschätzung des Lebensalters der Tiere geführt haben, gibt es kaum sinnvolle Erklärungen für das geringere Lebensalter der Tiere in Sachsen-Anhalt. SINSCH, LANG & WIEMER (2003A) führen bei ihren Untersuchungen die militärische Nutzung als Hauptmortalitätsursache an, aber diese ist seit Anfang der 90er Jahre sowohl auf dem ehemaligen Militärflughafen Merseburg (HUG Merseburg) als auch auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Brandberge (UG Halle) eingestellt worden. Auch im höher gelegenen UG Ost-Harz waren die Tiere nicht wesentlich älter als 10 Jahre. MIAUD, JOLY & CASTANET (1993) weisen in ihren Untersuchungen den untersuchten Populationen der jeweiligen Gewässer neben einer Verzahnung eine gewisse Eigendynamik nach, die sowohl bei benachbarten Gewässern als auch zwischen unterschiedlichen Untersuchungsjahren auftritt. Dies erklärt sicherlich die Unterschiede innerhalb der Untersuchungsgebiete Merseburg und Halle, aber nicht das geringere Lebensalter. Dazu müssten biotische und abiotische Faktoren hinsichtlich der Mortalität von *Triturus* bezüglich der einzelnen Gewässer näher untersucht werden.

Die mit 2 bis 3 Jahren jüngsten Tiere der Kategorie I wurden nur in den halleschen und Merseburger Gewässern des Tieflandes gefunden. Die jüngsten Tiere des UG Ost-Harz waren bei beiden Geschlechtern 4 Jahre alt (Kategorie II). Das männliche Tiere eher geschlechtsreif werden als weibliche Tiere (ARNTZEN 2000, FRANCILLON-VIEILLOT, ARNTZEN & GÉRAUDIE 1990) kann nur für die halleschen Gewässer bestätigt,

werden, wobei die Unterschiede nicht signifikant sind ($p > 0,05$, U-Test). Das heißt die Geschlechtsreife setzt bei den Tieren zwischen dem zweiten und vierten Lebensjahr ein, wobei die Tiere des höher gelegenen Gewässers DG im Ost-Harz mit vier Jahren etwas später geschlechtsreif werden (siehe auch SCHABETSBERGER & GOLDSCHMID (1994), THIESMEIER & KUPFER (2000)).

Unterschiede in der Alterstruktur zwischen Populationen temporärer und perennierender Gewässer waren nicht eindeutig nachweisbar. Zwar wurde bei den Tieren der permanenten Gewässer mehr 6 bis 8 jährige Tiere gefangen als in den temporären Gewässern, aber das kann auch durch einen Reproduktionsausfall der entsprechenden Jahrgänge durch Trockenfall der entsprechenden Gewässer kommen. So dass man schlussfolgern kann, dass Tiere temporärer Gewässer nicht alle Altersklassen besetzen und somit eher dem Risiko lokaler Extinktion ausgesetzt sind, wenn sie den Verlust nicht durch Immigration ausgleichen können (siehe auch GRIFFITHS 1997). Die Populationen des HUG Merseburg und die Gewässer BB und BS befinden sich jeweils innerhalb eines Gewässernetzes in denen auch nachweislich Kammolche vorkommen, so dass bei den temporären Gewässern, sofern sie nicht völlig verlanden, die Populationen ihre Reproduktionsausfälle durch Immigration von Molchen benachbarter Gewässer wettmachen müssten. Bedingung ist allerdings, dass der Landlebensraum Wanderungen zwischen den Gewässern zulässt.

Die Gewässer RM und DG sind isoliert von anderen. Wobei hier v.a. das temporäre Gewässer RM im UG Halle gefährdet ist. Die Entfernung zum nächsten bekannten Vorkommen diesseits der Saale ist das mit 3,42 km entfernte Gewässer BB. Trotz der großen Entfernung könnte hier die Saale bei der Migration oder Verdriftung durch Hochwasser eine Rolle spielen.

3.4.3. Morphometrie

Kopf-Rumpf-Länge

Amphibien und hier besonders Froschlurche zeichnen sich durch einen ausgeprägten Sexualdimorphismus aus. Die Weibchen sind um einiges größer als die Männchen. Bei den Urodelen ist dieser Unterschied im Habitus weniger ausgeprägt. Hier sind es v.a. die saisonalen Unterschiede im Sexualdimorphismus wie Kloakenfärbung und –schwellung sowie Ausbildung eines Hautkammes bei den Männchen, die beide Geschlechter leicht unterscheidbar machen (MALMGREN & THOLLESSON 1999). Bei permanenten Parametern wie KRL und Körpermasse wird angenommen, dass

die Weibchen größer und schwerer als die Männchen sind. Dies wird v.a. darauf zurückgeführt, dass Männchen und Weibchen im für die Ausbildung des Sexualdimorphismus entscheidenden Zeitraum zwischen 1. und 2. Überwinterung unterschiedliche Wachstumsraten zeigen (CVETOVIĆ, KALEZIĆ & DŽUKIĆ 1997, KALEZIĆ et al. 1992). Außerdem besitzen Weibchen mit größerer KRL eine größere Anzahl bzw. Menge an Oozyten und so ist deren Fruchtbarkeit erhöht (KALEZIĆ et al. 1992, MALMGREN & THOLLESSON 1999).

Die Mittelwerte der Kopf-Rumpf-Längen im HUG Merseburg schwankten bei den Weibchen zwischen 61 und 72 mm, bei den Männchen zwischen 61 und 71 mm. Das kleinste Weibchen hatte eine KRL von 44 mm (M2-2001). Das Größte eine KRL von 97,5 mm (M1-2002). Die niedrigste KRL bei den Männchen betrug 42,5 mm (M3-2001) und die größte 92,5 mm (M1-2002). In allen untersuchten Gewässern und in beiden Untersuchungsjahren sind die Weibchen größer, aber signifikante Unterschiede in der KRL lassen sich nur für die Tiere des Gewässers M4 (2001) und M3 (2002) ermitteln.

Bis auf das Gewässer BS sind die Tiere des UG Halle größer als die Tiere des HUG Merseburg. Die Werte schwankten bei den Weibchen zwischen minimal 47,5 mm (BS) und maximal 87,5 mm (RM, BB). Der Mittelwert der jeweiligen Gewässer lag zwischen 64 und 79 mm. Bei den Männchen war das kleinste Tier 46 mm groß (BS) und das größte 90 mm (RM). Die Mittelwerte der Gewässer schwankten zwischen 61 und 75 mm.

Die Tiere, des im Ostharz gelegenen Gewässers DG waren mit minimal 71,5 bzw. 55,5 mm und maximal 84,5 bzw. 81,5 mm (Weibchen bzw. Männchen) ebenso größer als die Tiere des HUG Merseburg. Die Mittelwerte betrugen 77,5 mm für die Weibchen und 75 mm für die Männchen.

Sofern bei Autoren die Kopf-Rumpf-Länge und nicht die Gesamtlänge der Tiere angegeben ist, liegen die hier gemessenen Werte im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte. Die KRL der adulten Kammolche schwankt in den verschiedenen Untersuchungsgebieten Europas zwischen durchschnittlich 57 und 86 mm (ARNTZEN 2000, BAKER 1992, BAKER & HALLIDAY 2000, BELL 1979, CUMMINS & SWAN 2000, KALEZIĆ et al. 1992, MALMGREN & THOLLESSON 1999, STOEFER 1997, VERRELL & HALLIDAY 1985). Bei allen Untersuchungen konnte der Trend bestätigt werden, dass weibliche Tiere in der Regel größer und schwerer als männliche Tiere sind, wobei die geschlechtsspezifischen Unterschiede nicht immer signifikant sind. KALEZIC et al. (1992)

und MALMGREN & THOLLESSON (1999) führen an, dass bei den morphometrischen Parametern der Tiere nur die KRL, die Schwanzlänge und die Extremitäten bei den Geschlechtern signifikant unterschiedlich sind. Beide haben ihre Untersuchungen an Museumspräparaten aus dem ehemaligen Jugoslawien bzw. Skandinavien durchgeführt.

Über die Körpermasse lassen sich kaum vergleichbare Untersuchungen anführen. Je nachdem, wann die Untersuchungen (vor, während oder nach der Laichperiode) durchgeführt wurden, schwanken die Ergebnisse. Sinnvoller erscheint hier die Verwendung des Konditionsindex (siehe unten). GROSSE & GÜNTHER (1996) weisen darauf hin, dass in den Parametern Kopf-Rumpf-Länge und Körpermasse sowohl populations- als auch habitatgebundene regionale Unterschiede bestehen. Man kann also nur für bestimmte Gebiete Aussagen über Größe und Ernährungszustand der Tiere treffen. Eine Verallgemeinerung für z.B. Deutschland ohne weitere geographische Unterscheidung erscheint wenig sinnvoll.

Konditionsindex

Der Konditionsindex gibt Auskunft über den Ernährungszustand der Tiere und somit auch über die Nahrungsverfügbarkeit der Gewässer.

Ausgehend davon kann man sagen, dass die Tiere des HUG Merseburg und des Gewässers BS (UG Halle) mit einem KI von 180 einen sehr guten Ernährungszustand besitzen. Die Tiere des Gewässers RM und BB hatten mit knapp 80 bzw. 90 einen sehr viel niedrigeren KI. Die Tiere im Ost-Harz lagen mit einem KI von ca. 120 dazwischen. Genauer untersucht wurden die Tiere des HUG Merseburg. Der KI der Männchen und Weibchen unterschied sich nur in einigen Fangwochen signifikant voneinander. Der KI der temporären und perennierenden Gewässer im HUG unterschied sich ebenfalls nur in einigen Fangwochen signifikant und lässt auf eine gute Nahrungsverfügbarkeit im Untersuchungszeitraum schließen. Für beide Untersuchungsjahre war interessanterweise ein signifikanter Anstieg des KI mit fortschreitender Saison zu verzeichnen. SINSCH, LANG & WIEMER (2003B) haben eine Abnahme des KI mit fortschreitender Zeit in der Laichperiode beobachtet. Erst ab Mitte Juli ist wieder eine Zunahme des KI zu verzeichnen. Dies ist analog der Gewichtsabnahme in der Laichperiode. Durch Balz der Männchen und Eiablage der Weibchen verlieren die Tiere im Laufe des Frühjahrs/Frühsummers an Gewicht, das sie erst wieder ab Mitte Juli durch gesteigerte Nahrungsaufnahme ausgleichen können (FASOLA & CANOVA 1992, SINSCH, LANG & WIEMER 2003B). Dementsprechend verhält sich der Kon-

ditionsindex. Anhand des Körpermasseverlaufs einiger Untersuchungen in Deutschland belegen THIESMEIER & KUPFER (2000), dass diese Annahme nicht immer zutreffen muss. Ähnlich wie bei den eigenen Untersuchungen treten auch positive Bilanzen der Körpermasse innerhalb einer Laichperiode auf, d.h. auch der KI dieser Tiere nimmt zu.

Die Tiere des HUG Merseburg zeigten keine deutlichen Schwankungen im Gewichtsverlauf der Jahre 2001 und 2002. Für beide Untersuchungsjahre lagen die Mittelwerte zwischen 9 und 10 g. Es war eine abnehmende Tendenz des Gewichts am Ende der Laichperiode zu beobachten, die aber nicht signifikant war.

Beim Konditionsindex des Jahres 2001 war eine signifikante Zunahme des KI für die letzten drei Fangwochen des Untersuchungszeitraumes festzustellen. Im Untersuchungsjahr 2002 war der Anstieg weniger deutlich, aber dennoch vorhanden. Die Tiere des HUG Merseburg hatten also während des gesamten Untersuchungszeitraumes einen sehr hohen KI, d.h. einen sehr guten Ernährungszustand, der auch durch die Balz- und Laichaktivitäten nicht wesentlich abnahm. Ganz im Gegensatz zu den Ergebnissen bei SINSCH, LANG & WIEMER (2003B), die bei Werten um 100 ein geringes Nahrungsangebot der Gewässer annehmen.

3.4.4. Kopf-Rumpf-Länge und Alter

Nimmt man das Alter der Tiere in die Betrachtung hinein zeigt sich, dass die Tiere im Ost-Harz in den Alterskategorien II und III, also die 3-5 bzw. die 6-8 Jahre alten Tiere größer waren als die gleichaltrigen Tiere des Tieflandes. Der Unterschied war zu den Tieren der Gewässer BS und M1 bis M5 signifikant.

Dieses Ergebnis erstaunt etwas, da sich bei Tieren in Gewässern mit zunehmender Höhe, aufgrund der klimatischen Verhältnisse, das Wachstum verlangsamt. Also gleichaltrige Tiere gegenüber dem Tiefland kleiner sind (ARNTZEN 2000, HAGSTRÖM 1977, SCHABETSBERGER & GOLDSCHMID 1994). Der Harz ist dem Tiefland gegenüber neben dem Höhenunterschied, v.a. durch eine längere Frostperiode im Winter gekennzeichnet. Das UG Ost-Harz befindet sich im gemäßigeren Teil des Gebirges (DOBLER 1999). Die mittlere Jahrestemperatur liegt hier mit 8 °C nur ein Grad niedriger als im Tiefland. Das Gewässer befindet sich ca. 300 m N.N., aber die Höhe scheint keinen signifikanten Einfluss auf das Wachstum der Tiere im Vergleich zu denen des Tieflandes zu haben.

Signifikante Größenunterschiede der Tiere zwischen den Alterskategorien konnten nicht festgestellt werden. Allgemein ist ein Anstieg der Kopf-Rumpf-Länge mit zunehmenden Alter der Tiere zu verzeichnen. Eine Ausnahme bildet hier das UG Ost-Harz, dessen Tiere (hier v.a. die Männchen) mit zunehmenden Alter kleiner zu werden scheinen. GLANDT (1981) beschreibt in seinen Untersuchungen im Münsterland neben positiven und Null-Wachstum das Auftreten von negativem Wachstum (Schrumpfung) bei den größten adulten Tieren einer Population. Als allgemeine Ursachen werden schlechte Nahrungsbedingungen und der Verbrauch von Körperreserven während der Paarung angeführt. Da die Tiere des Gewässers Degenershausen nur in einem Jahr untersucht wurden, könnte über Gründe der Abnahme der KRL mit dem Alter nur spekuliert werden.

Zu der Beziehung Alter/Kopf-Rumpf-Länge lässt sich festhalten, dass die Korrelation meist sehr schwach ausgeprägt ist. Bei den untersuchten Gewässern zeigt nur das Gewässer M5 eine signifikante positive Korrelation zwischen Alter und KRL. Ähnliche Ergebnisse sind bei SINSCH, LANG & WIEMER (2003A) zu finden, die ebenfalls eine geringe Korrelation zwischen Alter und Kopf-Rumpf-Länge, aber eine hohe Variabilität der Kopf-Rumpf-Länge innerhalb der Altersklassen ermittelt haben. Allgemein wird von verschiedenen Autoren bestätigt, dass die Kopf-Rumpf-Länge ein schlechter Altersbestimmer für *Triturus*-Arten ist (u.a. BAKER & HALLIDAY 2000, HALLIDAY & VERRELL 1988, KALEZIĆ & DJOROVIĆ 1998).

THIESMEIER & KUPFER (2000) führen an, dass nach Erreichen der Geschlechtsreife die Tiere ihre Reserven eher in die Gonadenreifeung als in das Körperwachstum stecken und so adulte Tiere im Alter nur noch geringe Wachstumsschübe haben.

3.5. Zusammenfassung

In den Jahren 2001 bis 2003 wurde im Hauptuntersuchungsgebiet (HUG) Merseburg, Untersuchungsgebiet (UG) Halle und Ost-Harz Daten zur Populationsgröße, -struktur, Altersstruktur und Morphometrie erhoben.

Im HUG Merseburg wurden in den Jahren 2001 und 2002 fünf Gewässer untersucht. Die geschätzte Populationsgröße lag bei minimal 156 (M2) und maximal 3238 Tieren (M4-2001), womit die Population des HUG Merseburg sicherlich zu den größten in Sachsen-Anhalt gehört. Das Geschlechterverhältnis lag bis auf eine Ausnahme nahe 1. Bei den Wiederfängen überwogen die Männchen, wobei die Unterschied selten signifikant waren. Der Fangverlauf entsprach dem unterschiedlichen Verhalten der

Tiere während der Fortpflanzungsperiode. Die während der Balz aktiveren Männchen waren v.a. bis Mai zahlenmäßig in den Fallen überlegen. Ab Mai waren immer mehr Weibchen durch die gesteigerte Aktivität während der Eiablage und des Auftauchens zu finden. Die Überlebenswahrscheinlichkeit innerhalb eines Jahres betrug minimal 68 und maximal 100 %. Zwischen den Untersuchungsjahren war eine Rate von mindestens 44 % zu erwarten. Der Kammmolch war im HUG Merseburg mit sechs, im UG Halle mit fünf und im UG Ost-Harz mit drei Arten vergesellschaftet. In allen drei Untersuchungsgebieten trat er mit dem Teichmolch (*Triturus vulgaris*) auf.

Von den insgesamt 299 Tieren, die im HUG Merseburg mittels der Skeletochronologie auf ihr Alter untersucht wurden, waren 64 % zwischen 3 und 5 Jahre (Kategorie II) alt. Die übrigen Tiere verteilten sich in abnehmender Reihenfolge auf die Kategorien III (6 – 8 Jahre), Kategorie I (< 3 Jahre) und Kategorie IV (≥ 9 Jahre). Die Tiere der fünf Gewässer des HUG zeigten im wesentlichen eine ähnliche Altersstruktur. Signifikante Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen gab es nicht. Es trat eine gewisse Korrelation zwischen dem Alter der Tiere und dem Fangdatum auf. Danach suchten v.a. die älteren Männchen das Gewässer zuerst auf.

Ähnlich wie im HUG Merseburg waren im UG Halle die meisten (62 %) der dort 89 untersuchten Tiere in der Alterskategorie II zu finden und dann abnehmend in Kategorie III, I und IV. Signifikante Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen waren auch hier nicht zu finden. Dieses Untersuchungsgebiet unterschied sich in der Altersverteilung nicht vom HUG Merseburg. Das UG Ost-Harz wich in seiner Altersstruktur von den anderen beiden ab. Hier verteilten sich die meisten (54 %) der 39 untersuchten Tiere auf die Alterskategorie III, waren also zwischen 6 und 8 Jahre alt. Der jüngsten Kategorie konnten keine Tiere zugeordnet werden. Auch hier traten keine signifikanten Unterschiede in der Altersverteilung der Männchen und Weibchen auf. Die Tiere im Ost-Harz waren also im Schnitt älter als die des Tieflandes.

Morphometrische Daten bezüglich der Kopf-Rumpf – Länge und der Körpermasse konnten von insgesamt 1540 Tieren des HUG Merseburg erhoben werden. Die Weibchen waren tendenziell größer und schwerer, aber der Unterschied war nur in den wenigsten Fällen signifikant. Die 2002 vermessenen Tiere zweier Gewässer (M1 und M3) waren signifikant größer und schwerer als 2001. Der für den Ernährungszustand der Tiere ermittelte Konditionsindex (KI) lag mit Werten zwischen 100 und 200 sehr hoch, so dass angenommen wird, dass der Ernährungszustand der Tiere und die Nahrungsverfügbarkeit der Gewässer sehr gut war. Die Werte des KI nahmen in beiden Untersuchungsjahren mit fortschreitender Zeit zu. Männchen und Weibchen

unterschieden sich in ihrem KI nur in einzelnen Fangwochen signifikant voneinander. Signifikante Unterschiede in der Nahrungsverfügbarkeit permanenter und temporärer Gewässer ließen sich ebenso nur für einzelne Fangwochen ausmachen. Beim Vergleich der Tiere der beiden anderen Untersuchungsgebiete fällt auf, dass diese (bis auf eine Ausnahme) signifikant größer waren als die Tiere des HUG Merseburg. Bezüglich des Konditionsindex verhielten sich die Tiere genau umgekehrt.

Betrachtet man die Körpergröße im Abhängigkeit vom Alter zeigte sich, dass nur eine geringe Korrelation zwischen beiden besteht. Die Korrelation war bei beiden Geschlechtern schwach ausgeprägt. Es ließen sich keine signifikanten Unterschiede in der Kopf-Rumpf-Länge der Tiere der einzelnen Alterskategorien oder der einzelnen Gewässer finden. Die Tiere des höher gelegenen UG Ost-Harz waren durchschnittlich größer als die gleichaltrigen Tiere des Tieflandes. Wobei hier die Tiere des UG Halle wieder etwas größer waren als die Tiere des HUG Merseburg. Signifikante Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen traten auch hier nur in wenigen Fällen auf.

4. Populationsgenetik

4.1. Einleitung

Seit den letzten Jahren spielt die Populationsgenetik eine immer größere Rolle im Naturschutz. Durch die Anwendung von genetischen Markern wie Mikrosatelliten ist es möglich auch kurzfristig Aussagen über Migration und Überlebensfähigkeit von Populationen zu treffen (GOLDSTEIN & SCHLÖTTERER 1999, JEHLE & ARNTZEN 2002, VEITH, BAHL & SEITZ 1999).

Wie der Kammmolch sind die meisten Arten in der Kulturlandschaft Mitteleuropas durch eine zunehmende Verkleinerung und Isolation ihres Lebensraumes gekennzeichnet. Dadurch kann es bei diesen Populationen zur Reduktion der genetischen Variabilität, zu Inzuchtphänomenen und verringerter Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen kommen (JEHLE & ARNTZEN 2001). Besonders kleine isolierte Populationen sind von Effekten wie genetischer Drift und vermindertem Genfluß eher betroffen und verlieren wesentlich rascher ihre genetische Variabilität als große oder miteinander vernetzte Populationen (VEITH, BAHL & SEITZ 1999).

An einigen Amphibienarten konnte bereits gezeigt werden, dass z.B. lineare Ausbreitungsbarrieren wie Strassen einen signifikanten Einfluss auf genetische Distanzmessungen (VOS et al. 2001) und ein geringer Heterozygotiegrad in isolierten Populationen einen negativen Einfluss auf die Wachstumsrate von Larven haben (ROWE, BEEBEE & BURKE 1999).

Das folgende Kapitel ist in zwei Teile gegliedert. Der erste Teil beschäftigt sich mit der genetischen Diversität innerhalb der untersuchten Populationen in Merseburg, Halle und im Ost-Harz. Ziel war herauszufinden, ob die Isolation von Populationen bereits zu einer genetischen Verarmung der Populationen führt, d.h. verminderte Heterozygotie und Alleldiversität auftritt. Gibt es Anzeichen für einen rezenten genetischen Flaschenhals, also eine Abnahme der effektiven Populationsgröße, durch den Heterozygotiedefizite auftreten können? Ist Inzucht, d.h. eine Vermehrung nur noch naher verwandter Tiere in einer Population nachweisbar? Hat dies bereits Auswirkungen auf die Überlebensfähigkeit der Populationen?

Im zweiten Teil geht es um die Diversität zwischen den untersuchten Populationen. Tritt Genfluß, d.h. Migration zwischen den Teilpopulationen der untersuchten Gebiete auf oder sogar zwischen den Untersuchungsgebieten? Ab welcher geographischen Distanz ist isolation-by-distance nachzuweisen. Welcher Faktor spielt bei der geneti-

schen Differenzierung der Populationen die größere Rolle – Entfernung oder Migrationsbarrieren in Form von Strassen, Siedlungen und Flüssen?

4.2. Material und Methoden

4.2.1. Probennahme und Laboruntersuchungen

In den Jahren 2001 und 2003 wurden aus den neun untersuchten Gewässern in Sachsen-Anhalt 408 adulte Tiere genotypisiert (siehe Tab. 4.1.). Zur Probennahme wurde den Tieren die Schwanzspitze (ca. 0,5 mm) mit einer scharfen Präparierschere abgeschnitten, die nach jedem Schnitt mit hochprozentigem Alkohol desinfiziert wurde. Die Schwanzspitzen bekamen eine individuelle Kennzeichnung und wurden 2001 in Eis gelagert. Im Untersuchungsjahr 2003 erfolgte die Aufbewahrung in Alkohol (96 %).

Die Primärdaten, d.h. der Fang der Tiere und die Entnahme der Gewebeproben des Jahres 2001, wurden von Dipl.-Biol. Eike Amthauer erhoben.

Tab. 4.1.: Stichprobengröße in den untersuchten Gewässern für die genetischen Untersuchungen

Gewässer	Untersuchungsjahr	Probenanzahl
Merseburg		
M1	2001	64
M2	2001	31
M3	2001	58
M4	2001	56
M5	2001	50
Halle		
RM	2001	43
BB	2001	30
BS	2003	31
Ost-Harz		
DG	2003	45

Für die nachfolgenden genetischen Untersuchungen konnten folgende vier polymorphe Primer verwendet werden: Tcri 29, Tcri 35, Tcri 43 und Tcri 46 (KRUPA et al. 2002).

Die DNA-Extraktion erfolgte mittels Phenol-Chloroform – Extraktion nach SAMBROOK, FRITSCH & MANIATIS (1989). Die PCR wurde leicht geändert nach der Methode von KRUPA et al. (2002) durchgeführt (siehe Tab. 4.2.). Eine PCR-Reaktion bestand aus

10 µl Reaktionsvolumen: 1 µl 10xbuffer (Fa. GeneKraft), 5,11 – 5,27 µl HPLC-Wasser (Fa. AppliChem), 1,2 – 1,6 mM MgCl₂ (Fa. GeneKraft), 0,2 mM dNTP (Fa. GeneKraft), 5 u/µl Taq DNA Polymerase (Fa. GeneKraft) und je 1 µl F- und R-Primer (Fa. metabion).

Tab. 4.2.: Veränderte Konzentrationen für die PCR – Reaktion – Verdünnung mit HPLC-Wasser

Primer	MgCl ₂ - Konzentration	DNA - Verdünnung	BSA
Tcri 29	1,2 mM	unverdünnt	1 µl/ PCR-Reaktion
Tcri 35	1,6 mM	1:30	-
Tcri 43	1,4 mM	1:30	-
Tcri 46	1,5 mM	1:30	-

Nach der PCR wurden die Proben mit je 12 µl Formamid und 0,5 µl TAMRA für die Genotypisierung vorbereitet, die in einem Gerät der Firma ABI Prism 310 Genetic Analyzer erfolgte. Danach wurden die Daten mit Hilfe des Programms Genotyper 2.0 ausgewertet.

4.2.2. Statistische Auswertung

Alle neun Populationen wurden auf Abweichung vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWG) und auf *linkage disequilibrium* mit dem Programm GENEPOP v3.4 (RAYMOND & ROUSSET 1995) getestet. Die Abweichung vom HWG wurde mittels des *exact test* für multiple Allele berechnet (GUO & THOMPSON 1992).

Die *allelic richness*, Allelfrequenzen und Gendiversität nach NEI (1987) sowie die beobachtete (H_o) und erwartete Heterozygotie (H_e) nach LEVENE (1949) wurden mit den Programmen FSTAT v2.9.3.2. (GOUDET 2001) und POPGENE v1.31 (YEH, YANG & BOYLE 1999) bestimmt. Die F-Statistik (F_{ST}) wurde ebenso mit dem Programm FSTAT berechnet.

Um zu testen, ob die einzelnen Populationen und Loci durch einen rezenten genetischen Flaschenhals gegangen sind und im Mutations-Drift-Gleichgewicht sind, wurde mit dem Programm BOTTLENECK v1.2.02 (CORNUET & LUIKART 1996) überprüft. Ein Anzeichen für einen genetischen Flaschenhals ist der Heterozygotieexzess bei der Mehrheit der vorhandenen Loci einer Population, d.h. die beobachtete Heterozygotie ist größer als, die nach der Anzahl der Allele erwarteten Heterozygotie. Da bei Mikrosatelliten keine reine SMM-Mutation vorliegt wurde analog JEHLE & ARNTZEN (2002) ein Verhältnis von 95 % SMM und 5 % IAM (TPM-Modell) zur Berechnung angenommen.

Ob sich die F_{ST} -Werte mit zunehmender geographischer Distanz zwischen den Populationen unterscheiden (isolation-by-distance), wurde mit dem Programm IBD (BOHONAK 2002) berechnet. Wenn isolation-by-distance auftrat, wurde mittels des partiellen Mantel-Tests getestet, ob die geographische Distanz oder die Umwelt (optimales oder suboptimales Habitat) einen größeren Einfluss auf die genetische Diversität der Populationen hat.

Die graphische Darstellung der genetischen Distanzen (Neighbor-Joining-Tree) nach NEI (1972) erfolgte mit dem Programm MEGA v2.1. (KUMAR et al. 2001).

Die Entfernungen zwischen den Gewässern wurden mit ArcView v3.3. (ESRI) bestimmt.

4.3. Ergebnisse

4.3.1. Diversität innerhalb der Populationen

Hardy-Weinberg-Gleichgewicht und linkage equilibrium

Nur drei der untersuchten Populationen (M3, M4, BB) befanden sich innerhalb des HWG (siehe Tab. 4.3.). Darüber hinaus befanden sich fast die Hälfte der Loci außerhalb des HWG. Keiner der untersuchten Loci zeigte eine signifikant unterschiedliche Abweichung vom HWG.

Insgesamt vier Vergleiche (von insgesamt 56) zeigten signifikante Abweichungen vom *linkage equilibrium* (siehe auch Anhang IV). Da dies nur Einzelfälle waren, wurden die Loci weiterhin als unabhängige Marker behandelt.

Tab. 4.3.: Abweichung vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (GUO & THOMPSON 1992)

Locus / Population	Tcri 29	Tcri 35	Tcri 43	Tcri 46	alle Loci
Merseburg					
M1	< 0,001	0,32	0,65	0,50	< 0,01
M2	< 0,05	0,51	< 0,01	0,32	< 0,01
M3	0,14	0,20	0,24	0,15	0,09
M4	0,08	0,45	0,31	0,34	0,21
M5	1,00	< 0,01	0,66	< 0,05	< 0,01
Halle					
RM	0,47	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,001
BB	0,98	0,05	0,24	0,22	0,16
BS	< 0,05	< 0,01	0,14	< 0,05	< 0,001

Ost-Harz					
DG	< 0,05	< 0,001	< 0,01	0,46	< 0,001

Alleldiversität

Die Zahl der Allele pro Locus schwankte zwischen 2 (Tcri 29 – M5) und 13 (Tcri 43 – RM). Die Werte für die *allelic richness* lagen fast jedes Mal unter der Zahl der beobachteten Allele. Die Populationen der Untersuchungsgebiete Halle und Ost-Harz besaßen sowohl eine höhere Zahl von Allelen, als auch einen höheren Wert bei der *allelic richness* (siehe Tab. 4.4.). Dieser Unterschied war bei der *allelic richness* zwischen den Populationen des HUG Merseburg und des UG Halle signifikant ($p < 0,01$, FSTAT).

Auffallend war auch, dass die Alleldiversität des Locus Tcri 29 im HUG Merseburg mit durchschnittlich 2,7 sowohl gegenüber den anderen untersuchten Populationen, als auch gegenüber den anderen Loci geringer war. Eine Ausnahme bildete hier nur das Gewässer M2.

Zwischen den untersuchten Populationen zeigte die Allelfrequenz keinen signifikanten Unterschied ($p > 0,05$, ANOVA) bei seltenen Allelen (Frequenz $< 0,05$). Die Werte lagen im Mittel zwischen 1,5 (DG) und 4 (RM) seltenen Allelen pro Locus (siehe auch Anhang V). Schaut man auf die Allelverteilung pro Locus und Population zeigte sich, dass nur in einem Fall identische Allele zwischen zwei Untersuchungsgebieten (Tcri 29 – M2 und BS) auftraten. Weitere identische Allele traten nur innerhalb der Untersuchungsgebiete Merseburg und Halle auf (siehe Anhang VI).

Tab. 4.4.: Anzahl der beobachteten Allele und *allelic richness* pro Locus und Population

Locus / Population	N	beobachtete Allele				<i>allelic richness</i>			
		Tcri 29	Tcri 35	Tcri 43	Tcri 46	Tcri 29	Tcri 35	Tcri 43	Tcri 46
Merseburg									
M1	64	4	9	7	5	2,211	5,107	3,876	3,063
M2	31	5	6	9	4	5,000	4,558	3,676	2,870
M3	58	4	8	7	6	2,066	5,061	3,832	3,872
M4	56	3	8	9	6	2,522	5,056	4,768	3,203
M5	50	2	7	9	6	1,919	4,603	3,818	3,412
Mittelwert		3,6	7,6	8,2	5,4	2,744	4,877	3,994	3,284

Halle									
RM	43	7	10	13	8	4,595	5,307	6,598	5,654
BB	30	6	9	8	7	3,822	5,531	5,320	4,932
BS	31	6	10	11	8	4,874	6,420	6,508	4,963
Mittelwert		6,3	9,7	10,7	7,7	4,430	5,753	6,142	5,183
Ost-Harz									
DG	45	6	9	9	6	4,205	5,211	6,801	4,089

Heterozygotie

Die Heterozygotiewerte (H_e) der sachsen-anhaltinischen Populationen lagen mit Werten zwischen 0,53 (M5) und 0,81 (BS) für alle Loci im moderaten bis hohen Bereich. Zwischen den Loci traten v.a. bei den Populationen des HUG Merseburg Unterschiede auf. Beim Locus Tcri 29 lag der Heterozygotiegrad mit durchschnittlich 0,34 deutlich unter dem der anderen Loci (siehe Tab. 4.5.).

Analog der Allelzahl waren sowohl die Werte der beobachteten als auch der erwarteten Heterozygotie bei den halleschen Populationen signifikant höher ($p < 0,01$, FSTAT) als die der Populationen des HUG Merseburg.

Tab. 4.5.: beobachtete (H_o) und erwartete Heterozygotie (H_e) pro Locus und Population – H_e nach LEVENE (1949)

Locus / Population	Tcri 29		Tcri 35		Tcri 43		Tcri 46	
	H_o	H_e	H_o	H_e	H_o	H_e	H_o	H_e
Merseburg								
M1	0,177	0,263	0,705	0,783	0,639	0,635	0,579	0,591
M2	0,333	0,742	0,733	0,772	0,400	0,543	0,517	0,522
M3	0,143	0,182	0,724	0,771	0,685	0,644	0,628	0,697
M4	0,167	0,304	0,765	0,789	0,638	0,753	0,577	0,588
M5	0,208	0,194	0,646	0,760	0,488	0,564	0,521	0,592
Halle								
RM	0,658	0,717	0,732	0,801	0,757	0,874	0,625	0,811
BB	0,667	0,646	0,700	0,823	0,900	0,819	0,724	0,805
BS	0,429	0,778	0,560	0,866	1,000	0,855	0,546	0,730
Ost-Harz								
DG	0,500	0,650	0,600	0,774	0,606	0,888	0,645	0,726

Die genetische Diversität über alle Loci nach Nei (1987), was der erwarteten Heterozygotie entspricht, ist für die einzelnen Populationen in Sachsen-Anhalt in Abbildung 4.1. dargestellt.

Die Populationen RM und BS des UG Halle unterschieden sich signifikant ($p < 0,05$, U-Test) von den Populationen M1, M3 und M5 des HUG Merseburg. M5 war hier mit 0,53 die Population mit der niedrigsten genetischen Diversität. Im Schnitt lagen alle Merseburger Populationen bei 60 % der genetischen Diversität. Die genetische Diversität der halleschen Populationen und der Population des Ost-Harzes war mit 79 bzw. 76 % deutlich höher.

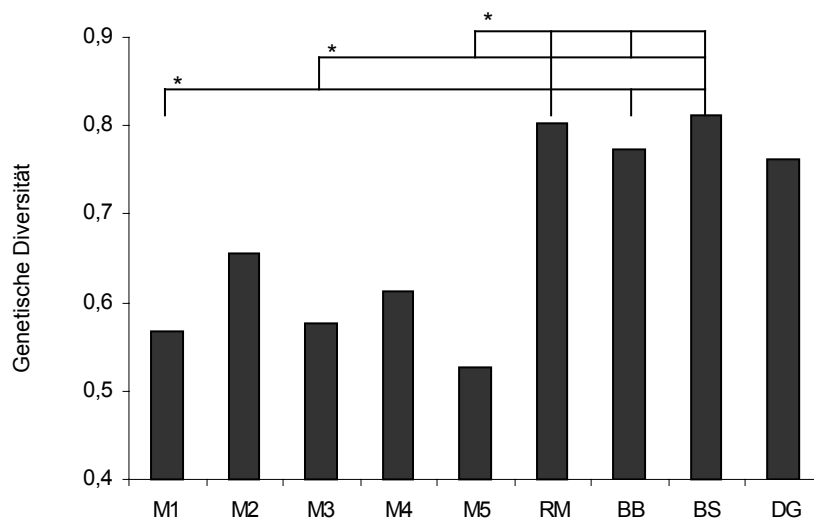


Abb. 4.1.: Genetische Diversität (Nei 1987) der sachsen-anhaltinischen Populationen - $*p < 0,05$

Inzucht

Aus der Tabelle 4.6. wird deutlich, dass nur in einem einzigen Fall (DG – Tcri 43) von Heterozygotieexzess gesprochen werden kann. In allen anderen Fällen waren die beobachteten Heterozygotiewerte unter den erwarteten Werten. Signifikante Defizite traten v.a. bei den Merseburger Populationen auf. Einzig die Population M4 zeigte kein Heterozygotiedefizit. Ein genetischer Flaschenhals konnte somit nicht nachgewiesen werden.

Die Population des Gewässers M2 war im HUG Merseburg die einzige, die sich im Mutations-Drift-Gleichgewicht befand ($p > 0,05$, Wilcoxon-Test). Alle anderen Populationen waren außerhalb dieses Gleichgewichts und zeigten ein signifikantes Heterozygotiedefizit ($p < 0,05$, Wilcoxon-Test).

Alle Populationen des UG Halle und Ost-Harz befanden sich im Mutations-Drift-Gleichgewicht.

Tab. 4.6.: Test auf genetischen Flaschenhals (BOTTLENECK) – n= Probenzahl, H_e = erwartete Heterozygotie, $H_e(95\%-SMM)$ = erwartete Heterozygotie unter dem TPM-Modell, SE= Standardabweichung, $p= H_e > H_e(TPM)$ - signifikante Werte ($p < 0,05$) sind hervorgehoben

Population	Tcri 29	Tcri 35	Tcri 43	Tcri 46
Merseburg				
M1				
N	106	126	126	118
H_e	0,254	0,785	0,633	0,591
$H_e(95\%-SMM)$	0,573	0,811	0,752	0,655
SE	0,113	0,042	0,061	0,090
P	0,0170	0,214	0,049	0,197
M2				
N	12	60	60	58
H_e	0,742	0,772	0,543	0,522
$H_e(95\%-SMM)$	0,790	0,733	0,829	0,595
SE	0,052	0,068	0,036	0,104
P	0,205	0,320	<0,001	0,201
M3				
N	42	118	110	104
H_e	0,182	0,766	0,643	0,695
$H_e(95\%-SMM)$	0,607	0,789	0,755	0,716
SE	0,105	0,052	0,064	0,071
P	0,007	0,264	0,053	0,302
M4				
N	24	102	94	104
H_e	0,304	0,789	0,753	0,588
$H_e(95\%-SMM)$	0,519	0,790	0,817	0,717
SE	0,127	0,053	0,043	0,070
P	0,097	0,395	0,089	0,053
M5				
N	52	102	88	102
H_e	0,215	0,757	0,574	0,592
$H_e(95\%-SMM)$	0,596	0,760	0,821	0,713
SE	0,111	0,060	0,040	0,076
P	0,009	0,376	<0,001	0,070

Halle				
RM				
N	76	82	74	64
H _e	0,716	0,801	0,874	0,811
H _e (95%-SMM)	0,764	0,840	0,886	0,804
SE	0,057	0,037	0,022	0,043
P	0,162	0,133	0,24	0,499
BB				
N	48	60	60	58
H _e	0,646	0,823	0,819	0,805
H _e (95%-SMM)	0,738	0,828	0,805	0,773
SE	0,066	0,040	0,047	0,055
P	0,092	0,364	0,462	0,310
BS				
N	30	54	44	46
H _e	0,754	0,880	0,846	0,712
H _e (95%-SMM)	0,761	0,854	0,877	0,813
SE	0,061	0,032	0,027	0,043
P	0,378	0,188	0,122	0,038
Ost-Harz				
DG				
N	52	80	66	62
H _e	0,650	0,769	0,888	0,726
H _e (95%-SMM)	0,740	0,821	0,826	0,731
SE	0,066	0,041	0,038	0,066
P	0,097	0,102	0,004	0,387

4.3.2. Diversität zwischen den Populationen

F-Statistik (F_{ST})

Die geringen F_{ST} -Werte zwischen 0,003 und 0,092 im HUG Merseburg zeigten einen hohen Genfluß und eine geringe genetische Differenzierung zwischen den Populationen an (siehe Tab. 4.7.). Die Populationen M3/M1 sowie M3/M5 wiesen mit 0,007 bzw. 0,003 einen sehr hohen Genfluß auf. Beide lagen etwa 1 km auseinander. Am genetisch differenziertesten innerhalb des Merseburger Gebietes war die Population M2 zu den Populationen M4 und M5 (beide 0,092), die knapp 1,9 bzw. 1,2 km von M2 entfernt waren. Die mit 100 m eng benachbarten Populationen M1 und M2 wie-

sen mit 0,032 nicht den höchsten Genfluß auf, wobei zu berücksichtigen ist, dass für das Gewässer M2 nur 6 Tiere für den Locus Tcri 29 genotypisiert wurden.

Im UG Halle waren die F_{ST} -Werte zwischen den diesseitigen Populationen RM und BB der Saale niedriger als zur Population BS. Wobei der Genfluß zwischen den Populationen RM und BS höher ist als zwischen BS und BB (siehe Tab. 4.7.).

Vergleicht man die F_{ST} -Werte der beiden Untersuchungsgebiete Merseburg und Halle ergab sich ein geringer Genfluß zwischen den Populationen der beiden Gebiete. Bis auf eine Ausnahme (BS – M2 siehe Tab. 4.7.) bewegten sich die Werte zwischen 0,133 und 0,275. Der Genfluß zwischen den Populationen Merseburg und Ost-Harz lag mit Werten um 0,2 ähnlich hoch wie zwischen Halle und Merseburg. Die Differenzierung zwischen den Populationen Halle und Ost-Harz fiel etwas geringer aus.

Tab. 4.7.: F_{ST} -Werte nach WEIR & COCKERHAM (1984) (unten diagonal) und geographische Distanz [km] (oben diagonal) der Populationen in Sachsen-Anhalt

	M1	M2	M3	M4	M5	RM	BB	BS	DG
M1	---	0,11	1,02	1,86	1,14	19,43	17,68	22,97	57,46
M2	0,032	---	1,06	1,87	1,23	19,53	17,77	23,07	57,56
M3	0,007	0,069	---	2,83	0,82	19,40	17,80	23,02	56,91
M4	0,052	0,092	0,038	---	2,53	18,91	16,89	22,29	58,02
M5	0,024	0,092	0,003	0,042	---	18,60	16,99	22,29	56,33
RM	0,211	0,145	0,209	0,189	0,243	---	3,42	3,98	43,11
BB	0,247	0,187	0,235	0,217	0,275	0,012	---	5,49	46,53
BS	0,149	0,093	0,160	0,133	0,201	0,029	0,066	---	42,61
DG	0,243	0,176	0,235	0,207	0,260	0,121	0,150	0,099	---

Dieses Bild setzte sich fort, wenn man die genetischen Distanzen (NEI 1972) mittels eines phylogenetischen Baumes darstellt (siehe Abb. 4.2.). Die drei Untersuchungsgebiete waren klar voneinander zu unterscheiden, d.h. ein rezenter Genfluß zwischen diesen war unwahrscheinlich.

Die Population DG des Ost-Harzes befand sich zwischen denen der Untersuchungsgebiete Merseburg und Halle, wobei die Distanz zu den halleischen Populationen geringer war. Innerhalb des UG Halle waren die Populationen RM und BB am diesseitigen Ufer der Saale genetisch näher beieinander als die Population BS jenseits des Flusses. Was schon beim Vergleich der F_{ST} -Werte deutlich wurde, setzte sich bei der Betrachtung des HUG Merseburg fort. Die geographisch sehr nahe beieinander liegenden Populationen M1 und M2 waren im Vergleich zu den anderen Populationen

am engsten miteinander verwandt (siehe oben), aber die z.B. mit 800 m fast achtmal weiter auseinander liegenden Populationen M3 und M5 waren im HUG Merseburg geringer genetisch differenziert (siehe Abb. 4.2.).

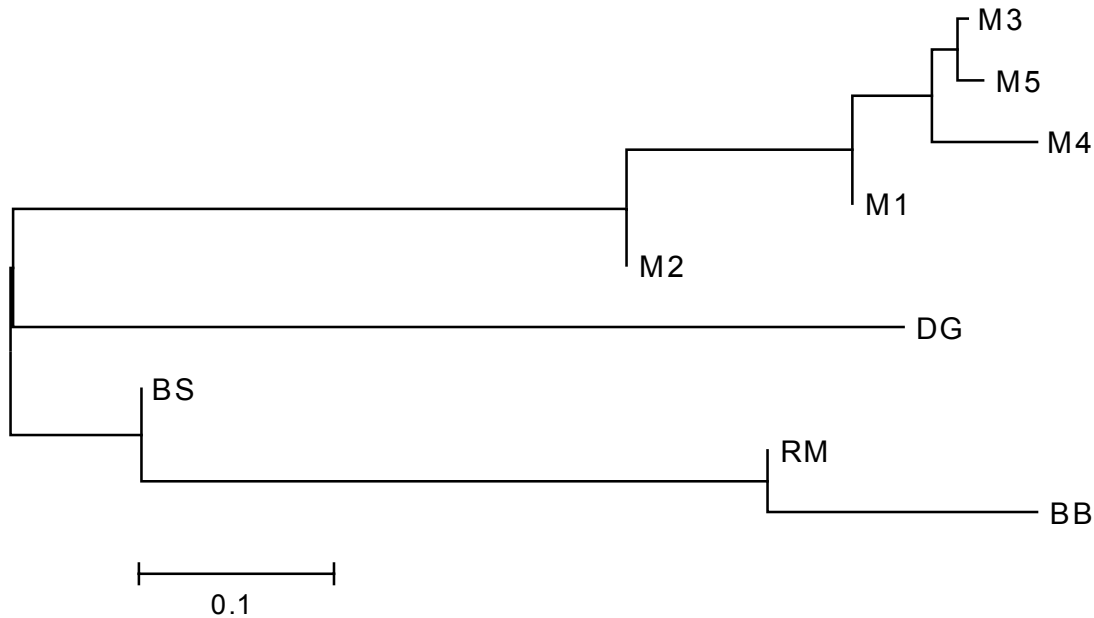


Abb. 4.2.: Neighbor-Joining-Tree nach den genetischen Distanzen von NEI (1972)

Isolation-by-Distance

Aufgrund der geographischen Entfernung der Populationen und der relativ eingeschränkten Migrationsfähigkeit der Molche war eine abhängige Beziehung zwischen geographischer und genetischer Distanz zu vermuten.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes Merseburg ließ sich kein solcher Effekt nachweisen. Wie in Abbildung 4.3. ersichtlich, bestand eine positive Korrelation ($r = 0,114$) zwischen geographischer und genetischer Distanz, die aber nicht signifikant war ($p > 0,05$, Mantel-Test).

Bei den untereinander weiter entfernten Populationen des UG Halle war eine hoch signifikante Korrelation ($p < 0,001$, Mantel-Test) nachzuweisen. Die Korrelation war mit fast 1 (siehe Abb. 4.4.) sehr stark ausgeprägt (aber nur drei Populationen). Um zu überprüfen, ob die Umwelt (Siedlung bzw. Fluss) einen größeren Einfluss als die geographische Distanz auf den Effekt hatte, wurde der partielle Mantel-Test verwendet. Für beide Varianten konnte kein signifikanter Einfluss ($p > 0,05$, Mantel-Test) der Umwelt nachgewiesen werden.

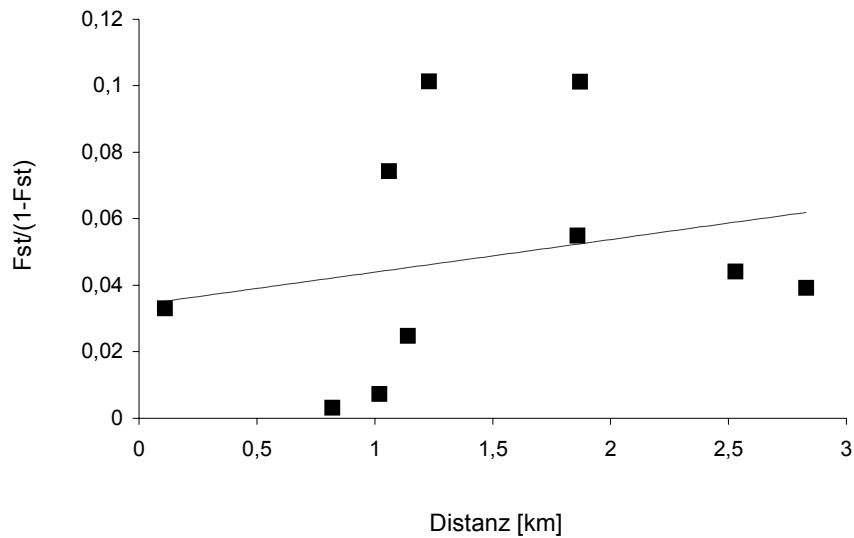


Abb. 4.3.: Abhängigkeit der genetischen von der geographischen Distanz im HUG Merseburg – Fst(1-Fst) nach GenePop (RAYMOND & ROUSSET 1995)

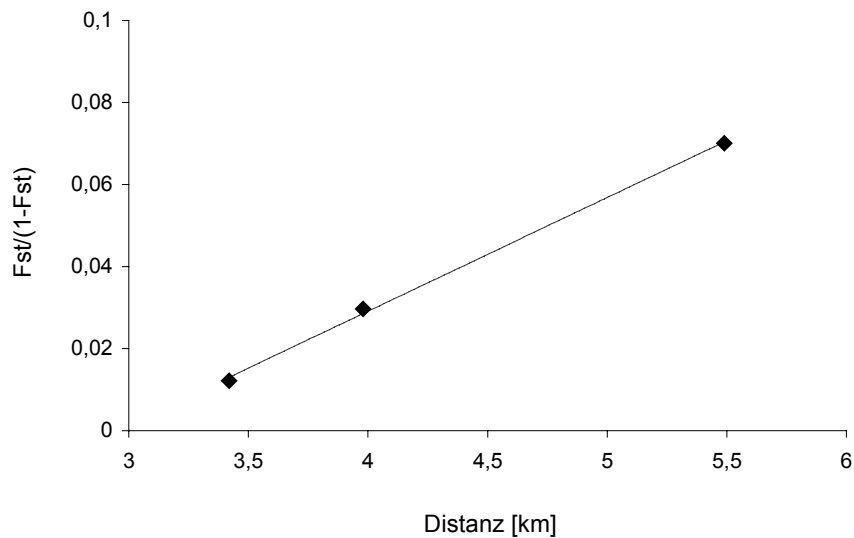


Abb. 4.4.: Abhängigkeit der genetischen von der geographischen Distanz im UG Halle – Fst(1-Fst) nach GenePop (RAYMOND & ROUSSET 1995)

Vergleicht man die beiden Untersuchungsgebiete Merseburg und Halle miteinander, so ergibt die Überprüfung mit dem partiellen Mantel-Test sowohl einen signifikanten Einfluss der geographischen Distanz als auch der Umwelt auf die genetische Differenzierung der Gewässer ($p < 0,05$, Mantel-Test). Von beiden hatte die geographische Distanz einen größeren Einfluss auf die genetische Distanz ($p < 0,05$, Mantel-Test).

Bei der Überprüfung für alle untersuchten Populationen war nur die Korrelation zwischen geographischer und genetischer Distanz signifikant ($p < 0,01$, Mantel-Test),

d.h. die Umwelt spielte eine stark untergeordnete Rolle bei der genetischen Differenz zwischen den Populationen.

4.4. Diskussion

4.4.1. Diversität innerhalb der Populationen

Damit Populationen im Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWG) sind, müssen mehrere Annahmen erfüllt sein: zufällige Paarung (Panmixie), unendlich große Population, vernachlässigbare Migration, nichtüberlappende Generationen, keine Selektion und Mutation (HARTL & CLARK 1997). Abweichungen vom HWG sind meist durch eine Verletzung einer oder mehrerer der oben genannten Annahmen zu erklären. Eine weitere Erklärung ist der WAHLUND-Effekt, d.h. dass räumlich und/oder zeitlich isolierte Individuengruppen (Teilpopulationen) eine vollständige genetische Durchmischung der Gesamtpopulation verhindern. Wenn man eine unterschiedliche genetische Komposition der Teilpopulationen voraussetzt, führt dies zu einem Mangel an heterozygoten Individuen relativ zu dem in der Gesamtpopulation erwarteten Wert (VEITH, BAHL & SEITZ 1999). Heterozygotiedefizit in Populationen kann weiterhin eine regelmäßige Inzucht oder die Ausbildung einer Populationsstruktur, und somit eine Abweichung vom HWG anzeigen (ROUSSET & RAYMOND 1995).

In dieser Studie war die Abweichung vom HWG in erster Linie auf das Heterozygotiedefizit in den einzelnen Populationen zurückzuführen, wobei der WAHLUND-Effekt als Ursache sicherlich nicht völlig auszuschließen ist. HEDGECOCK (1978) und KALEZIĆ & HEDGECOCK (1980) führten bei ihren Untersuchungen an *Taricha* bzw. *Triturus* ebenso den WAHLUND-Effekt als Grund für Abweichungen vom HWG an.

Genetische Diversität

Sowohl bei der Anzahl der Allele als auch bei der Heterozygotie unterschieden sich die Populationen des HUG Merseburg und des UG Halle signifikant voneinander. In beiden Fällen war die Alleldiversität und der Heterozygotiegrad im HUG Merseburg signifikant niedriger. Für beide Gebiete ließ sich Genfluß zwischen den einzelnen Teilpopulationen nachweisen, im HUG Merseburg war dieser sogar höher. Trotzdem war die Alleldiversität bzw. der Heterozygotiegrad niedriger.

Innerhalb Sachsen-Anhalts kann die Population des HUG Merseburg als isoliert betrachtet werden. Das nächste nachgewiesene Vorkommen von *T. cristatus* befindet sich mehr als 4 km östlich des Untersuchungsgebietes. Diese Distanz liegt deutlich

oberhalb der für *T. cristatus* angegebenen Migrationsrate von 1 km pro Jahr (THIEMEIER & KUPFER 2000). Zumal die Stadt Merseburg zwischen diesen beiden Vorkommen liegt und als Migrationshindernis betrachtet werden muss.

Die untersuchten Gewässer des UG Halle liegen zwar weiter auseinander als in Merseburg, sind aber zu anderen Vorkommen nicht so isoliert wie die Vorigen. Im NSG Brandberge gibt es rezent noch zwei weitere Vorkommen (MEYER 2002), die alle innerhalb des Migrationradius von *T. cristatus* liegen. Auch in den anderen Formsandgruben nahe des Gewässers BS sind Vorkommen von *T. cristatus* nachgewiesen (mdl. GROSSE). Einzig das Gewässer RM ist von anderen Vorkommen isoliert, d.h. im 3 km Umkreis sind keine weiteren Vorkommen nachgewiesen. Dies scheint zu erstaunen, da die Teilpopulation des Gewässers RM die größte Alleldiversität aufwies. Außerdem konnte mit 0,012 (F_{ST}) Genfluß zwischen den Teilpopulationen RM und BB, die 3,4 km voneinander entfernt sind, nachgewiesen werden. Eine Erklärung hierfür ist der Fluss Saale. Es wird in verschiedenen Veröffentlichungen immer wieder beschrieben, dass Amphibien durch Hochwasser verdriftet werden und sich in neuen Gewässern entlang des Flussbettes ansiedeln können (LÜSCHER & GROSSEN-BACHER 2001, TUCKER, SOERGEL & HATCHER 1995, mdl. GROSSE). Da beide Gewässer RM und BB nur einige hundert Meter von der Saale entfernt sind, spielt Verdriftung durch Hochwasser wahrscheinlich eine Rolle.

Verglichen mit anderen Untersuchungen an *T. cristatus* lagen zumindest die Werte für das UG Halle und den Ost-Harz erfreulich hoch. JEHLE et al. (2001) haben in West-Frankreich über mehrere Jahre verschiedene Populationen untersucht und dabei Heterozygotiewerte (H_e) zwischen 0,52 (Tcri 46) und 0,68 (Tcri 43) ermittelt. JEHLE et al. (2001) und KRUPA et al. (2002) geben an, dass der Locus Tcri 46 ein signifikantes Heterozygotiedefizit zeigt (vermutlich Null-Allele). Dies konnte bei den eigenen Untersuchungen nicht beobachtet werden. Die Heterozygotiewerte für *T. marmoratus* liegen noch etwas darunter (JEHLE et al. 2005). Untersuchungen an Allozymen verschiedener *Triturus*-Arten geben mit Werten zwischen 0 und 0,2 noch niedrigere Werte für die Heterozygotie an (KALEZIĆ & HEDGECOCK 1980, KALEZIĆ & TUCIC 1984, KYRIAKOPOULOU-SKLAVOUNOU, KARAKOUSIS & VASARA 1997, RAGGHIANI & WAKE 1986, SCILLITANI & PICARIELLO 2000), sind aber nicht wirklich mit denen an Mikrosatelliten vergleichbar.

Verglichen mit anderen Amphibienarten sind die hier errechneten Heterozygotiewerte (H_e) zwischen 0,53 und 0,81 deutlich höher. ROWE, BEEBEE & BURKE (1999) geben für *Bufo calamita* sogar nur Werte zwischen 0,24 und 0,38 an. Etwas höher sind die

errechneten Werte für *Hyla arborea* (ANDERSEN, FOG & DAMGAARD 2004), *Rana arvalis* (VOS et al. 2001) und *R. sylvatica* (NEWMAN & SQUIRE 2001) mit maximaler Heterozygotie von 0,6.

Inzucht

Ein ähnliches Bild wie bei der genetischen Diversität zeigte sich bei der Untersuchung auf Inzucht. Vier der fünf untersuchten Teilpopulationen im HUG Merseburg waren außerhalb des Mutations-Drift-Gleichgewichts, d.h. zeigten in diesem Falle ein signifikantes Heterozygotiedefizit. All dies deutet auf einen Verlust der genetischen Diversität in diesem Gebiet hin, der wohl v.a. auf genetischer Drift beruht.

Der Inzuchtkoeffizient F_{IS} nach WRIGHT (1978) zeigte bis auf drei Ausnahmen jedes Mal eine Abnahme der Heterozygotie an. Die Werte schwankten zwischen 0,009 (M4 – Tcri 46) und 0,51 (M2 – Tcri 29), wobei hier v.a. die Loci Tcri 29 und Tcri 43 höhere Heterozygotiedefizite zeigten.

Die Populationen des UG Halle und des Ost-Harzes zeigten keine Abweichung vom Mutations-Drift-Gleichgewicht. Wie auch schon bei der genetischen Diversität zeigte sich hier, dass die untersuchten Populationen genetisch variabler sind.

Ein rezenter genetischer Flaschenhals konnte bei keiner der untersuchten Populationen nachgewiesen werden. Allerdings muss hinzugefügt werden, dass das Programm BOTTLENECK geschlossene Populationen, d.h. Populationen mit geringen bzw. keinem Genfluß als Grundlage nimmt. So dass die Ergebnisse durch den z.T. sehr hohen Genfluß verfälscht sein könnten.

Im HUG Merseburg lässt sich der Verlust der genetischen Diversität neben der genetischen Isolierung v.a. mit der Besiedlungsgeschichte der Gewässer erklären. Die Besiedlung der in den 1980er Jahren angelegten Gewässer M3 bis M5 erfolgte von den Gewässern M1 und M2 aus, die die ältesten Gewässer mit *T. cristatus* – Vorkommen in diesem Gebiet sind. Da Immigration von anderen Gewässern außerhalb des Untersuchungsgebietes als unwahrscheinlich einzustufen ist, erscheint es plausibel, dass die Tiere der Populationen M1 und M2 die Vorfahren der jüngeren Populationen M3 bis M5 sind. Von den Gewässernpaaren M1/M2 und M3/M5 erfolgte wahrscheinlich die Besiedlung des erst in den 1990er Jahren entstandenen Gewässers M4.

Die hohe genetische Homogenität (siehe auch die niedrigen F_{ST} -Werte) deuten sehr auf eine Kolonisierung ohne Immigration von Individuen außerhalb des Untersuchungsgebietes hin. Ähnliches wird auch für andere Amphibien-Populationen be-

schrieben, die trotz weiträumiger Habitate eine geringe genetische Differenzierung zeigen (NEWMAN & SQUIRE 2001)

Der Verlust von genetischer Diversität kann eine Ursache für geringere Fitness an sich ändernde Umweltbedingungen sein. Vor allem zwischen der Heterozygotie und Parametern wie Fertilität, Wachstumsrate, Alter und Überlebensfähigkeit wird ein direkter Zusammenhang vermutet und ist auch für z.B. *Bufo calamita* nachgewiesen (HANSSON & WESTERBERG 2002, REED & FRANKHAM 2003, ROWE, BEEBEE & BURKE 1999).

Gegen einen negativen Zusammenhang des niedrigeren Heterozygotiegrades der Populationen des HUG Merseburg mit der Fitness sprechen die populationsbiologischen Daten. Sowohl von der geschätzten Populationsgröße als auch von der Altersstruktur der Tiere ließen sich keine negativen Auswirkungen des Heterozygotie-defizites nachweisen. Eine geschätzte Populationsgröße von 5000 Tieren (2001) lässt ebenso wie die Altersstruktur (siehe unten) nicht auf eine eingeschränkte Fortpflanzungsfähigkeit der Tiere schließen. Die Auswirkungen der Populationsgröße ($\log N$) auf die Heterozygotie (siehe FRANKHAM 1996) war im Jahr 2001 sogar negativ, aber nicht signifikant (Daten nicht dargestellt).

Die Altersstruktur des HUG Merseburg entsprach der des UG Halle, mit vorwiegend 3 bis 5 Jahre alten Tieren. Das maximale Lebensalter war mit 11 Jahren im HUG Merseburg sogar um ein Jahr höher als in den beiden anderen Untersuchungsgebieten.

Auf die adulten Tiere des HUG Merseburg schien die geringere genetische Diversität keinen Einfluss zu haben. Die einzige positive Korrelation konnte zwischen Heterozygotie und der Kopf-Rumpf-Länge nachgewiesen werden. Die Tiere des HUG Merseburg waren signifikant kleiner als die Tiere der anderen Untersuchungsgebiete. Ob die geringere Diversität aber einen prägenden Einfluss hat oder es doch eher eine Anpassung an den Lebensraum ist, bleibt spekulativ.

Da die untersuchten genetischen Marker neutral sind, unterliegen sie vermutlich nicht natürlicher Selektion und könnten so auch erklären, warum die genetische Diversität nicht relevant für die untersuchten Fitnessparameter war.

Bisherige Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Heterozygotie und Fitness erfolgten v.a. an Eiern und Larven von Amphibien. Eine signifikante Korrelation konnte z.B. zwischen verschiedenen *Bufo calamita* – Populationen für das Larvalwachstum nachgewiesen werden (ROWE, BEEBEE & BURKE 1999), aber nicht innerhalb von Anuren-Populationen (ROWE & BEEBEE 2001).

Es wäre sicherlich interessant zu untersuchen, ob z.T. auftretende multiple Vaterschaft bei *T. cristatus* die Fitness der Nachkommen signifikant verbessert, v.a. im Vergleich zu den Anuren, deren Nachkommen meist nur von einem Vater abstammen.

4.4.2. Diversität zwischen den Populationen

Die genetische Differenzierung innerhalb der Untersuchungsgebiete Merseburg und Halle war niedrig und lässt auf einen mittleren bis hohen Genfluß zwischen den Teilpopulationen schließen. Zwischen den drei Untersuchungsgebieten war die Differenzierung sehr hoch und lässt wiederum auf einen sehr niedrigen bzw. keinen Genfluß zwischen diesen Gebieten schließen, v.a. wenn man die eingeschränkte Migrationsfähigkeit und die Laichplatztreue des Kammmolchs mit in Betracht zieht. Allerdings trat eine signifikante Korrelation zwischen den Teilpopulationen des UG Halle auf (siehe unten).

Interessanterweise befindet die Population des Ost-Harzes genetisch zwischen den Populationen Merseburg und Halle. Nicht sicher ist, ob die postglaziale Besiedlung und/oder die spätere anthropogen verursachte Zersiedelung einen größeren Einfluss auf diesen Unterschied hatte

Die bezüglich der geringen geographischen Distanz relativ große genetische Distanz zwischen M1 und M2 kann sicherlich nur zum Teil der Laichplatztreue von *T. cristatus* zugeschrieben werden (ARNTZEN & TEUNIS 1993, COOKE 2001, WENZEL, JAGLA & HENLE 1995). Bei den Fang-Wiederauffang-Studien wurden ebenfalls nur einzelne Tiere des einen Gewässers im Folgejahr im anderen Gewässer gefangen. Eine weitere Erklärung ist sicherlich die geringe Probenzahl, der für den Locus Tcr1 29 genotypisierten Tiere ($n = 6$), die das Ergebnis entsprechend verschoben haben könnten.

Isolation-by-distance

Der Zusammenhang zwischen genetischer und geographischer Distanz war in allen untersuchten Populationen positiv. Doch erst ab einer geographischen Distanz von 3 km (wie im UG Halle) war diese Korrelation signifikant. Die Überprüfung mit dem partiellen Mantel-Test auf Einfluss der Umwelt auf die genetische Differenzierung konnte nur z.T. nachgewiesen werden. Innerhalb des UG Halle konnte kein solcher Einfluss nachgewiesen werden.

Zwischen den Populationen Merseburg und Halle konnte ein signifikanter Einfluss der Umwelt (Migrationsbarrieren wie Siedlungen und landwirtschaftliche Nutzflächen)

auf die genetische Differenzierung der Populationen bestätigt werden. Allerdings spielt hier die geographische Distanz, wie in allen anderen Fällen, die übergeordnetere Rolle.

Anders als in den eigenen Untersuchungen konnten Vos et al. (2001) in ihren Untersuchungen an *Rana arvalis* einen größeren Einfluss der Umwelt (Strassen und Schienen) auf die genetische Differenzierung der Populationen nachweisen. Darüber hinaus konnten ROWE, BEEBEE & BURKE (1999) zumindest in einem ihrer Untersuchungsgebiete einen signifikanten Einfluss von Siedlungen auf die genetische Differenzierung von *Bufo calamita* nachweisen. Durch ihre hohe Mobilität konnte *B. calamita* in einem anderen Untersuchungsgebiet dieser Studie zwei Städte „umgehen“, indem sie entlang der Küste wanderten.

Ein ähnlicher Effekt liegt sicherlich bei den Teilpopulationen des UG Halle vor, die durch die Saale und dort periodisch auftretender Hochwasser die dortigen Siedlungen und landwirtschaftlichen Nutzflächen „umgehen“ und somit kein signifikanter Effekt der Umwelt nachweisbar ist.

4.5. Zusammenfassung

Insgesamt konnten 408 Tiere aus den drei Untersuchungsgebieten Merseburg, Halle und Ost-Harz mittels vier polymorpher Primer an Mikrosatelliten genotypisiert werden.

Nur drei Teilpopulationen befanden sich im Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWG). Keiner der untersuchten Loci zeigte eine signifikant häufigere Abweichung vom HWG als die anderen. In vier Fällen trat *linkage disequilibrium* auf.

Die Anzahl der Allele pro Locus schwankte zwischen 2 und 13 Allelen. Die Werte der beobachteten Anzahl der Allele und der *allelic richness* sind in den Populationen Halle und Ost-Harz mit durchschnittlich 8 bzw. 5 höher als in Merseburg, wobei nur bei ersterer signifikant.

Die Heterozygotiewerte (H_e) bewegen sich zwischen 0,53 und 0,81. Hier sind die Populationen Halle und Ost-Harz wieder über den Werten der Population Merseburg, wobei die Population Halle signifikant höhere Werte zeigt als die Merseburger Population.

Vor allem in der Merseburger Population trat ein Heterozygotiedefizit auf, ein rezenter genetischer Flaschenhals konnte aber nicht nachgewiesen werden. Einzig die Teilpopulation M2 befand sich innerhalb der Merseburger Population im Mutations-

Drift-Gleichgewicht. Das Heterozygotiedefizit in der Merseburger Population ist wahrscheinlich auf die Kolonisierungsgeschichte des Gebietes (siehe unten) und genetische Drift zurückzuführen. Die Populationen Halle und Ost-Harz lagen alle im Mutations-Drift-Gleichgewicht.

Die Populationen Merseburg und Halle zeigten innerhalb geringe genetische Diversität. Im HUG Merseburg konnte aufgrund der F_{ST} -Werte von 0,003 bis 0,092 auf einen hohen Genfluß zwischen den Teilpopulationen des HUG geschlossen werden. Die Teilpopulationen des UG Halle wiesen mit F_{ST} -Werten zwischen 0,012 und 0,066 ebenso auf einen hohen Genfluß hin. Durchschnittliche Werte von 0,2 ließen auf eine hohe genetische Differenzierung der Merseburger und der halleschen Populationen schließen. Ebenso die etwa gleich hohen Werte zwischen Merseburg und Ost-Harz bzw. Halle und Ost-Harz. Anhand des Neighbor-Joining-Tree wurde deutlich, dass die Population Ost-Harz genetisch weiter von der Merseburger Population entfernt ist als von Halle.

Aufgrund der F_{ST} -Werte in der Population Merseburg ließ sich die Kolonisierung des HUG Merseburg durch *Triturus cristatus* nachvollziehen. Die ältesten Gewässer M1 und M2 stellen die Ursprungsgewässer dar, von denen zuerst die Gewässer M3 und M5 besiedelt, und dann wohl jeweils von M3/M5 und M1/M2 das jüngste Gewässer M4. Da keine rezente Population innerhalb des Migrationradius bekannt war, kann man vermuten, dass alle Tiere von den Teilpopulationen M1 und M2 abstammen, was das Heterozygotiedefizit und die damit verbundene Abweichung vom HWG erklärt.

Eine signifikante Korrelation der genetischen und geographischen Distanzen (isolation-by-distance) ließ sich erst bei den ca. 3 km entfernten halleschen Populationen nachweisen. Isolation-by-distance trat des weiteren zwischen der halleschen und der Merseburger Population und zwischen allen drei untersuchten Populationen auf. In allen Fällen von isolation-by-distance ergab die Überprüfung mit dem partiellen Mantel-Test einen größeren Einfluss der geographischen Distanz als der Umwelt, wenn letztere überhaupt einen signifikanten Einfluss auf die genetische Differenzierung hatte.

5. Schlussbetrachtung und Ausblick

In den vorangegangenen drei Kapiteln wurde auf die Habitatwahl und Konnektivität sowie die Populationsökologie und -genetik des Kammmolches in Sachsen-Anhalt eingegangen. Da durch den kurzen Untersuchungszeitraum nur der Istzustand der Art erfasst werden konnte, kann diese Arbeit keine Ergebnisse zur Populationsentwicklung liefern.

Triturus cristatus besiedelt bevorzugt die waldarmen Offenlandschaften und Wald-Offenland-Landschaften in Sachsen-Anhalt. Eine Präferenz für naturnahe Landschaften konnte ebenso nachgewiesen werden. Diese bieten im Gegensatz zu den Acker-ebenen und Siedlungsflächen Bedingungen für gut strukturierten aquatischen und terrestrischen Lebensraum. Da mit 42,5 % nicht einmal die Hälfte der insgesamt 614 Fundpunkte von *Triturus cristatus* Verbreitungsschwerpunkten zugeordnet werden konnten, kann man sicherlich von einem hohen Isolationsgrad der Populationen in Sachsen-Anhalt sprechen. Die meisten dieser Verbreitungsschwerpunkte wurden den relativ naturnahen Landschaften am Südrand des Tieflandes, den Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsvorländer sowie den Flusstäler und Niederungslandschaften zugeordnet.

Zwischen den Verbreitungsschwerpunkten besteht aufgrund der großen Entfernung zueinander wahrscheinlich kein Kontakt. Anstelle einer Gesamtpopulation kann man hier also von vielen Einzelpopulationen sprechen, deren Struktur der einer Metapopulation entspricht (BLAB 1993, HANSKI 1999).

Populationsbiologische Untersuchungen an verschiedenen Populationen in Sachsen-Anhalt sollten zeigen ob und inwieweit *T. cristatus* schon von dieser zunehmenden Isolierung und Verschlechterung seines Lebensraumes betroffen ist, da auch in Sachsen-Anhalt eine rückläufige Tendenz der Vorkommen beobachtet wird (MEYER, MEHNERT & NÖLLERT 2001, MEYER et al. 2004). Ebenso sollte gezeigt werden, ob und wie *T. cristatus* diesen Gefährdungen begegnet, d.h. ob er spezielle Strategien entwickelt hat.

Dazu wurden drei verschiedene Untersuchungsgebiete gewählt. Das Hauptuntersuchungsgebiet Merseburg gehört zu einer Landschaft mit sehr wenig nachgewiesenen Fundpunkten. Der Anteil naturnaher Flächen ist als gering einzustufen. Innerhalb der Landschaftseinheit Querfurter Platte ist dieses Vorkommen isoliert. Alle Laichgewässer sind anthropogenen Ursprungs. Zum Vergleich wurden im Raum Halle drei und im Ost-Harz eine weitere Population untersucht. Im Gegensatz zu den vorigen ste-

hen diese Vorkommen noch mit anderen Fundpunkten in Verbindung und der Anteil naturnaher Flächen ist v.a. im Ost-Harz als höher einzustufen.

In den Untersuchungen zur Populationsgröße und -struktur, die nur an den Merseburger Populationen durchgeführt wurden, konnte gezeigt werden, dass diese Populationen zu den individuenreichsten Sachsen-Anhalts gehören. Schätzungen, basierend auf Fang-Wiederauffang-Studien, für das Untersuchungsjahr 2001 ergaben Werte zwischen 156 und 3238 Tieren für die jeweiligen Laichgewässer. Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Tiere, ebenfalls basierend auf Fang-Wiederauffang, ist sowohl innerhalb eines Jahres (68 bis 100 %) als auch zwischen den Untersuchungsjahren (44 bis 100 %) als erfreulich hoch einzustufen.

Eine Überalterung der Populationen, die meist Anzeichen für verringerten Reproduktionserfolg und damit auf ein baldiges Auslöschen der Population hinweisen kann, konnte hier nicht nachgewiesen werden. Ebenso wie bei den Vergleichspopulationen in Halle wurden die meisten Tiere (64 %) der Alterskategorie der 3 bis 5 Jahre alten Tiere zugeordnet. Danach folgten die 6 bis 8 und die <3 Jahre alten Tiere. Die Individuen der Population im Ost-Harz waren durchschnittlich älter, aber diese Unterschiede konnten durch die klimatischen Unterschiede zwischen Tiefland und Harz erklärt werden. Die ältesten Tiere der drei Untersuchungsgebiete waren 10 bis 11 Jahre alt, was etwas unter der maximalen Lebenserwartung von 14 Jahren des Kammmolches im Freiland liegt.

Der Konditionsindex, mit dessen Hilfe man Aussagen über den Ernährungszustand der Tiere und daraus ableitend über die Nahrungsverfügbarkeit der Gewässer treffen kann, lag mit Werten um zwischen 150 und 200 sehr hoch und deuteten auf einen guten Ernährungszustand der Tiere hin. Nur zwei Populationen des UG Halle hatten einen signifikant niedrigeren Konditionsindex als die Tiere des HUG Merseburg.

Mit Hilfe von Mikrosatelliten als genetischen Marker konnte die genetische Diversität der untersuchten sachsen-anhaltinischen Populationen bestimmt werden. Es konnte gezeigt werden, dass die Populationen der Untersuchungsgebiete Halle und Ost-Harz eine sehr viel höhere Alleldiversität und Heterozygotie als die Merseburger Populationen aufwiesen. Aber selbst die niedrigeren Werte aus Merseburg lagen mit minimal 0,53 (Heterozygotie) noch im moderaten Bereich und wichen nicht wesentlich von den Zahlen zur genetischen Diversität anderer Untersuchungen ab.

Ein rezenter genetischer Flaschenhals, der z.B. durch eine Verminderung der effektiven Populationsgröße auftreten kann, wurde nicht nachgewiesen. Trotzdem ließ das

Heterozygotiedefizit, das v.a. als Abweichung vom Hardy-Weinberg-Gesetz zu erkennen war, Inzucht innerhalb der Populationen vermuten. Vor allem die Merseburger Populationen wichen bis auf eine Ausnahme alle vom Mutations-Drift-Gleichgewicht ab, d.h. es gehen durch genetische Drift mehr Allele verloren als durch Mutation entstehen. Allerdings konnten an den untersuchten adulten Tieren in Merseburg keine signifikanten negativen Korrelationen zwischen Heterozygotie und Parametern wie Populationsgröße und Altersstruktur nachgewiesen werden. Von Inzuchtdepression kann noch nicht gesprochen werden. Interessant wäre hier die Untersuchung an Eiern und Larven des Kammmolches, da in der Literatur ein solcher Effekt bisher nur bei diesen Entwicklungsstadien nachgewiesen wurde.

Zwischen den Populationen des HUG Merseburg war ein hoher Genfluß nachweisbar. Innerhalb des UG Halle konnte, trotz der größeren Entfernung der Laichgewässer untereinander, ebenso ein hoher Genfluß nachgewiesen werden, der u.a. durch Verdriftungen des Kammmolches durch den Fluss Saale erklärbar war. Aufgrund dessen ließen sich auch die hohen Werte der genetischen Diversität des relativ isolierten Gewässers RM erklären. Erwartungsgemäß fiel der Genfluß zwischen den Populationen Merseburg/Halle, Merseburg/Ost-Harz sowie Halle/Ost-Harz gering aus. In allen Fällen konnte isolation-by-distance nachgewiesen werden. Die Überprüfung mit dem partiellen Mantel-Test ergab einen größeren Einfluss der geographischen Entfernung auf die genetische Differenzierung der Populationen als Umwelteinflüsse in Form von suboptimalen Habitat.

Die Gesamtpopulation Merseburg ist genetisch als isoliert zu betrachten. Durch das Auftreten von Heterozygotiedefiziten konnte gezeigt werden, dass die genetische Drift hier besonders stark wirkt, so dass ein zunehmender Verlust der genetischen Diversität in diesem Gebiet wohl nicht aufzuhalten ist. Degenerative Erscheinungen ließen sich zumindest an den adulten Tieren nicht nachweisen. *Triturus cristatus* kann solchen Bedingungen bisher gut begegnen, wenn genügend Gewässer vorhanden sind. Durch seine Langlebigkeit kann er auch Ausfälle in Reproduktionsjahren gut kompensieren, wie sie z.B. durch Austrocknung der Gewässer entstehen (GRIFFITHS 1997). Außerdem beteiligen sich mehrere Generationen an der Reproduktion. Vor allem bei Anuren wurde ein negativer Einfluss der erhöhten UV-B Strahlung auf die Eimortalität nachgewiesen. *T. cristatus* begegnet dem, indem er wie die anderen Urodela seine Eier einzeln in Blätter einpackt.

Das Beispiel der Saale zeigt wie wichtig verbindende Elemente für die Migration zwischen den Populationen sind, v.a. wenn sie außerhalb des eigentlichen Migrationsradius der Tiere liegen. Leider sind solche Elemente in der Kulturlandschaft immer weniger vorhanden.

Die Populationen des Untersuchungsgebietes Merseburg sind im Moment nicht als gefährdet einzustufen. Die Populationsgröße und der hohe Genfluß zwischen den Populationen deuten auf einen stabilen Bestand hin. Auch die zukünftigen Pläne für dieses Gebiet dürften keine starken negativen Effekte haben. Auf dem Gelände soll zukünftig ein Gewerbegebiet entstehen, dass mit seiner Verbindungsstraße die B91 und die A38 für den Lieferverkehr attraktiv machen soll (mdl. Frau Winter-Schulz, Rahmenplan). Im Zuge dessen wurden und werden Ausgleichsgewässer und Regenrückhaltebecken angelegt, die durch eine entsprechende Untertunnelung nicht nur für *T. cristatus* als Laichgewässer dienen können. Einem langfristigen Überleben in diesem Gebiet scheint nichts entgegenzustehen und wurde auch schon für andere Gebiete Deutschlands untersucht (siehe KNEITZ 1998). Die Ergebnisse der genetischen Untersuchungen zeigen allerdings, dass der hohe Isolationsgrad der Populationen langfristig zu einem Problem werden könnte. Momentan ist die Populationsgröße noch groß genug, um die Effekte der genetischen Drift abzupuffern (ARNTZEN & JEHLE 2001), aber dies wird schon aufgrund natürlicher Schwankungen nicht immer gewährleistet sein. Mindestens zwei der untersuchten Gewässer werden in den nächsten Jahrzehnten verlanden und die Tiere zwingen abzuwandern. Die neu angelegten Ausgleichsgewässer könnten dann, bei entsprechendem Landlebensraum, als neue Laichgewässer angenommen werden. Untersuchungen zur zukünftigen Entwicklung von *T. cristatus* in diesem Gebiet sind dringend anzuraten, v.a. in Hinblick auf die zukünftigen baulichen Veränderungen dieses Gebietes.

Trotzdem kann die Gesamtpopulation Merseburg in den nächsten Jahrzehnten genetisch verarmen und Inzuchtdepression auftreten, die sich langfristig negativ auf die Überlebensfähigkeit der Art auswirken kann. Die Frage ist, ob es sinnvoll ist der genetischen Verarmung mit Translokation von Individuen anderer Populationen z.B. aus dem Raum Halle zu begegnen, da die Landschaft der Querfurter Platte nicht viele Fundpunkte von *T. cristatus* aufweist und so auch keine Trittsteinbiotope zu anderen benachbarten Vorkommen angelegt werden können. Oder betrachtet man dieses anthropogen entstandene Vorkommen als Ausnahmefall und lässt der Entwicklung ihren „freien“ Lauf?

6. Literaturverzeichnis

- ANDERSEN, L.W. ; FOG, K. ; DAMGAARD, C. (2004): Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). – *Proceedings: Biological Sciences* **271** (1545): 1293 - 1302
- ARNTZEN, J.W. (2000): A Growth Curve for the Newt *Triturus cristatus*. - *Journal of Herpetology* **34** (2): 227 - 232
- ARNTZEN, J. W. (2002): Seasonal variation in sex ratio and asynchronous presence at ponds of male and female *Triturus* newts. - *Journal of Herpetology* **36** (1): 30-35
- ARNTZEN, J.W. (2003): *Triturus cristatus* Superspezies – Kammolch-Artenkreis. – In: GROSSENBACHER, K. ; THIESMEIER, B. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas **Bd. 4/IIA**. – Wiebelsheim: AULA-Verlag: 421 - 514
- ARNTZEN, J.W. ; BORKIN, L. (1997): *Triturus* superspecies *cristatus* (Laurenti, 1768). – In: GASC, J.P. et al. (Hrsg.): Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. – Paris: Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d` Histoire Naturelle: 76 - 77
- ARNTZEN, J.W. ; TEUNIS, S.F.M. (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. - *Herpetological Journal* **3**: 99 – 110
- BAKER, J.M.R. (1992): Body condition and tail height in great crested newts, *Triturus cristatus*. - *Animal Behaviour* **43**: 157 - 159
- BAKER, J.M.R. (1999): Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England: monitoring individuals. – *Herpetological Journal* **9**: 1 - 8
- BAKER, J.M.R. ; HALLIDAY, T.R. (2000): Variation in dorsal crest morphology and tail height with age in great crested newts (*Triturus cristatus*). – *Herpetological Journal* **10**: 173 - 176
- BELL, G. (1979): Populations of crested newts, *Triturus cristatus*, in Oxfordshire, England. - *Copeia* **2**: 350 - 353
- BERGER, H. (2000): Erfahrungen beim Nachweis von Molchen mit einfachen Trichterfallen. – *Jahresschrift für Feldherpetologie und Ichtyofaunistik Sachsen* **6**: 111 - 116
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. - 3. erw., neubearb. Aufl. - Bonn: Kilda-Verlag

- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. – 4. erw. u. Neubearb. Aufl. Bonn: Kilda-Verlag
- BLAB, J. ; BLAB, L. (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfassbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. – *Salamandra* **17** (3/4): 147 - 172
- BLISS, P. ; STÖCK, M. (1998): Ökologische Aspekte der Landschaftsgeschichte und Entwicklungspotentiale des Schutzgebietes. – In: BLISS, P. ; STÖCK, M. (Hrsg.); Das Naturschutzgebiet Brandberge. - *calendula*, Hallesche Umweltblätter, 1. Sonderheft: 212 - 222
- BLISS, P. ; SCHÖPKE, H. ; WALLSCHEK, M. (1996): Das Untersuchungsgebiet als Teil der Halleschen Kuppenlandschaft: Naturräumliche Ausstattung, Landnutzung, Lebewelt. - In: WALLASCHEK, M. et al. (Hrsg.): Beiträge zur Erfassung der Biodiversität im Unteren Saaletal. - Arbeiten aus dem Naturpark „Unteres Saaletal“ 3: 3 – 5
- BOHONAK, A. J. (2002): IBD (Isolation By Distance): a program for analyses of isolation by distance. - *Journal of Heredity* **93**: 153-154
- BUSCHENDORF, J. (1984): Kriechtiere und Lurche des Bezirkes Halle. Darstellung des gegenwärtigen Kenntnisstandes der Verbreitung. - *Naturschutzarb. Bez. Halle u. Magdeburg* **21** (1): 3 - 28
- CASTANET, J. ; SMIRINA, E. (1990): Introduction to the skeletochronological method in amphibians and reptiles. – *Annales des Sciences Naturelles, Zoologie* 13^e Série **11**: 191 - 196
- CONSULTINGGESELLSCHAFT FÜR UMWELT UND INFRASTRUKTUR MBH (1992): Standortuntersuchung Flugplatz Merseburg: Erfassung altlastverdächtiger Flächen für eine Erstbewertung
- COOKE, A.S. (2001): Translocation of small numbers of crested newts (*Triturus cristatus*) to a relatively large site. – *Herpetology Bulletin* **75**: 25 - 29
- CORNUET, J.M. ; LUIKART, G. (1996): Description and Power Analysis of Two Tests for Detecting Recent Population Bottlenecks From Allele Frequency Data . – *Genetics* **144**: 2001-2014
- CUMMINS, C.P. ; SWAN, M.J.S. (2000): Long-term survival and growth of free-living great crested newts (*Triturus cristatus*) PIT-tagged at metamorphosis. – *Herpetological Journal* **10**: 177 – 182

- CVETKOVIC, D. ; KALEZIC, M.L. ; DZUKIC, G. (1997): Sexual size and shape difference in the crested newt (*Triturus cristatus*): ontogenetic growth aspects. - *Alytes* **15** (1): 37-48
- DOBLER, L. (1999): Der Einfluß der Bergbauschichte im Ostharz auf die Schwermetalltiefengradienten in historischen Sedimenten und die fluviale Schwermetalldispersion in den Einzugsgebieten von Bode und Selke im Harz - Universität Halle-Wittenberg, Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät, Dissertation
- ELLINGER, N ; JEHLE, R. (1997): Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*, Kiritzescu 1903) am Endelteich bei Wien: Ein Überblick über neun Untersuchungsjahre. - In: HÖDL, W. ; JEHLE, R. ; GOLLMANN, G. (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien – Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. – *Stapfia* **51**: 133 – 150
- FASOLA, M. ; CANOVA, L. (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T. alpestris* in a pond in northern Italy. - *Amphibia - Reptilia* **13**: 227 - 233
- FELDMANN, R. (1978): Ergebnisse vierzehnjähriger quantitativer Bestandskontrollen an *Triturus* - Laichplätzen in Westfalen. - *Salamandra* **14** (3): 126 - 146
- FRANCILLON-VIEILLOT, H. ; ARNTZEN, J.W. ; GÉRAUDIE, J. (1990): Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus*, *T. marmoratus* and their Hybrids (Amphibia, Urodela): A skeletochronological comparison. – *Journal of Herpetology* **24** (1): 13 - 22
- FRANKHAM, R. (1996): Relationship of Genetic Variation to Population Size in Wildlife. - *Conservation Biology* **10** (6): 1500 – 1508
- GLANDT, D. (1978): Notizen zur Populationsökologie einheimischer Molche (Gattung *Triturus*). - *Salamandra* **14** (1): 9 - 28
- GLANDT, D. (1981) in: THIESMEIER, B. ; KUPFER, A. (2000): Der Kammolch: ein Wasserdrache in Gefahr. - Bochum: Laurenti-Verlag
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus* – Populationen (Amphibia, Salamandridae). - *Amphibia-Reptilia* **4**: 317 - 326

- GLANDT, D. (2000): An efficient funnel trap for capturing Amphibians during their aquatic phase. – *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **9**: 129 - 132
- GOLDSTEIN, D.B. ; SCHLÖTTERER, C. (1999): Microsatellites. – Oxford: University Press
- GOUDET, J. (2001): FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3)
- GREEN, A.J. (1989): The sexual behaviour of the great crested newt, *Triturus cristatus* (Amphibia: Salamandridae). - *Ethology* **83**: 129 - 153
- GRIFFITHS, R.A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in Smooth and Palmate Newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*. - *Herpetological Journal* **1**: 5 - 10
- GRIFFITHS, R.A. (1996): Newts and Salamanders of Europe. - London: Poyser Natural History
- GRIFFITHS, R.A. (1997): Temporary ponds as amphibian habitats. - *Aquatic Conservation* **7**: 119 - 126
- GRILLITSCH, H. (1984): Zum Feindabwehr - Verhalten des Kammolches, *Triturus cristatus cristatus* (Laurenti, 1768) (Caudata: Salamandridae). – *Salamandra* **20** (1): 61 - 63
- GROSSE, W.-R. (1999): Altersbestimmung bei mitteleuropäischen Amphibien mittels Skeletochronologie am Beispiel der Kreuz-, Erd- und Wechselkröte (Anura, Bufonidae). – *elaphe* **7** (3): 73 - 76
- GROSSE, W.-R. ; GÜNTHER, R. (1996): Kammolch - *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena: Fischer Verlag: 120 - 141
- GUO, S.W. ; THOMPSON, E.A. (1992): Performing the Exact Test of Hardy-Weinberg Proportion for Multiple Alleles. – *Biometrics* **48**: 361 – 372
- HAGSTRÖM, T. (1973): Identification of newt specimens (*Urodela, Triturus*) by recording the belly pattern and a description of photographic equipment for such registration. - *British Journal of Herpetology* **4**: 321 - 326
- HAGSTRÖM, T. (1977): Growth Studies and Ageing Methods for Adult *Triturus vulgaris* L. and *Triturus cristatus* Laurenti (Urodela, Salamandridae). – *Zoologica Scripta* **6**: 61 - 68
- HAGSTRÖM, T. (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Urodela) in SW Sweden. - *Holarctic Ecology* **2**: 108 - 114

- HALLIDAY, T. (1998): Sperm competition in amphibians. – In: BIRKHEAD, T.R. ; MØLLER, A.P. (Hrsg.): Sperm Competition and Sexual Selection. – London: Academic Press
- HALLIDAY, T. ; ARANO, B. (1991): Resolving the Phylogeny of the European Newts. – *Tree* **6**(4): 113-117
- HALLIDAY, T.R. ; VERRELL, P.A. (1988): Body size and age in amphibians and reptiles. – *Journal of Herpetology* **22** (3): 253 - 265
- HANSKI, I. (1999): Metapopulation ecology.- Oxford: University Press
- HANSSON, B. ; WESTERBERG, L. (2002): On the correlation between heterozygosity and fitness in natural populations (Invited Review). – *Molecular Ecology* **11**: 2467 - 2474
- HARTL, D.L. ; CLARK, A.G. (1997): Principles of population genetics. – 3. Aufl. – Sunderland: Sinauer Ass., Inc.
- HEDGECOCK, D. (1978): Population subdivision and genetic divergence in the red-bellied newt, *Taricha rivularis*. – *Evolution* **32**: 271 - 286
- HENLE, K. (1997): Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden. - In: HENLE, K. ; VEITH, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie - *Mertensiella* **7**: 377 - 389
- HENLE, K. ; STREIT, B. (1990): Kritische Betrachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. - *Natur und Landschaft* **65** (7/8): 347 - 361
- HORNER, H.A. ; MACGREGOR, H.C. (1985): Normal development in newts (*Triturus*) and its arrest as a consequence of an unusual chromosomal situation. – *Journal of Herpetology* **19** (2): 261 – 270
- HOULAHAN, J.E. ; FINDLAY, C.S. ; SCHMIDT, B.R. ; MEYER, A.H. ; KUZMIN, S.L. (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. – *Nature* **404**: 752 - 755
- JEHLE, R. (1997): Langzeitstudien zur Dynamik von Amphibienpopulationen: ein Überblick. - In: HÖDL, W. ; JEHL, R. ; GOLLMANN, G. (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien – Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. – *Stapfia* **51**: 73 – 83
- JEHLE, R. ; ARNTZEN, J.W. (2001): Ist der Kammolch (*Triturus cristatus*) genetisch gefährdet?. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung , Biologie, Ökologie und Schutz. - *rana*, Sonderheft **4**: 193 – 198

- JEHLE, R. ; ARNTZEN, J.W. (2002): Review: Microsatellite markers in amphibian conservation genetics. – *Herpetological Journal* **12**: 1 - 9
- JEHLE, R. ; WILSON, G.A. ; ARNTZEN, J.W. ; BURKE, T. (2005): Contemporary gene flow and the spatio-temporal genetic structure of subdivided newt populations (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*).- *Journal of Evolutionary Biology* (in press)
- JEHLE, R. ; ARNTZEN, J.W. ; BURKE, T. ; KRUPA, P. ; HÖDL, W. (2001): The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). – *Molecular Ecology* **10**: 839 – 850
- KALEZIĆ, M.L. ; DJORVIĆ, A. (1998): Life history-dependent sexual size dimorphism in the crested newt, *Triturus carnifex* (Caudata). – *Folia Zoologica* **47**(4): 317-319
- KALEZIC, M.L. ; HEDGECOCK, D. (1980): Genetic variation and differentiation of three common European newts (*Triturus*) in Yugoslavia. - *British Journal of Herpetology* **6**: 49-57
- KALEZIĆ, M.L. ; TUCIĆ, N. (1984): Genetic diversity and population genetic structure of *Triturus vulgaris* (Urodela, Salamandridae). – *Evolution* **38** (2): 389-401
- KALEZIC, M.L. ; CRNOBRNJA, J. ; DJOROVIC, A. ; DZUKIC, G. (1992): Sexual size difference in *Triturus* newts: geographical variation in Yugoslav populations. – *Alytes* **10**(3): 63-80
- KENDALL, W.L. ; NICHOLS, J.D. ; HINES, J.E. (1997): Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's Robust Design. – *Ecology* **78**(2): 563-578
- KIESECKER, J.M. ; BLAUSTEIN, A.R. ; BELDEN, L.K. (2001): Complex causes of amphibian population declines. – *Nature* **410**: 681 - 684
- KNEITZ, S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. – Bochum: Laurenti Verlag
- KRONE, A. ; KÜHNEL, K.D. (1997): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen beim Nachweis von Molchen und Amphibienlarven. - In: HENLE, K. ; VEITH, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. - *Mertensiella* **7**: 29 - 33

- KRONE, A. ; KÜHNEL, K.-D. ; BECKMANN, H. ; BAST, H.-D. (2001): Verbreitung des Kammolches (*Triturus cristatus*) in den Ländern Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. - *rana*, Sonderheft **4**: 63 - 70
- KRUPA, A.P. ; JEHLER, R. ; DAWSON, D.A. ; GENTLE, L.K. ; GIBBS, M. ; ARNTZEN, J.W. ; BURKE, T. (2002): Microsatellite loci in the crested newt (*Triturus cristatus*) and their utility in other taxa. – *Conservation Genetics* **3**: 87-89
- KUGLER, H. ; NAGEL, H. ; SZEKELY, S. (2002): Kennzeichnung und Typisierung der Landschaftseinheiten Sachsen-Anhalts auf der Grundlage von Satellitendaten. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* **39** (2): 31 – 40
- KUHN, J. (1994): Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen *Bufo bufo bufo* (L.) – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **1**: 3 - 87
- KÜHNEL, K.-D. ; RIECK, W. (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. - *Jb. Feldherpetol.* **2**: 133 - 139
- KUMAR, S. ; TAMURA, K. ; JAKOBSEN, I.B. ; NEI, M. (2001): MEGA2: Molecular Evolutionary Genetics Analysis software, Arizona State University, Tempe, Arizona, USA
- KUPFER, A. ; KNEITZ, S. (2000): Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. – *Herpetological Journal* **10**: 165 - 171
- KYRIAKOPOULOU-SKLAVOUNOU, P. ; KARAKOUSIS, Y. ; VASARA, E. (1997): Genetic variation in Greek populations of the alpine newt *Triturus alpestris*. - *Amphibia-Reptilia* **18** (3):303-307
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1997) (Hrsg.): Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. – Jena: Fischer Verlag
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003) (Hrsg.): Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Sachsen-Anhalts. – Ergänzungsband
- LEVENE, H. (1949): On a matching problem in genetics. - *Annals of Mathematical Statistics* **20**: 91 - 94
- LÜSCHER, B. ; GROSSENBACHER, K. (2001): Auswirkungen der Renaturierung und des Hochwassers 1999 auf die Amphibien-Populationen in der Märchligenau bei Bern. - In: KUHN, J. ; LAUFER, H. ; PINTAR, M. (Hrsg.): Amphibien in Auen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **8**: 97 – 103

- MALMGREN, J.C. ; THOLLESSON, M. (1999): Sexual size and shape dimorphism in two species of newts, *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Caudata: Salamandridae). – *Journal of Zoology, London* **249**: 127 - 136
- MARNELL, F. (1997): The use of phalanges for age determination in the smooth newt, *Triturus vulgaris* L. - *Herpetological Journal* **7**: 28 - 30
- MEYER, F. ; SY, T. (2001): Amphibia und Reptilia (Lurche und Kriechtiere). – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* **38**, Sonderheft: Die Tier- und Pflanzenarten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt: 71 - 77
- MEYER, F. ; MEHNERT, J. ; NÖLLERT, A. (2001): Verbreitung und Situation des Kammolches in den Ländern Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen. – In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. - *rana*, Sonderheft **4**: 71 - 81
- MEYER, F. ; BUSCHENDORF, J. ; ZUPPKE, U. ; BRAUMANN, F. ; SCHÄDLER, M. ; GROSSE, W.-R. (Hrsg.) (2004): Die Lurche und Kriechtiere Sachsen-Anhalts. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie **3** – Bielefeld: Laurenti Verlag
- MEYER, S. (2002): Vorkommen und Bestandssituation des Kammmolches (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) im Stadtgebiet Halle (Saale). – Universität Halle-Wittenberg, Inst. f. Zoologie, Diplomarbeit
- MIAUD, C. ; JOLY, P. ; CASTANET, J. (1993): Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. – *Canadian Journal of Zoology* **71**: 1874 - 1879
- MÖLLE, J. ; KUPFER, A. (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **5**: 219 – 227
- NATSCHR (2000): Naturschutzrecht. - 8. Aufl. - München: dtv (Beck-Texte)
- NEI, M. (1972): Genetic Distance between populations. – *American Naturalist* **106** (1949): 283-292
- NEI, M. (1987): Molecular evolutionary genetics. – New York: Columbia University Press
- NEWMAN, R.A. ; SQUIRE, T. (2001): Microsatellite variation and fine-scale population structure in the wood frog (*Rana sylvatica*). – *Molecular Ecology* **10**: 1087 - 1100
- NÖLLERT, A. ; NÖLLERT, C. (1992): Die Amphibien Europas. - Stuttgart: Franckh – Kosmos

- OLDHAM, R.S. ; HUMPHRIES, R.N. (2000): Evaluating the success of great crested newt (*Triturus cristatus*) translocation. – *Herpetological Journal* **10**: 183 – 190
- PERRET, N. ; PRADEL, R. ; MIAUD, C. ; GROLET, O. ; JOLY, P. (2003): Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. – *Journal of Animal Ecology* **72**: 567-575
- PODLOUCKY, R. (2001): Zur Verbreitung und Bestandssituation des Kammolches *Triturus cristatus* in Niedersachsen, Bremen und dem südlichen Hamburg. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. - *rana*, Sonderheft **4**: 51 – 62
- RAGGHIANI, M. ; WAKE, D.B. (1986): Genic variation and its evolutionary implications in the Italian newt, *Triturus italicus*. – *Herpetologica* **42** (2): 206 - 214
- RAYMOND, M. ; ROUSSET, F. (1995): GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact test and ecumenicism. – *Journal of Heredity* **86**: 248 - 249
- REED, D.H. ; FRANKHAM, R. (2003): Correlation between Fitness and Genetic Diversity.- *Conservation Biology* **17** (1): 230 - 237
- ROTHMALER, W. (1996): Exkursionsflora von Deutschland. - **Bd. 2** - 16. stark bearb. Aufl. - Jena: Fischer Verlag
- ROUSSET, F. ; RAYMOND, M. (1995): Testing Heterozygote Excess and Deficiency . – *Genetics* **140**: 1413-1419
- ROWE, G. ; BEEBEE, T.J.C. (2001): Fitness and microsatellite diversity estimates were not correlated in two outbred anuran populations. – *Heredity* **87**: 558 – 565
- ROWE, G. ; BEEBEE, T.J.C. ; BURKE, T. (1999): Microsatellite heterozygosity, fitness and demography in natterjack toads *Bufo calamita*. – *Animal Conservation* **2**: 85-92
- SAMBROOK, J ; FRITSCH, E. ; MANIATIS, T. (1989): Molecular Cloning. A Laboratory Manual. – Cold Spring Harbor, NY: Cold Spring Harbor Laboratory Press
- SCHABETSBERGER, R. ; GOLDSCHMID, A. (1994): Age structure and survival rate in alpine newts (*Triturus alpestris*) in high altitude. – *Alytes* **12**: 41-47
- SCHIEMENZ, H. ; GÜNTHER, R. (1994): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands (Gebiet der ehemaligen DDR). - Rangsdorf: Natur & Text

- SCILLITANI, G. ; PICARIELLO, O. (2000): Genetic variation and its causes in the crested newt, *Triturus carnifex* (Laurenti, 1768), from Italy (Caudata: Salamandridae). – *Herpetologica* **56** (1): 119 – 130
- SETTELE, J. ; FELDMANN, R. ; HENLE, K. ; KOCKELKE, K. ; POETHKE, H.-J. (1999): Populationsgrößenschätzung bei Tieren. - Internet-Version
- SINSCH, U. ; LANG, V. ; WIEMER, R. (2003A): Dynamik einer Kammolch-Metapopulation (*Triturus cristatus*) auf militärischem Übungsgelände (Schmittenhöhe, Koblenz): 3. Altersstruktur. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **10**: 229-244
- SINSCH, U. ; LANG, V. ; WIEMER, R. (2003B): Dynamik einer Kammolch-Metapopulation (*Triturus cristatus*) auf militärischem Übungsgelände (Schmittenhöhe, Koblenz): 2. Saisonale Variation der Bestände in zwei Laichgewässern. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **10**: 211-227
- STOEFER, M. (1997): Populationsbiologische Untersuchung an einer Kammolchpopulation (*Triturus cristatus* LAURENTI, 1768) im Barnim (Brandenburg). – Universität Potsdam, Inst. für Ökologie und Naturschutz, Diplomarbeit
- STOEFER, M. ; SCHNEEWEIß, N. (2001): Populationsdynamik von Kammolchen (*Triturus cristatus*) in einer Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung , Biologie, Ökologie und Schutz. - *rana*, Sonderheft **4**: 225 - 238
- STUART, S.N. ; CHANSON, J.S. ; COX, N.A. ; YOUNG, B.E. ; RODRIGUES, A.S.L. ; FISCHMAN, D.L. ; WALLER, R.W. (2004): Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. – *Science* **306**: 1783 - 1786
- THIESMEIER, B. ; KUPFER, A. (2000): Der Kammolch: ein Wasserdrache in Gefahr. – Bochum: Laurenti Verlag
- TUCKER, J.K. ; SOERGEL, D.W. ; HATCHER, J.B. (1995): Flood-Associated Activities of Some Reptiles and Amphibians at Carlyle Lake, Fayette County, Illinois. – *Transactions of the Illinois State Academy of Science* **88** (1 & 2): 73-81
- VEITH, M. ; BAHL, A. ; SEITZ, A. (1999): Populationsgenetik im Naturschutz – Einsatzmöglichkeiten und Fallbeispiele. – In: Amler, K. ; BAHL, A. ; HENLE, K. ; KAULE, G. ; POSCHLOD P. ; SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. – Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag: 112 - 126

- VERRELL, P. ; HALLIDAY, T. (1985): The population dynamics of the crested newt *Triturus cristatus* at a pond in southern England. - *Holarctic Ecology* **8**: 151 - 156
- VON BÜLOW, B. (2001): Kammolch-Bestandserfassung mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. - *rana*, Sonderheft **4**: 145 – 162
- VOS, C.C. ; ANTONISSE-DE JONG, A.G. ; GOEDHART, P.W. ; SMULDERS, M.J.M. (2001): Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). – *Heredity* **86**: 598 – 608
- WEDDELING, K. ; HACHTEL, M. ; SANDER, U. ; TARKHNISHVILI, D. (2004): Bias in estimation of newt population size: a field study at five ponds using drift fences, pitfalls and funnel traps. – *Herpetological Journal* **14**: 1 - 7
- WEIR, B.S. ; COCKERHAM, C.C. (1984): Estimating *F*-Statistics for the analysis of population structure. – *Evolution* **38** (6): 1358 - 1370
- WENZEL, S. ; JAGLA, W. ; HENLE, K. (1995): Abundanzdynamik und Laichplatztreue von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* in zwei Kleingewässern einer Auskiesung bei St. Augustin (Nordrhein-Westfalen). – *Salamandra* **31** (4) : 209 - 230
- WHITE, G.C. ; BURNHAM, K.P. (1999): Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals.- *Bird Study* **46** Supplement: 120-138
- WOLTERSTORFF, W. (1888): Vorläufiges Verzeichnis der Reptilien und Amphibien der Provinz Sachsen und der angrenzenden Gebiete. - *Zeitschrift f. Naturwiss.* **LXI**: 1 - 38
- WRIGHT, S. (1978): Variability within and among natural populations. – Chicago: The University of Chicago Press Vol. **4**
- YEH, F.C. ; YANG, R-C ; BOYLE, T. (1999): POPGENE version 1.31
- ZUIDERWIJK, A. ; SPARREBOOM, M. (1986): Territorial behaviour in crested newt *Triturus cristatus* and marbled newt *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). – *Bijdragen tot de Dierkunde* **56** (2): 205 - 213

Danksagung

Für die Überlassung des Themas und der ausgezeichneten Betreuung während dieses Projektes danke ich vor allem meinem Betreuer PD Dr. habil. Wolf-Rüdiger Große. Für die Möglichkeit die genetischen Untersuchungen an Mikrosatelliten im Labor durchführen zu können danke ich Herrn Prof. Robin Moritz und der gesamten AG Molekulare Ökologie in Kröllwitz. Hier sei v.a. Petra Leibe für Hilfe und Unterstützung jeglicher Art gedankt. Dr. habil. Peter Neumann danke ich für seine Gesprächsbereitschaft und die kritische Durchsicht meines Manuskriptes.

Dr. Robert Jehle und Andy Krupa von der Universität Sheffield danke ich für die Möglichkeit eines kurzen Forschungsaufenthaltes in der Universität Sheffield. Robert Jehle danke ich außerdem für seine ständige Gesprächsbereitschaft und die Korrektur meines Manuskriptes.

Weiterhin danke ich Dr. Sandra Kumm für ihre Hilfe bei der Bearbeitung der Phalangenquerschnitte für die Veröffentlichung in dieser Arbeit. Dr. Joachim Händel sei für seine Hilfe bei kleineren und größeren Computerproblemen gedankt. Ebenso allen anderen aus der AG Spez. Zoologie und Zoologische Sammlungen. Frau Leiblich möchte ich für ihre unerlässliche Hilfe bei der Literaturbeschaffung danken.

Für ihre Hilfe bei der Datensammlung und –verarbeitung und Überlassung der Daten möchte ich mich bei Eike Amthauer, Nora Nasdahl, Franziska Kraft, Marten Winter und Christiane Unger bedanken.

Bei Conny Klütsch möchte ich für ihre Gesprächsbereitschaft zum Thema Populationsgenetik und ihre Korrektur dieses Manuskriptes bedanken.

Für Informationen und Unterstützung vor Ort sei Frau Winter-Schulz (Stadtplanungsamt Merseburg), Frau Bartholome (Untere Naturschutzbehörde Merseburg) und Herrn Dr. Burkhardt Lehmann gedankt.

Für die seelisch-moralische Unterstützung während all dieser Zeit möchte ich all meinen Freunden und meiner Familie herzlichst danken.

HUG Merseburg



Bezeichnung	M1 (Aufnahme: 2004)
Lage	W-Merseburg, ehemaliger Militärflughafen
Schutzgebiet	nein
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Weiher
Stetigkeit	perennierend
Größe	ca. 1150 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	60-70 %
pH	7,4
O ₂ -Sättigung	6,48 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Typha latifolia</i> (Breitblättriger Rohrkolben)
	<i>Phragmites australis</i> (Gewöhnliches Schilf)
Vegetation Umgebung	<i>Salix spec.</i> (Weide)
	<i>Dactylus glomerata</i> (Gewöhnliches Knäuelgras)
	<i>Rosa canina</i> (Hunds-Rose)
	<i>Calamagrostis epigejos</i> (Land-Reitgras)



Bezeichnung	M2 (Aufnahme: 2001)
Lage	W-Merseburg, ehemaliger Militärflughafen
Schutzgebiet	nein
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Temporäres Kleinstgewässer
Stetigkeit	temporär
Größe	ca. 3000 m ² (Wasserfläche max. 100 m ²)
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	< 10 %
pH	7,3
O ₂ -Sättigung	6,64 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Phragmites australis</i> (Gewöhnliches Schilf)
Vegetation Umgebung	<i>Salix spec.</i> (Weide)
	<i>Prunus domestica</i> (Pflaume)
	<i>Rubus spec.</i> (Brombeere)
	<i>Rosa canina</i> (Hunds-Rose)
	<i>Poa spec.</i> (Rispengras)
	<i>Galium aparine</i> (Kletten-Labkraut)



Bezeichnung	M3 (Aufnahme: 2004)
Lage	W-Merseburg, ehemaliger Militärflughafen
Schutzgebiet	nein
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Temporäres Kleinstgewässer
Stetigkeit	temporär
Größe	ca. 200 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	< 10 %
pH	7,3
O ₂ -Sättigung	3,65 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Phragmites australis</i> (Gewöhnliches Schilf)
	<i>Typha latifolia</i> (Breitblättriger Rohrkolben)
Vegetation Umgebung	<i>Populus tremula</i> (Zitter-Pappel)
	<i>Cirsium arvense</i> (Acker-Kratzdistel)
	<i>Anthemis arvensis</i> (Acker-Hundskamille)
	<i>Arctium lappa</i> (Große Klette)
	<i>Poa spec.</i> (Rispengras)



Bezeichnung	M4 (Aufnahme: 2004)
Lage	W-Merseburg, ehemaliger Militärflughafen
Schutzgebiet	nein
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Grubengewässer/ Weiher
Stetigkeit	perennierend
Größe	ca. 4700 m
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	60 %
pH	7,4
O ₂ -Sättigung	6,04 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Phragmites australis</i> (Gewöhnliches Schilf)
Vegetation Umgebung	<i>Cerasus spec.</i> (Kirsche)
	<i>Salix spec.</i> (Weide)
	<i>Rosa canina</i> (Hunds-Rose)
	<i>Poa spec.</i> (Rispengras)

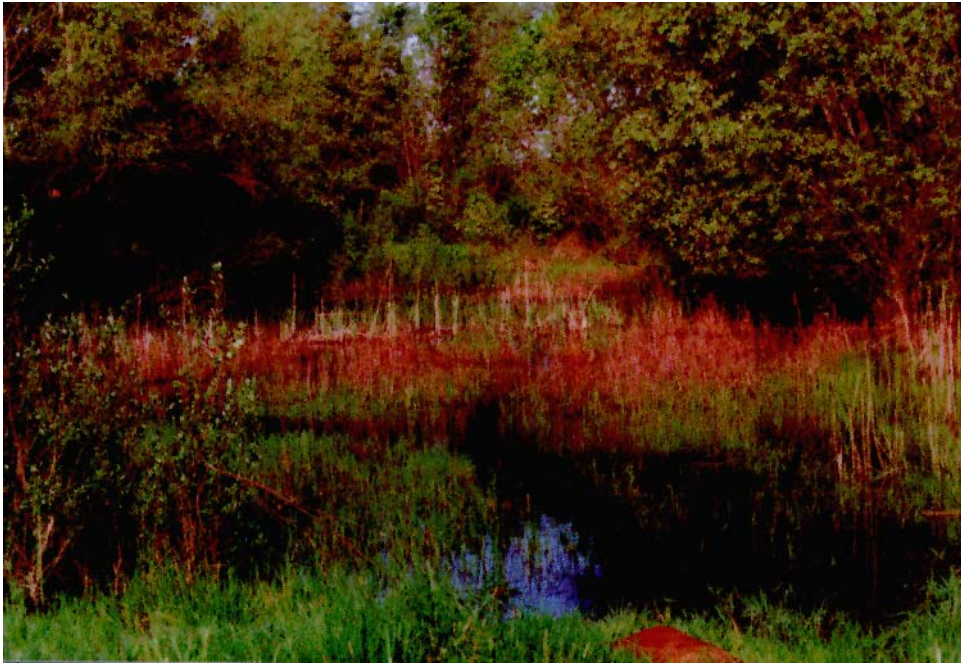


Bezeichnung	M5 (Aufnahme: 2001)
Lage	W-Merseburg, ehemaliger Militärflughafen
Schutzgebiet	nein
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Temporäres Kleinstgewässer
Stetigkeit	temporär
Größe	ca. 250 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	< 20 %
pH	7,5
O ₂ -Sättigung	7,33mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Phragmites australis</i> (Gewöhnliches Schilf)
Vegetation Umgebung	<i>Salix spec.</i> (Weide)
	<i>Rosa canina</i> (Hunds-Rose)
	<i>Poa spec.</i> (Rispengras)

UG Halle



Bezeichnung	RM (Aufnahme: 2001)
Lage	NW-Halle, ehemaliger Porphyrsteinbruch
Schutzgebiet	NSG Lunzberge
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Grubengewässer/ Tümpel
Stetigkeit	temporär
Größe	470 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	20 - 30 %
pH	7,31
O ₂ -Sättigung	8,49 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Typha latifolia</i> (Breitblättriger Rohrkolben)
	<i>Poa trivialis</i> (Gewöhnliches Rispengras)
Vegetation Umgebung	<i>Salix spec.</i> (Weide)
	<i>Ulmus minor</i> (Feld-Ulme)
	<i>Crataegus monogyna</i> (Eingrifflicher Weißdorn)
	<i>Quercus robur</i> (Stiel-Eiche)



Bezeichnung	BB (Aufnahme: 2001)
Lage	NW-Halle, ehemaliger Truppenübungplatz
Schutzgebiet	NSG Brandberge
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Temporäres Kleinstgewässer
Stetigkeit	temporär
Größe	1300 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 20 %
Freiwasser	40 %
pH	8,33
O ₂ -Sättigung	15,12 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Typha latifolia</i> (Breitblättriger Rohrkolben)
	<i>Juncus articulatus</i> (Glieder-Binse)
	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (Salz-Teichsimse)
Vegetation Umgebung	<i>Salix spec.</i> (Weide)
	<i>Populus tremula</i> (Zitter-Pappel)
	<i>Acer platanoides</i> (Spitz-Ahorn)
	<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche)



Bezeichnung	BS (Aufnahme: 2004)
Lage	ehemalige Formsandgruben Beidersee
Schutzgebiet	nein
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Grubengewässer/ Weiher
Stetigkeit	temporär
Größe	ca. 1600 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	10 - 20 %
pH	7,3
O ₂ -Sättigung	5,25 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Typha latifolia</i> (Breitblättriger Rohrkolben)
	<i>Phragmites australis</i> (Gewöhnliches Schilf)
Vegetation Umgebung	<i>Betula pendula</i> (Gewöhnliche Birke)
	<i>Salix spec.</i> (Weide)

UG Ost-Harz



Bezeichnung	DG (Aufnahme: 2004)
Lage	Degershausen (Ost-Harz)
Schutzgebiet	LSG Harz und Vorländer
Gewässertyp	Stehendes Gewässer/ Stausee
Stetigkeit	perennierend
Größe	ca. 1600 m ²
Fischbesatz	nein
Beschattung	< 10 %
Freiwasser	60-70 %
pH	7,7
O ₂ -Sättigung	5,94 mg/l
Vegetation Gewässer	<i>Typha latifolia</i> (Breitblättriger Rohrkolben)
	<i>Polygonum amphibium</i> (Wasser-Knöterich)
Vegetation Umgebung	<i>Acer pseudoplatanus</i> (Berg-Ahorn)
	<i>Alnus glutinosa</i> (Schwarz-Erle)
	<i>Betula pendula</i> (Gewöhnliche Birke)
	<i>Rubus spec.</i> (Brombeere)

Bemerkung: Die Nomenklatur der Gewässertypen entspricht denen in SCHIEMENZ & GÜNTHER (1994). Die Pflanzennamen wurden ROTHMALER (1996) entnommen. Die Bezeichnung der Schutzkategorien stammen aus LAU (1997) und LAU (2003).

Fundpunkte in den Landschaftseinheiten Sachsen-Anhalts

Großlandschaft	Landschaftseinheit	Fundpunkte
Landschaften am Südrand des Tieflandes	Westl. Altmarkplatten	46
	Östl. Altmarkplatten	62
	Altmarkheiden	29
	Ländchen im Elbe-Havel-Winkel	2
	Tangergebiet	5
	Hochfläming	0
	Burger Vorfläming	9
	Roßlau-Wittenberger Vorfläming	24
	Südliches Fläming-Hügelland	8
	Mosigkauer Heide	1
	Dübener Heide	5
	Annaburger Heide und Schwarze-Elster-Tal	1
	Perleberger Heide	1
Flusstäler und Niederungslandschaften	Werbener Elbetal	13
	Tangernünder Elbetal	10
	Dessauer Elbetal	23
	Ohrenniederung	0
	Großes Bruch und Bodeniederung	0
	Unteres Saaletal	13
	Halle-Naumburger Saaletal	8
	Helme- und Unstrutniederung	0
	Muldetal	7
	Drömling	13
	Rhin-Havel-Luch	11
	Baruther Urstromtal/Fiener Bruch	0
	Weißer-Elster-Tal	0
Fuhneniederung	0	
Ackerebenen	Zerbster Ackerland	5
	Magdeburger Börde	5
	Köthener Ackerland	7
	Hallesches Ackerland	14
	Querfurter Platte	0
	Lützen-Hohenmölsener Platte	1
	Keuperbecken südl. Eckartsberga	0

Anhang II

Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgsvorländer	Börde-Hügelland	8
	Ohre-Aller-Hügelland	15
	Nördl. Harzvorland	14
	Nordöstl. Harzvorland	3
	Östl. Harzvorland	0
	Südl. Harzvorland	9
	Helme-Unstrut-Buntsandsteinland	20
	Ilm-Saale-Muschelkalkplatten	3
	Zeitzer Buntsandsteinplateau	3
Mittelgebirge	Hochharz	0
	Mittelharz	0
	Unterharz	23
	Kyffhäuser	0
Bergbaulandschaften	Tagebauregion Gräfenheinichen	2
	Tagebauregion Bitterfeld	2
	Tagebauregion Nachterstedt/Schadeleben	0
	Tagebauregion Amsdorf	0
	Tagebauregion Halle-Ost	0
	Tagebauregion Merseburg-Ost	0
	Tagebauregion Geiseltal	0
	Tagebauregion Zeitz/Weißenfels/Höhenmölsen	10
	Tagebauregion Meuselwitz	1
	Tagebauregion Wülfersdorf	0

Verteilung der Verbreitungsschwerpunkte in Sachsen-Anhalt

VSP	FP/VSP	Großlandschaft	Landschaftseinheit	Klima
1	17	Landschaften am Südrand des Tieflandes	Westliche Altmarkplatten	mäßig trocken warm
2	12	Landschaften am Südrand des Tieflandes	Westliche Altmarkplatten	mäßig trocken warm
3	17	Flusstäler und Niederungslandschaften, Landschaften am Südrand des Tieflandes	Werbener Elbtal, Perleberger Heide, Rhin-Havel-Luch	mäßig trocken/ trocken warm
4	34	Landschaften am Südrand des Tieflandes	Östliche Altmarkplatten	mäßig trocken warm
5	21	Landschaften am Südrand des Tieflandes	Östliche Altmarkplatten	mäßig trocken/ trocken warm
6	17	Landschaften am Südrand des Tieflandes, Flusstäler und Niederungslandschaften, Ackerebenen	Altmarkheide, Tangermünder Elbtal, Magdeburger Börde, Dessauer Elbtal	trocken warm
7	22	Landschaften am Südrand des Tieflandes, Ackerebenen	Burger Vorfläming, Hochfläming, Rosslau-Wittenberger Vorfläming, Zerbster Ackerland	trocken warm/ mäßig feucht warm
8	13	Landschaften am Südrand des Tieflandes	Südliches Fläming-Hügelland, Rosslau-Wittenberger Vorfläming, Annaburger Heide und Schwarze-Elster-Tal	trocken warm
9	6	Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgs-vorländer	Nördliches Harzvorland	trocken warm
10	11	Mittelgebirge	Mittel- und Unterharz	mäßig trocken/ trocken warm
11	6	Mittelgebirge	Mittel- und Unterharz	feucht mäßig kühl
12	9	Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgs-vorländer	Mittel- und Unterharz, Helme-Unstrut-Buntsandsteinland, Östliches Harzvorland	mäßig trocken/ trocken warm
13	41	Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgs-vorländer, Flusstäler und Niederungslandschaften, Ackerebenen, Bergbaulandschaften, Stadtgebiet	Östliches Harzvorland, Unteres Saaletal, Halle-sches Ackerland, Tagebauregion Halle-Ost, Stadtgebiet Halle	trocken sehr warm
14	17	Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgs-vorländer	Helme-Unstrut-Buntsandsteinland	mäßig trocken/ trocken warm
15	8	Flusstäler und Niederungslandschaften, Hügelländer, Schichtstufen- und Mittelgebirgs-vorländer	Halle-Naumburger-Saaletal, Ilm-Saale-Muschelkalkplateau	trocken warm/ sehr warm
16	10	Bergbaulandschaften	Tagebauregion Zeitz/ Weißenfels/ Höhenmöl-sen	trocken warm/ sehr warm

FP= Fundpunkt

VSP= Verbreitungsschwerpunkt

Test auf *linkage disequilibrium* – SE= Standardabweichung

Population	Locus 1	Locus 2	P-Wert	SE
Merseburg				
M1	Tcri29	Tcri35	0.09643	0.01620
M1	Tcri29	Tcri43	0.77410	0.01832
M1	Tcri35	Tcri43	0.85357	0.02356
M1	Tcri29	Tcri46	0.68875	0.01162
M1	Tcri35	Tcri46	0.61918	0.02968
M1	Tcri43	Tcri46	0.21487	0.02181
M2	Tcri29	Tcri35	0.20133	0.01095
M2	Tcri29	Tcri43	1.00000	0.00000
M2	Tcri35	Tcri43	0.06786	0.01152
M2	Tcri29	Tcri46	0.69684	0.00519
M2	Tcri35	Tcri46	0.15182	0.01705
M2	Tcri43	Tcri46	0.39745	0.02870
M3	Tcri29	Tcri35	0.97129	0.00733
M3	Tcri29	Tcri43	0.06734	0.00512
M3	Tcri35	Tcri43	0.80317	0.03135
M3	Tcri29	Tcri46	0.90921	0.00537
M3	Tcri35	Tcri46	0.01728	0.00600
M3	Tcri43	Tcri46	0.00650	0.00351
M4	Tcri29	Tcri35	0.86020	0.00617
M4	Tcri29	Tcri43	0.83950	0.00615
M4	Tcri35	Tcri43	0.65509	0.03859
M4	Tcri29	Tcri46	0.22653	0.00752
M4	Tcri35	Tcri46	0.68734	0.03345
M4	Tcri43	Tcri46	0.26317	0.02769
M5	Tcri29	Tcri35	0.12205	0.00907
M5	Tcri29	Tcri43	0.65520	0.01991
M5	Tcri35	Tcri43	0.63229	0.03796
M5	Tcri29	Tcri46	0.58270	0.01064
M5	Tcri35	Tcri46	0.11026	0.01883
M5	Tcri43	Tcri46	0.93347	0.01340

Halle				
RM	Tcri29	Tcri35	0.63512	0.03325
RM	Tcri29	Tcri43	0.58227	0.03995
RM	Tcri35	Tcri43	0.86975	0.02732
RM	Tcri29	Tcri46	0.70807	0.03291
RM	Tcri35	Tcri46	0.22295	0.03211
RM	Tcri43	Tcri46	0.00194	0.00187
BB	Tcri29	Tcri35	0.13700	0.02412
BB	Tcri29	Tcri43	0.76745	0.02834
BB	Tcri35	Tcri43	0.85427	0.02783
BB	Tcri29	Tcri46	0.43387	0.03472
BB	Tcri35	Tcri46	1.00000	0.00000
BB	Tcri43	Tcri46	0.82143	0.02584
BS	Tcri29	Tcri35	1.00000	0.00000
BS	Tcri29	Tcri43	1.00000	0.00000
BS	Tcri35	Tcri43	1.00000	0.00000
BS	Tcri29	Tcri46	1.00000	0.00000
BS	Tcri35	Tcri46	1.00000	0.00000
BS	Tcri43	Tcri46	0.62127	0.02606
Ost-Harz				
DG	Tcri29	Tcri35	0.94665	0.01304
DG	Tcri29	Tcri43	0.71444	0.03216
DG	Tcri35	Tcri43	0.87418	0.02555
DG	Tcri29	Tcri46	0.81813	0.01510
DG	Tcri35	Tcri46	0.04006	0.01093
DG	Tcri43	Tcri46	1.00000	0.00000

Allelfrequenz der Loci pro Population - Zahl in Klammer = Stichprobe

Tcri29									
Allel	M1 (51)	M2 (6)	M3 (21)	M4 (12)	M5 (25)	RM (38)	BB (24)	BS (14)	DG (26)
1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.071	0.558
2	0.000	0.083	0.000	0.000	0.000	0.039	0.021	0.000	0.000
3	0.020	0.000	0.000	0.000	0.000	0.132	0.000	0.000	0.000
4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.167	0.000	0.077
5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.066	0.021	0.107	0.135
6	0.000	0.083	0.024	0.000	0.020	0.474	0.542	0.179	0.154
7	0.853	0.500	0.905	0.833	0.900	0.197	0.208	0.393	0.019
8	0.108	0.167	0.048	0.083	0.080	0.079	0.042	0.214	0.058
9	0.020	0.167	0.024	0.083	0.000	0.013	0.000	0.036	0.000

Tcri35									
Allel	M1 (61)	M2 (30)	M3 (58)	M4 (51)	M5 (50)	RM (41)	BB (30)	BS (25)	DG (40)
1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.024	0.017	0.000	0.000
2	0.377	0.317	0.362	0.039	0.370	0.037	0.017	0.060	0.013
3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.220	0.183	0.060	0.038
4	0.156	0.283	0.043	0.147	0.050	0.256	0.200	0.140	0.000
5	0.008	0.000	0.017	0.010	0.000	0.061	0.133	0.180	0.075
6	0.107	0.033	0.147	0.363	0.220	0.024	0.017	0.080	0.050
7	0.098	0.050	0.078	0.167	0.020	0.024	0.067	0.160	0.050
8	0.180	0.217	0.224	0.157	0.230	0.293	0.300	0.240	0.263
9	0.057	0.100	0.112	0.108	0.080	0.000	0.000	0.020	0.388
10	0.008	0.000	0.017	0.010	0.030	0.012	0.000	0.020	0.038
11	0.008	0.000	0.000	0.000	0.000	0.049	0.067	0.040	0.088

Tcri43									
Allel	M1 (61)	M2 (30)	M3 (54)	M4 (47)	M5 (43)	RM (37)	BB (30)	BS (20)	DG (33)
1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.014	0.000	0.000	0.000
2	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.176	0.067	0.175	0.000
3	0.000	0.033	0.000	0.000	0.012	0.176	0.267	0.050	0.000
4	0.000	0.000	0.000	0.011	0.012	0.108	0.000	0.150	0.182
5	0.008	0.000	0.000	0.011	0.000	0.054	0.000	0.025	0.167
6	0.230	0.200	0.222	0.191	0.174	0.041	0.200	0.025	0.091
7	0.000	0.017	0.028	0.106	0.023	0.162	0.233	0.075	0.061
8	0.057	0.017	0.037	0.053	0.000	0.176	0.150	0.300	0.076
9	0.549	0.650	0.537	0.394	0.628	0.041	0.000	0.100	0.136
10	0.016	0.017	0.019	0.011	0.000	0.014	0.033	0.050	0.091

Anhang V

11	0.000	0.017	0.000	0.000	0.035	0.014	0.033	0.025	0.121
12	0.107	0.033	0.148	0.202	0.093	0.000	0.017	0.025	0.076
13	0.033	0.017	0.009	0.000	0.012	0.014	0.000	0.000	0.000
14	0.000	0.000	0.000	0.000	0.012	0.014	0.000	0.000	0.000

Tcri46

Allel	M1 (57)	M2 (29)	M3 (51)	M4 (52)	M5 (50)	RM (32)	BB (29)	BS (22)	DG (31)
1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.017	0.000	0.000
2	0.000	0.000	0.020	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
3	0.000	0.000	0.000	0.010	0.020	0.156	0.276	0.159	0.000
4	0.377	0.276	0.422	0.558	0.580	0.063	0.017	0.023	0.290
5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.031	0.000	0.000	0.065
6	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.016
7	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.063	0.000	0.091	0.000
8	0.044	0.000	0.088	0.010	0.020	0.141	0.207	0.023	0.032
9	0.518	0.638	0.324	0.317	0.270	0.359	0.241	0.477	0.371
10	0.018	0.034	0.010	0.038	0.030	0.125	0.086	0.136	0.226
11	0.044	0.052	0.137	0.067	0.080	0.063	0.155	0.000	0.000
12	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.068	0.000
13	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.023	0.000

Genetische Differenzierung (Allelverteilung) pro Populationspaar und Locus

Locus	Population 1	Population 2	P-Wert	SE
Tcri29	RM	BB	0.00050	0.00027
Tcri29	RM	M1	0.00000	0.00000
Tcri29	RM	M2	0.00387	0.00067
Tcri29	RM	M3	0.00000	0.00000
Tcri29	RM	M4	0.00000	0.00000
Tcri29	RM	M5	0.00000	0.00000
Tcri29	RM	BS	0.00094	0.00032
Tcri29	RM	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	BB	M1	0.00000	0.00000
Tcri29	BB	M2	0.00022	0.00018
Tcri29	BB	M3	0.00000	0.00000
Tcri29	BB	M4	0.00000	0.00000
Tcri29	BB	M5	0.00000	0.00000
Tcri29	BB	BS	0.00000	0.00000
Tcri29	BB	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	M1	M2	0.00185	0.00056
Tcri29	M1	M3	0.37468	0.00628
Tcri29	M1	M4	0.37262	0.00468
Tcri29	M1	M5	0.45040	0.00638
Tcri29	M1	BS	0.00000	0.00000
Tcri29	M1	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	M2	M3	0.00867	0.00102
Tcri29	M2	M4	0.09261	0.00337
Tcri29	M2	M5	0.00191	0.00054
Tcri29	M2	BS	0.39941	0.00612
Tcri29	M2	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	M3	M4	0.56142	0.00500
Tcri29	M3	M5	0.76139	0.00298
Tcri29	M3	BS	0.00000	0.00000
Tcri29	M3	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	M4	M5	0.22686	0.00410
Tcri29	M4	BS	0.00407	0.00085
Tcri29	M4	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	M5	BS	0.00004	0.00004
Tcri29	M5	DG	0.00000	0.00000
Tcri29	BS	DG	0.00000	0.00000

Anhang VI

Locus	Population 1	Population 2	P-Wert	SE
Tcri35	RM	BB	0.79580	0.00717
Tcri35	RM	M1	0.00000	0.00000
Tcri35	RM	M2	0.00000	0.00000
Tcri35	RM	M3	0.00000	0.00000
Tcri35	RM	M4	0.00000	0.00000
Tcri35	RM	M5	0.00000	0.00000
Tcri35	RM	BS	0.00278	0.00072
Tcri35	RM	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	BB	M1	0.00000	0.00000
Tcri35	BB	M2	0.00000	0.00000
Tcri35	BB	M3	0.00000	0.00000
Tcri35	BB	M4	0.00000	0.00000
Tcri35	BB	M5	0.00000	0.00000
Tcri35	BB	BS	0.13707	0.00786
Tcri35	BB	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	M1	M2	0.20560	0.00936
Tcri35	M1	M3	0.06837	0.00555
Tcri35	M1	M4	0.00000	0.00000
Tcri35	M1	M5	0.00535	0.00168
Tcri35	M1	BS	0.00000	0.00000
Tcri35	M1	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	M2	M3	0.00011	0.00005
Tcri35	M2	M4	0.00000	0.00000
Tcri35	M2	M5	0.00007	0.00007
Tcri35	M2	BS	0.00000	0.00000
Tcri35	M2	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	M3	M4	0.00000	0.00000
Tcri35	M3	M5	0.37192	0.01146
Tcri35	M3	BS	0.00000	0.00000
Tcri35	M3	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	M4	M5	0.00000	0.00000
Tcri35	M4	BS	0.00000	0.00000
Tcri35	M4	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	M5	BS	0.00000	0.00000
Tcri35	M5	DG	0.00000	0.00000
Tcri35	BS	DG	0.00000	0.00000

Anhang VI

Locus	Population 1	Population 2	P-Wert	SE
Tcri43	RM	BB	0.00049	0.00031
Tcri43	RM	M1	0.00000	0.00000
Tcri43	RM	M2	0.00000	0.00000
Tcri43	RM	M3	0.00000	0.00000
Tcri43	RM	M4	0.00000	0.00000
Tcri43	RM	M5	0.00000	0.00000
Tcri43	RM	BS	0.30252	0.00998
Tcri43	RM	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	BB	M1	0.00000	0.00000
Tcri43	BB	M2	0.00000	0.00000
Tcri43	BB	M3	0.00000	0.00000
Tcri43	BB	M4	0.00000	0.00000
Tcri43	BB	M5	0.00000	0.00000
Tcri43	BB	BS	0.00002	0.00002
Tcri43	BB	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	M1	M2	0.10724	0.00812
Tcri43	M1	M3	0.47212	0.01064
Tcri43	M1	M4	0.00015	0.00014
Tcri43	M1	M5	0.00922	0.00204
Tcri43	M1	BS	0.00000	0.00000
Tcri43	M1	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	M2	M3	0.10426	0.00689
Tcri43	M2	M4	0.00035	0.00031
Tcri43	M2	M5	0.75024	0.00847
Tcri43	M2	BS	0.00000	0.00000
Tcri43	M2	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	M3	M4	0.07113	0.00644
Tcri43	M3	M5	0.08283	0.00626
Tcri43	M3	BS	0.00000	0.00000
Tcri43	M3	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	M4	M5	0.00030	0.00030
Tcri43	M4	BS	0.00000	0.00000
Tcri43	M4	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	M5	BS	0.00000	0.00000
Tcri43	M5	DG	0.00000	0.00000
Tcri43	BS	DG	0.00006	0.00003

Anhang VI

Locus	Population 1	Population 2	P-Wert	SE
Tcri46	RM	BB	0.04459	0.00359
Tcri46	RM	M1	0.00000	0.00000
Tcri46	RM	M2	0.00000	0.00000
Tcri46	RM	M3	0.00000	0.00000
Tcri46	RM	M4	0.00000	0.00000
Tcri46	RM	M5	0.00000	0.00000
Tcri46	RM	BS	0.06232	0.00434
Tcri46	RM	DG	0.00000	0.00000
Tcri46	BB	M1	0.00000	0.00000
Tcri46	BB	M2	0.00000	0.00000
Tcri46	BB	M3	0.00000	0.00000
Tcri46	BB	M4	0.00000	0.00000
Tcri46	BB	M5	0.00000	0.00000
Tcri46	BB	BS	0.00004	0.00004
Tcri46	BB	DG	0.00000	0.00000
Tcri46	M1	M2	0.24997	0.00682
Tcri46	M1	M3	0.00856	0.00127
Tcri46	M1	M4	0.00778	0.00158
Tcri46	M1	M5	0.00138	0.00037
Tcri46	M1	BS	0.00000	0.00000
Tcri46	M1	DG	0.00000	0.00000
Tcri46	M2	M3	0.00015	0.00008
Tcri46	M2	M4	0.00101	0.00044
Tcri46	M2	M5	0.00012	0.00009
Tcri46	M2	BS	0.00000	0.00000
Tcri46	M2	DG	0.00017	0.00011
Tcri46	M3	M4	0.00820	0.00150
Tcri46	M3	M5	0.02083	0.00249
Tcri46	M3	BS	0.00000	0.00000
Tcri46	M3	DG	0.00000	0.00000
Tcri46	M4	M5	0.93371	0.00274
Tcri46	M4	BS	0.00000	0.00000
Tcri46	M4	DG	0.00000	0.00000
Tcri46	M5	BS	0.00000	0.00000
Tcri46	M5	DG	0.00000	0.00000
Tcri46	BS	DG	0.00000	0.00000

Halle (Saale), den

Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich für meine Promotion keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe und dass die inhaltlich und wörtlich aus anderen Werken entnommenen Stellen und Zitate als solche gekennzeichnet sind.

Susanne Meyer

Lebenslauf

Persönliche Daten

- Name: Susanne Meyer
- Geburtsdatum: 05.01.1978
- Geburtsort: Lauchhammer
- Wohnanschrift: Hasenheide 54, 10967 Berlin

Ausbildung

- 1984 – 1991 Oberschule Altreetz
- 1991 – 1993 Bertolt-Brecht-Gymnasium Bad Freienwalde
- 1993 – 1996 Gymnasium mit allgemeinem und sprachlichen Zweig Malchin
- 1996 Abitur
- 1996 – 2002 Studium der Biologie (Diplom) an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Februar 2002 Verteidigung der Diplomarbeit
Thema: Vorkommen und Bestandssituation des Kammmolches (*Triturus cristatus*, LAURENTI 1768) im Stadtgebiet Halle (Saale)
- seit Mai 2002 Promotion am Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Thema: Untersuchung zur Überlebensstrategie der Kammmolchpopulationen (*Triturus cristatus*, LAURENTI 1768) in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts

Halle (Saale), den

Susanne Meyer