



universität  
wien

# DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Reproduktionsstrategien von *Bufo bufo* L. in stehenden und  
fließenden Gewässern im Einzugsgebiet des Kajabachs

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Verfasserin:	Barbara Scheckenhofer
Matrikel-Nummer:	0200337
Studienrichtung (lt. Studienblatt):	Ökologie (A 444)
Betreuer:	Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer

Wien, am 12. Oktober 2008

## **Dank**

Mein besonderer Dank gilt Frau Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl und Herrn Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer, die mich meine gesamte Diplomarbeit hindurch ausgesprochen engagiert betreut haben. Ohne ihre tatkräftige Unterstützung von Beginn an und ihr unentwegtes, geduldiges Lektorieren wäre meine Arbeit niemals eine wissenschaftliche Arbeit geworden.

Ich möchte mich auch ganz besonders bei Frau Mag. Claudia Wurth bedanken, die es ob ihrer Stellung in der Verwaltung des Nationalparks Thayatal überhaupt erst ermöglichte, dass diese Arbeit zustande kam. Denn sie holte vom Besitzer des Wolfsteiches eine Genehmigung für mich ein, damit ich dort meine Forschung betreiben durfte. Sie ermöglichte auch eine finanzielle Unterstützung dieser Forschungsarbeit.

Auch meinen Eltern Brigitte und Wolfgang Scheckenhofer gebührt mein Dank dafür, dass sie mich während der gesamten Arbeit finanziell unterstützten, da es mir sonst nicht möglich gewesen wäre, soviel Zeit im Thayatal zu verbringen, um Daten aufzunehmen. Sie stellten mir auch für den gesamten Zeitraum der Datenaufnahme das dringend benötigte Auto zur Verfügung.

Nicht zuletzt möchte ich Gerald Birnbaumer und seinen Eltern Anna und Friedrich Birnbaumer besonders herzlich danken, die mich in den letzten Zügen meiner Arbeit unterstützten, indem sie mir Zeit und Raum gaben, um zu arbeiten, und dabei für die nötige Verpflegung sorgten. Besonders Gerald gab mir den Ansporn dazu, endlich zu einem Ende der Arbeit zu finden.

# Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung.....	5
2 Untersuchungsgebiet.....	7
2.1 Lage .....	7
2.2 Geologie.....	8
2.3 Klima und Vegetation.....	8
2.4 Der Nationalpark Thayatal.....	10
2.5 Untersuchungsgewässer.....	12
2.5.1 Der Wolfsteich.....	12
2.5.2 Der Kajabach .....	18
2.6 Abiotische Parameter.....	37
2.6.1 Temperatur und Pegel.....	37
2.6.2 Chemische Parameter .....	39
3 Material und Methoden.....	41
3.1 Abiotische Faktoren.....	41
3.2 Laich .....	42
3.3 Larven .....	44
4 Ergebnisse.....	45
4.1 Laich .....	45
4.1.1 Ablachen.....	45
4.1.2 Schlüpfen .....	67
4.2 Larven .....	73
4.2.1 Morphologie.....	73
4.2.2 Dispersion .....	86
4.2.3 Larven und Strömung .....	89
5 Diskussion.....	94
5.1 Laich .....	94
5.1.1 Ablachen.....	94
5.1.2 Schlüpfen .....	99
5.2 Larven .....	102
5.2.1 Morphologie.....	102
5.2.2 Dispersion .....	108
5.2.3 Larven und Strömung .....	110

5.3 Gewinn oder Verlust für die Population durch Laichen in Bächen- Meta- Populationstheorien .....	111
6 Zusammenfassung .....	114
7 Literatur .....	116
8 Lebenslauf.....	124
9 Anhänge als Daten-CD im Buchdeckel:	
9.1 Abiotik	
9.1.1 Temperatur und Pegel	
9.2 Phänologie	
9.2.1 Krötenzählung	
9.2.2 Laich vs. Entfernung Wolfsteich	
9.3 Biometrie	
9.3.1 Biometrische Daten der Larven	

# 1 Einleitung

Erdkröten gelten als standorttreue Explosivlaicher (WELLS, 1977), deren Populationen im Frühjahr immer zur selben Zeit (FRAZER, 1953 & 1966; MOORE, 1954; SMITH, 1954; HEUSSER 1968a) dieselben Gewässer zur Laichablage aufsuchen (z.B. SAVAGE, 1934; JUNGFER, 1943, 1951 & 1954; HEUSSER, 1960 & 1969; HEUSSER & OTT, 1968). Als Laichgewässer der Erdkröte sind hauptsächlich dauerhafte, vegetationsreiche Gewässer wie z. B. größere und tiefe Weiher, die Randbereiche von Seen, aber auch Altarme von Flussauen und Intensiv-Fischteiche bekannt (z.B. NÖLLERT & NÖLLERT, 1992; BEINLICH et al., 1992; BAUER, 1995; DALBECK et al., 1997; CABELA et al., 1997; WÜBBENHORST & LINDEINER, 1998).

Seltener in der Literatur beschrieben ist hingegen die Tatsache, dass Erdkröten auch in Fließgewässern, wie z. B. schnell fließenden Bächen oder langsam fließenden Altarmen ablaichen (BESHKOV et al. 1986; ASSMANN, 1991; WIESBAUER, 1991; NÖLLERT & NÖLLERT, 1992; KUHN, 1992, 1993, 2001 & 2006; UTHLEB, 1998; WARINGER-LÖSCHENKOHL et al., 2001; WARINGER-LÖSCHENKOHL, 2007). Diese Arbeit soll dazu beitragen, den Kenntnisstand über die Entwicklung von Erdkröten in Fließgewässern zu erweitern.

In Fließgewässern sind sowohl die adulten Tiere als auch die Laichschnüre und Larven mit einer in Stillgewässern nicht vorhandenen ökologischen Komponente konfrontiert; mit der Strömung. Diese hat positive Effekte, wie etwa den Transport von Ressourcen zu den Organismen und den Abtransport von Stoffwechselendprodukten, aber auch negative Effekte wie die Gefahr des Eintretens in die Drift (ALLAN, 1995).

Diese Arbeit behandelt primär den direkten Vergleich zwischen zwei Laichgewässern der Erdkröte, einem Stillgewässer und einem Bach, die miteinander vernetzt sind: dem Wolfsteich und dessen Ausrinn, dem Kajabach im Nationalpark Thayatal (Niederösterreich). Untersucht wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Strömungsbedingungen auf das Ablauchverhalten der adulten Tiere und auf die Embryonal- und Larvalentwicklung der Jungtiere bis hin zur Metamorphose.

Weiters wurden Daten zur Art der bevorzugten Laichschnurbefestigung, zur Dauer der Embryonalentwicklung und zum Schlüpfertag erhoben, wobei Larven des Wolfsteiches sowie des Kajabaches biometrisch untersucht wurden.

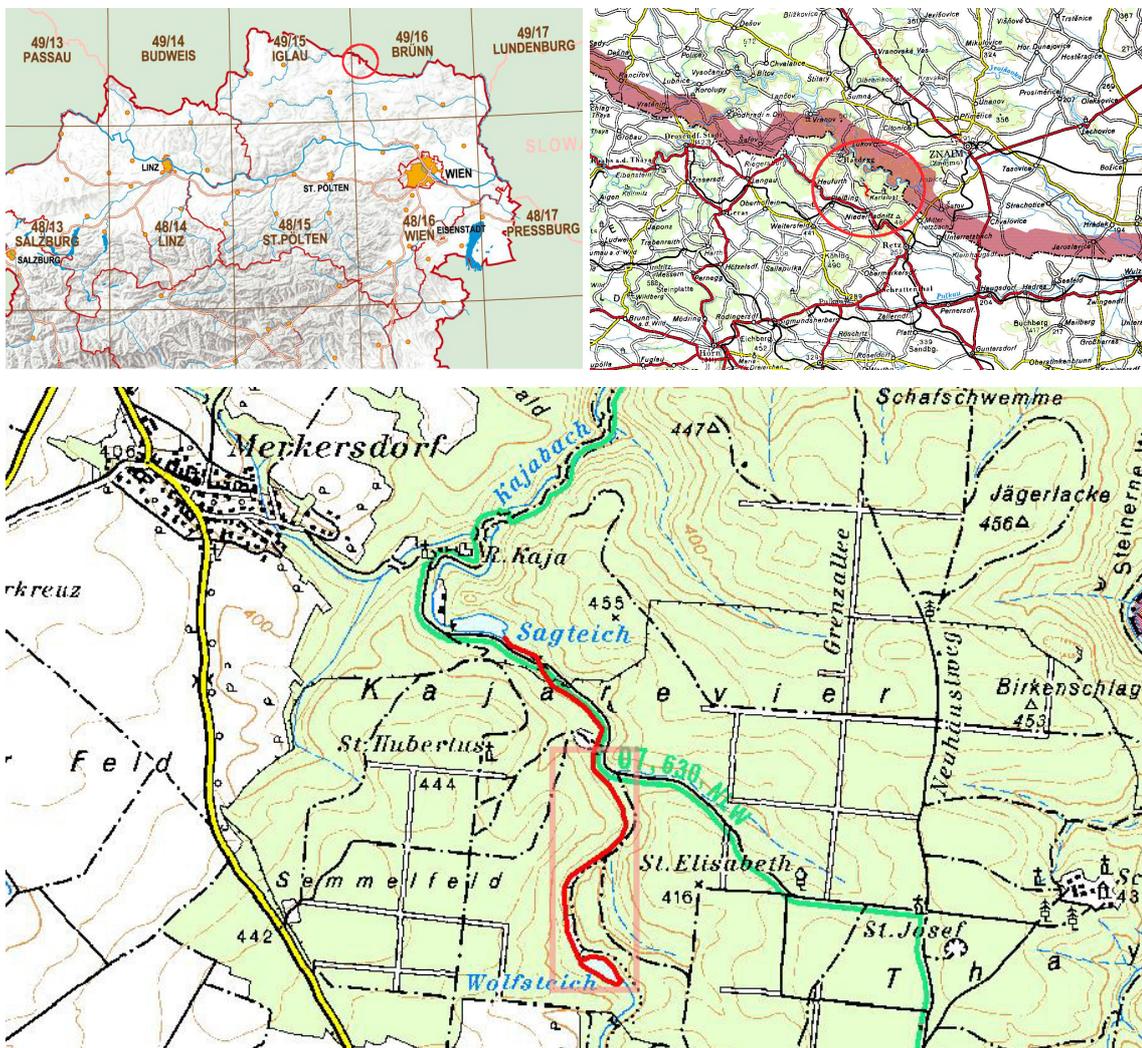
Dabei wurde besonders der Frage nachgegangen, ob der Aufenthalt im Fließgewässer im Vergleich zur Teichpopulation Einfluss auf die Entwicklungsgeschwindigkeit, die Merkmalsdifferenzierung und den Entwicklungszustand (Größe und Gewicht, Entwicklungsstadium nach GOSNER (1960)) bei der Metamorphose hat.

Aber auch die Dispersion der Larven im Längsverlauf des Fließgewässers, das Verhalten in strömungsexponierten Bereichen des Baches und mögliche Anpassungen an die Strömung in Körperproportionen und Verhalten der Larven wurden untersucht.

## 2 Untersuchungsgebiet

### 2.1 Lage

Beim untersuchten Gebiet handelt es sich um einen 1,5 km langen Abschnitt des Kajabaches und ein aufgestautes stehendes Gewässer, den Wolfsteich, der als Fischteich genutzt und vom Kajabach durchflossen wird. Der Kajabach ist ein Zubringer der Thaya und durchfließt den Nationalpark Thayatal (Niederösterreich, nordöstliches Waldviertel) in einem tief eingegrabenen Flussbett. Das Untersuchungsgebiet liegt direkt an der Grenze zum Nationalpark Thayatal und befindet sich gegenwärtig in Privatbesitz. Es liegt auf einer Seehöhe von 390 bis 380 m (Abb. 1).



**Abb. 1:** Übersichts- und Detailkarten des Untersuchungsgebietes in den Maßstäben 1 : 1,5 Millionen (oben links), 1 : 500 000 (oben rechts) und 1 : 50 000 (Mitte unten). Die untersuchten Gewässerabschnitte sind rot markiert; das tatsächliche Laichgebiet der Erdkröte im Untersuchungsgebiet ist hellrot umrandet. Kartenvorlage: BUNDESAMT FÜR EICH- UND VERMESSUNGSWESEN WIEN, 1999, ÖK-Ost.

Das untersuchte Gebiet erstreckt sich bachaufwärts von der Einmündung des Kajabaches in den Sagteich (15° 53' 29" O, 48° 49' 27" N) bis zur Einmündung des Kajabaches in den Wolfsteich (15° 53' 52" O, 48° 48' 43" N).

## 2.2 Geologie

Das Durchbruchtal Thayatal entstand vor etwa 5 bis 1,5 Millionen Jahren durch eine tektonische Hebung von Teilen der Böhmisches Masse, als sich die Thaya bis zu 150 m tief ins Urgestein einschneid und tiefe Talmäander formte. Der heutige Verlauf der Fließgewässer ist auf die unterschiedliche Härte der Gesteine und auf tektonische Störungszonen zurückzuführen.

Neben sauren Gesteinen wie Thaya-Granit, Weitersfelder Stengelgneis, Bittescher Gneis oder Quarzite, die typischerweise das Waldviertel prägen, kommen auch basische Gesteine wie Kalksilikate und Marmore vor. Glimmerschiefer ist hier ebenfalls zu finden. Die Geologie und Geomorphologie des Thayatals ist Basis für eine hohe Lebensraum- und Artenbiodiversität, wozu auch die Lage an einer Klimagrenze beiträgt (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 2006).

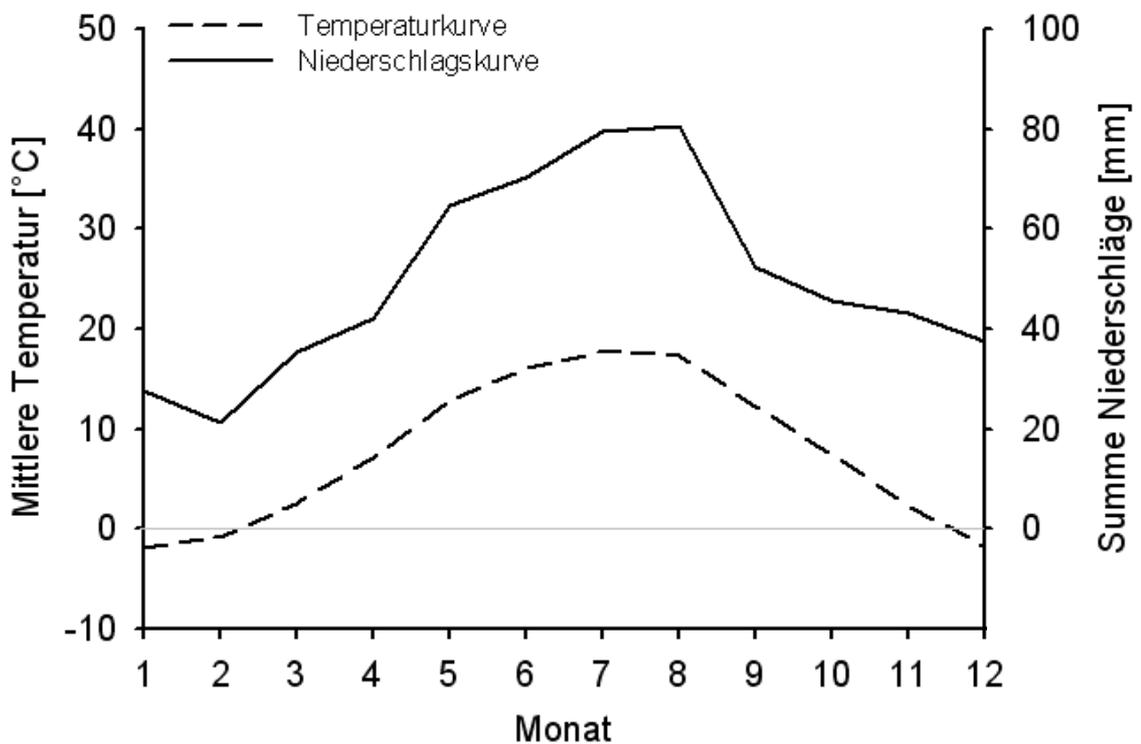
## 2.3 Klima und Vegetation

Das Klima im Thayatal wird durch das von Osten einwirkende heiße und trockene pannonische Klima geprägt, sowie vor allem in den Hochlagen durch das von Westen wirkende kühlere und feuchtere mitteleuropäische Klima.

Im Untersuchungsgebiet herrscht ein weitgehend gemäßigtes Klima vor (Abb. 2), mit Temperatur-Maxima im Juni bis August und Minima im November bis Februar.

Der meiste Niederschlag geht im Juli und im August nieder, die warme und feuchte Monate sind. Schneefall ist von Ende November bis Anfang März zu erwarten.

Im Untersuchungsjahr (2007) folgte auf einen ungewöhnlich milden Winter mit spätem Schneefall ein sehr trockener Frühling, der in Folge niedrige Wasserstände verursachte. Es konnte beobachtet werden, dass Wagenspuren und Vernässungsstellen im Untersuchungsgebiet, in denen Amphibienlaich (*Rana temporaria*) zu finden war, noch vor Metamorphose der Larven vollständig austrockneten. Es waren dies Gewässer, in denen bereits im Jahr zuvor Amphibienlaich kartiert wurde (WARINGER-LÖSCHENKOHL, 2007).



**Abb. 2:** Walter' sches Klimadiagramm der Klimamessstelle „Riegersburg Fugnitzbach“, repräsentativ für das Untersuchungsgebiet. Herangezogen wurden hierzu langjährige Mittel von 1991 bis 2005 (HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 2006, Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Monatsmittel der Lufttemperaturen und Monatssummen der Niederschläge der Jahre 1991 bis 2005 (HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH, 2006).

Monat	Mittlere Temp. [°C]	Niederschlagssumme [mm]
Jänner	-1,9	27,8
Februar	-0,8	21,3
März	2,6	35,4
April	7,2	42,3
Mai	12,8	64,6
Juni	16,1	70,4
Juli	17,8	79,4
August	17,4	80,6
September	12,3	52,4
Oktober	7,5	45,7
November	2,4	43,0
Dezember	-1,7	37,7

**Temperatur Jahresmittel: 7,6 °C**

**Niederschlagssumme Jahr: 600,6 mm**

Entsprechend dem oben erwähnten Klimagradienten wird das östliche Gebiet des Thayatales von Eichenwäldern (*Quercus* sp.) dominiert, die fast zur Gänze über saurem

Granit liegen. Im westlichen Bereich dominieren Buchenwälder (*Fagus sylvatica*) über Kalk und Granit. Nadelbaumarten spielen natürlicherweise bloß eine untergeordnete Rolle: Es kommen Rotföhre (*Pinus sylvestris*) auf Felsstandorten, Tanne (*Abies alba*), Eibe (*Taxus baccata*) und Wacholder (*Juniperus communis*) in der Region vor. Durch forstwirtschaftliche Nutzung wurden etwa 20 % der Wälder mit standortfremden Gehölzen wie der Fichte (*Picea abies*) bestockt.

Auf felsigen Oberhängen und über Schutthalden wird der Wald durch primäre Substratsteppen ersetzt, wobei die unterschiedlichsten Vegetationstypen aufzufinden sind: Sukkulente reiche Felsfluren, Zwergstrauchbestände, Spalierstrauchteppiche, geschlossene Rasensteppen oder Waldsteppenkomplexe. Neben diesen natürlich waldfreien Trockenstandorten gibt es auch durch Beweidung entstandene waldfreie Standorte, die nun teilweise verbuschen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 2006).

Die beobachtete Vegetation im unmittelbaren Untersuchungsgebiet setzt sich vor allem aus Fichte (*Picea abies*, forstwirtschaftliche Bestände), Erle (*Alnus glutinosa*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Buche (*Fagus sylvatica*), Ahorn (*Acer* spp.), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Hasel (*Corylus avellana*) zusammen, die bis auf die Fichte der natürlichen Vegetation, dem gewässernahen Standort und dem Klima entsprechen.

## **2.4 Der Nationalpark Thayatal**

Der Nationalpark Thayatal existiert seit dem Jahr 2000 und umfasst eine Fläche von 1330 Hektar des Thayatales bei Hardegg. Die Thaya bildet dort auf einer Länge von 26 km die Staatsgrenze zu Tschechien. Der Nationalpark ist grenzüberschreitend, denn am nördlichen Ufer des Flusses existiert in Tschechien seit 1991 der 6300 Hektar große Národní park Podyjí.

Eines der Wahrzeichen des Nationalparks Thayatal, der Umlaufberg, entstand durch die Hebung der Böhmisches Masse und den in Folge durch die Thaya verursachten, tiefen Talmäandern. Die Thaya umfließt dort fast zur Gänze den 1,25 km langen Berg, der an seiner Engstelle, dem sogenannten Überstieg, nur etwa 100 m breit ist. Den bedeutendsten Seitenbach der Thaya stellt die Fugnitz- ein im Unterlauf weitgehend naturbelassener Urgesteinsbach- dar. Neben ihr ist auch der Schluchtwald des Kajabaches ein wichtiger Bestandteil des Tales.

Die Fläche des Nationalparks Thayatal ist zu 90 % mit Wald bedeckt, der aufgrund der Grenzlage und der Unzugänglichkeit des Tales von forstlichen

Umwandlungsmaßnahmen weitgehend verschont blieb. Jene Waldflächen, die früher mit Fichten und anderen standortfremden Gehölzen aufgeforstet wurden, werden in einem aktuell laufenden Nationalpark-Projekt renaturiert.

Die Wiesen des Nationalparks, hauptsächlich artenreiche Magerwiesen, sind größtenteils ausgewiesene Managementzonen, die durch regelmäßige Mahd vor dem Zuwachsen bewahrt werden. In unzugänglichen Abschnitten des Thayatal befinden sich allerdings Wiesenbrachen in unterschiedlichen Sukzessionsstadien, bei denen wegen des unwegsamen Geländes kein Management vorgesehen ist.

Im tschechischen Vranov existiert seit 1933 ein Staukraftwerk, welches die Hydrologie der Thaya massiv beeinflusst und damit eines der größten ökologischen Probleme des Nationalparks verursacht. Für die Stromerzeugung wird zwei- bis dreimal am Tag ein Schwall Wasser abgelassen, wobei die Wasserhöhe um bis zu 90 cm und der Durchfluss im Mittel von  $1 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$  auf  $32,7 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$  steigt. Durch das Ablassen von kälterem Tiefenwasser veränderte sich das Temperaturregime, was an der örtlichen Fischfauna deutlich wird: Vor dem Bau des Kraftwerks entsprach die Fischfaunenassoziation einer Barbenregion, heute entspricht sie einer unteren Forellenregion im Übergang zur Äschenregion. Die kraftwerklich bedingte Veränderung des Substrates im Fluss hat daneben auch negative Auswirkungen auf den Laicherfolg der verbliebenen Fischarten (SPINDLER, 2000; FISCHER & PAAR, 1992; BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 2006; WWW.NP-THAYATAL.AT, 2007).

Das Amphibienvorkommen im Nationalpark Thayatal ist sehr divers und konzentriert sich an Zubringern der Thaya und deren Altarmen, Bächen und Fischteichen der umgebenden Wirtschaftswälder bzw. Agrarlandschaften, die Pufferzonen zum Nationalpark darstellen.

Häufig vorkommende Arten sind Grasfrosch (*Rana temporaria*), Springfrosch (*Rana dalmatina*), Erdkröte (*Bufo bufo*), Teichmolch (*Lissotriton (=Triturus) vulgaris*), Laubfrosch (*Hyla arborea*), Rotbauchunke (*Bombina bombina*) und Feuersalamander (*Salamandra salamandra*). Seltener anzutreffende Arten sind Kammmolch (*Triturus cristatus ssp.*), Teichfrosch (*Pelophylax (=Rana) esculenta*) und Wechselkröte (*Pseudepidalea (=Bufo) viridis*).

Das größte Erdkrötenlaichgewässer des Nationalparks war Kartierungen in den Jahren 2006 und 2007 zufolge stets der Wolfsteich (Populationsdichten von 1200 und 2300 Tieren) (WARINGER-LÖSCHENKOHL, 2007).

## 2.5 Untersuchungsgewässer

Im folgenden werden der Wolfsteich sowie jene Gewässerabschnitte des Kajabaches, die für den weiteren Verlauf der Untersuchung bedeutsam waren, charakterisiert.

### 2.5.1 Der Wolfsteich

Der Wolfsteich ist ein durch Aufstau entstandenes Gewässer, das vom Kajabach durchflossen wird. Er weist eine Uferlänge von etwa 161 m auf, die Tiefe ist sehr gering (die Maximaltiefe beträgt 1,5 m). Der Untergrund ist schlammig und im Sommer stark von Unterwasservegetation bewachsen, die bis an die Oberfläche reicht.

Im Gewässer konnten regelmäßig Karpfen (*Cyprinus carpio*) sowie Fischotter (*Lutra lutra*) beobachtet werden; weiters fanden sich zahlreiche Fraßspuren (Extremitäten und Haut von Erdkröten) sowie Fährten des Fischotters. Neben Erdkröten konnten an Amphibien auch regelmäßig Grasfrösche (*Rana temporaria*) beobachtet werden, und sehr spärlich waren Laichballen des Springfrosches (*Rana dalmatina*) im Wolfsteich zu finden, wengleich auch keine adulten Tiere gesichtet wurden.

Der Wolfsteich wurde für die Kartierung in vier Uferabschnitte unterteilt (Abb. 3), die folgende Charakteristika aufweisen:

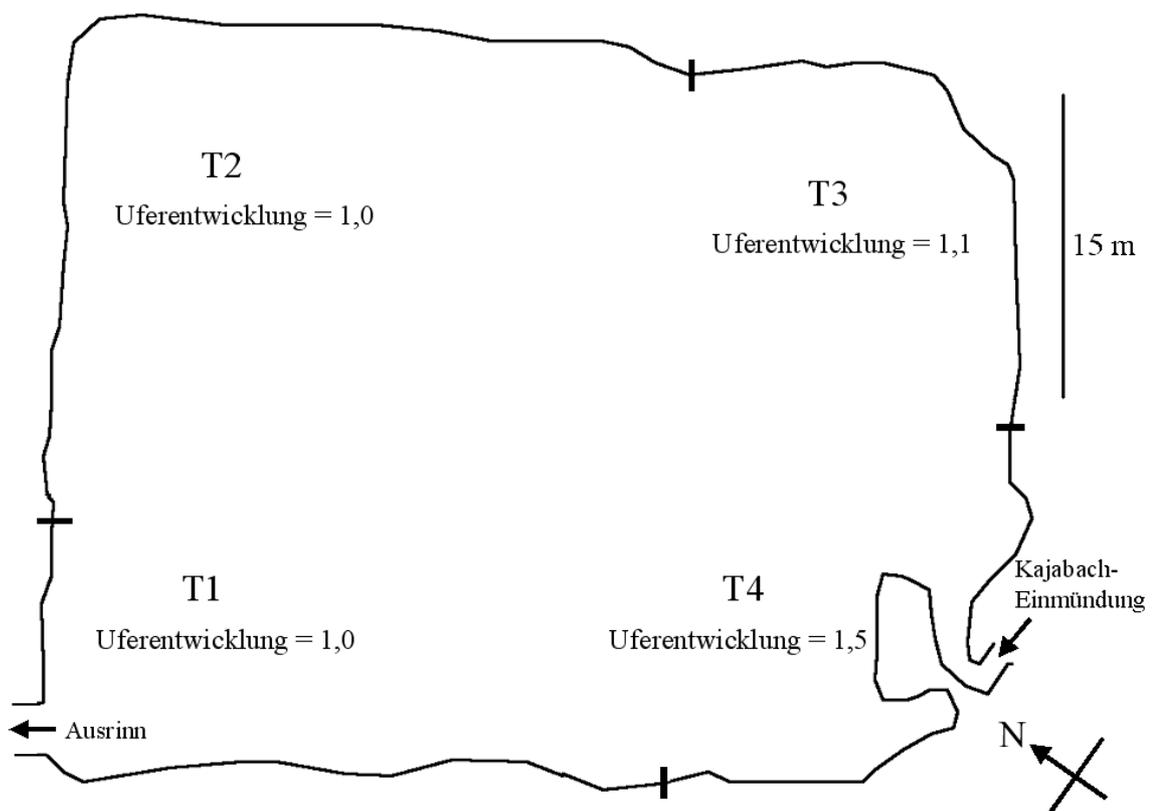


Abb. 3: Die vier untersuchten Abschnitte des Wolfsteiches mit Angabe der Uferentwicklung.

## **Abschnitt T1**

Es handelt sich bei Abschnitt T1 um das nord- und südwestliche Ufer des Wolfsteiches. Die Gesamtuferlänge beträgt hier 40 m, und das Ufer fällt von knapp oberhalb der Wasseranschlagslinie bis zum Gewässergrund nahezu senkrecht ab. Besonnung des Ufers ist lediglich am späteren Nachmittag gegeben, Vormittags liegt durch die dichte Vegetation Beschattung vor.

Am nordwestlichen Ufer, das von Steinen befestigt ist, befinden sich die beiden Ausrinne, wobei der Hauptausrinn permanent Wasser führt, während der schmale Überlauf (ein Rohr) bei geringen Wasserständen trocken fällt.



**Abb. 4:** Abschnitt T1 Anfang April 2007. Blick nach Südwesten.

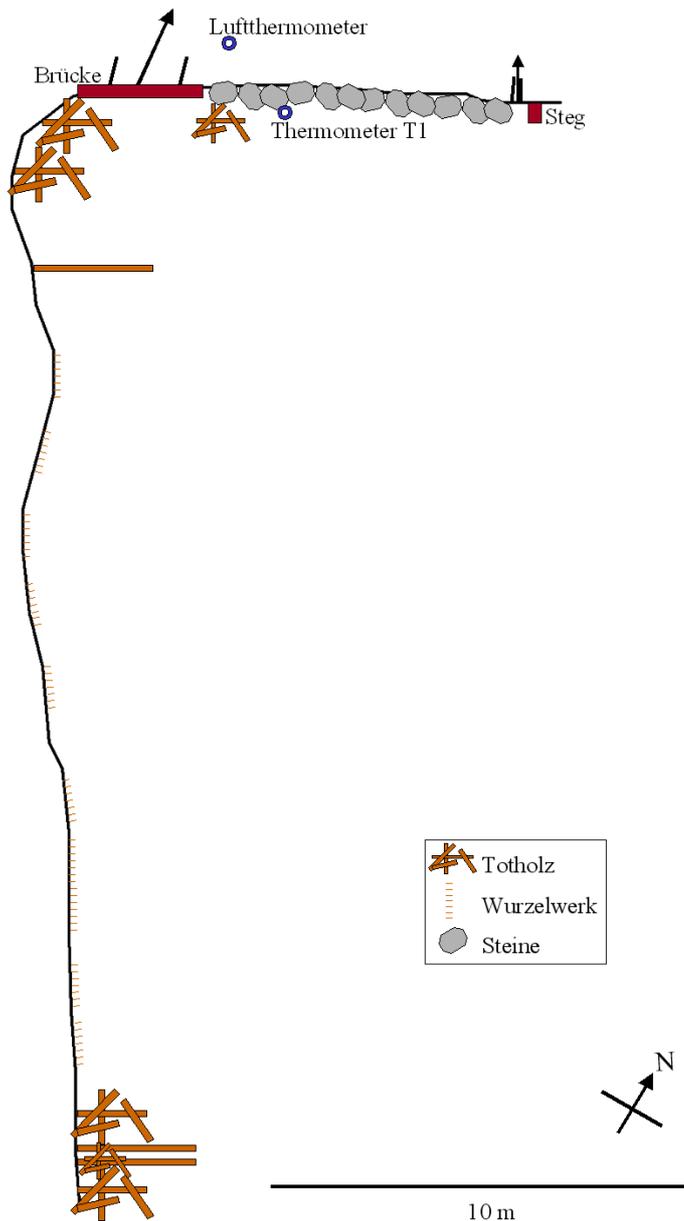


Abb. 5: Skizze des Abschnitts T1.

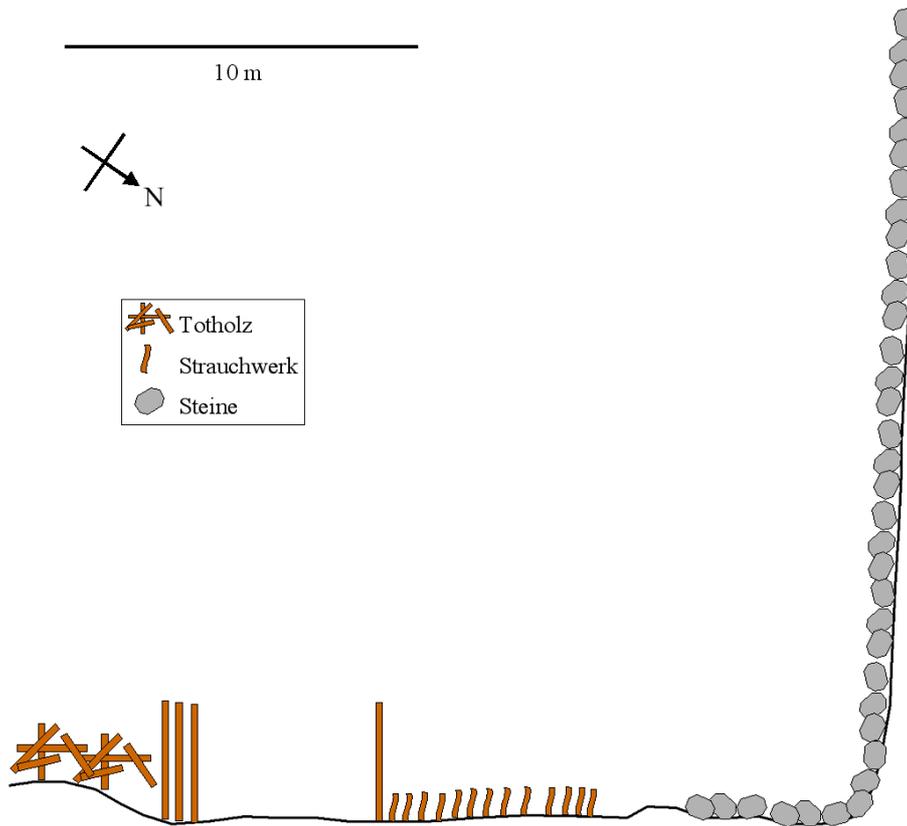
### Abschnitt T2

Es handelt sich bei Abschnitt T2 um das nordwestliche und -östliche Ufer. Die Gesamtuferlänge beträgt 47 m, und das Ufer fällt auch hier von knapp oberhalb der Wasseranschlagslinie bis zum Gewässergrund nahezu senkrecht ab. Die Besonnung ist gut, vor allem an der nordöstlichen Seite.

Hier findet sich viel Geäst im Gewässer, und Strauchwerk hängt direkt ins Wasser, was zahlreiche Unterwasserstrukturen bildet.



**Abb. 6:** Abschnitt T2 Anfang April 2007. Blick nach Norden.



**Abb. 7:** Skizze des Abschnitts T2.

### Abschnitt T3

Der Abschnitt T3 liegt am nord- und südöstlichen Ufer. Die Gesamtuferlänge beträgt hier 31 m. Das Ufer zeigt mittleres bis flaches Gefälle und ist vor allem an der Südostseite besonnt.

Das südöstliche Ufer ist sehr flach und vernässt, weshalb hier die Bäume von einer Röhrichtgesellschaft abgelöst werden.



Abb. 8: Abschnitt T3 Anfang April 2007. Blick nach Osten.

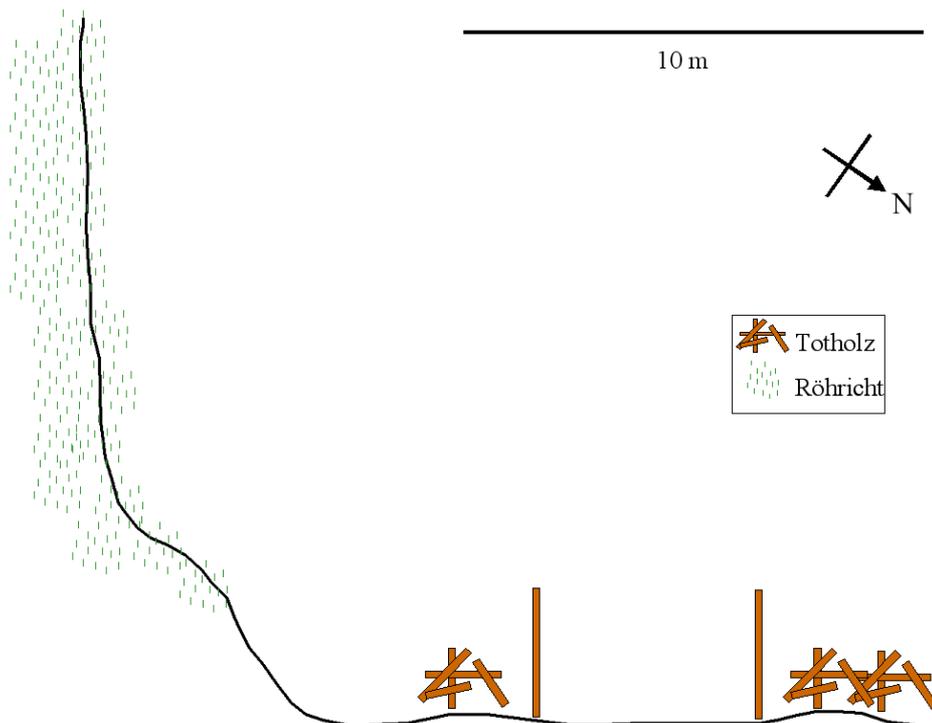


Abb. 9: Skizze des Abschnitts T3.

### Abschnitt T4

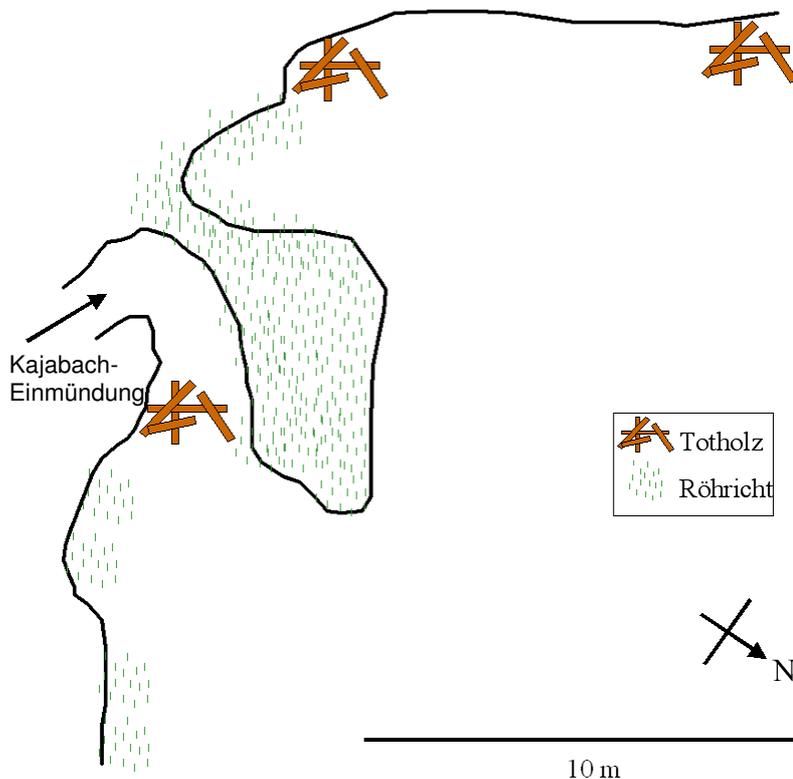
Abschnitt T4 umfasst das südöstliche und –westliche Ufer und geht wieder in Abschnitt T1 über. Die Gesamtuferlänge beträgt 43 m einschließlich einer von Schilf bewachsenen Halbinsel. Hier befindet sich auch der Einrinn des Kajabaches in den Wolfsteich. Das Ufer verläuft an der südöstlichen Seite flach, fällt aber an der südwestlichen Seite rasch wieder nahezu senkrecht ein. Die Besonnung ist wie im

Abschnitt T3 sehr gut, lediglich durch die dichte Ufervegetation am südwestlichen Ufer tritt stellenweise Beschattung ein.

Das südöstliche Ufer ist sehr flach und vernässt und von Röhricht bewachsen. Auffällig ist auch eine Schilfinsel, die sich gegenüber dem Einrinn des Kajabaches in den Wolfsteich durch Sedimentablagerung herausgebildet hat. Hier konnten auch ab etwa Mitte Mai bei jeder Begehung zwei Silberreiher beobachtet werden.



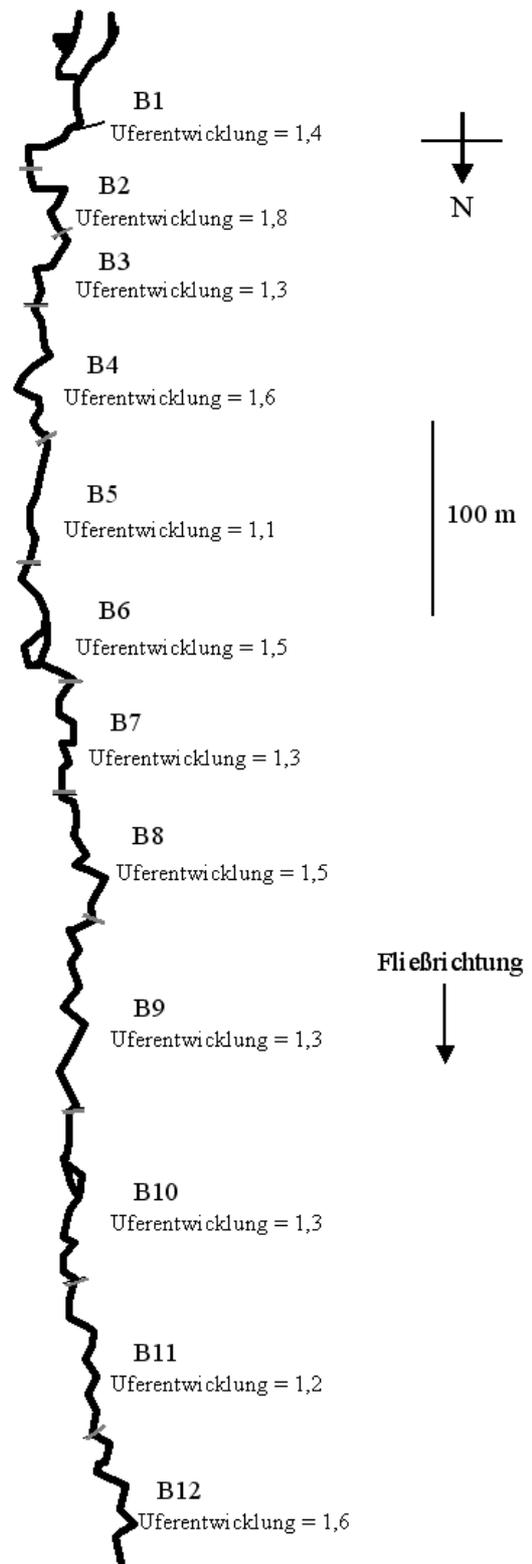
**Abb. 10:** Abschnitt T4 Anfang April 2007. Blick nach Süden.



**Abb. 11:** Skizze des Abschnitts T4.

## 2.5.2 Der Kajabach

Der Kajabach ist im untersuchten Verlauf weitgehend naturbelassen und weist zahlreiche Mäanderstrecken auf. Es herrscht fast durchgehend Kronenschluss und somit starke Beschattung des Baches vor. Das Sediment ist unmittelbar unterhalb des Wolfsteiches schlammig, in Folge besteht es jedoch aus Kies und Blockwerk, gelegentlich auch aus Sand. Während der zahlreichen Begehungen innerhalb des Baches konnten häufig Flusskrebse und Teichmuscheln beobachtet werden. An Amphibien wurden neben der zahlreich vorkommenden Erdkröte auch Grasfrösche (über den gesamten Bachverlauf verteilt) und Feuersalamander (im Kajabach nahe des Sagteiches) gesichtet, die ebenfalls in den Bach ablaichten. Der Abschnitt des Kajabaches, der Teil dieser Untersuchung war, wurde in 19 Abschnitte unterteilt, von denen in Folge nur die ersten 12 Abschnitte (Abb. 12) beschrieben werden, da in den restlichen 7 Abschnitten weder Krötenlaich noch Larven gefunden werden konnten.



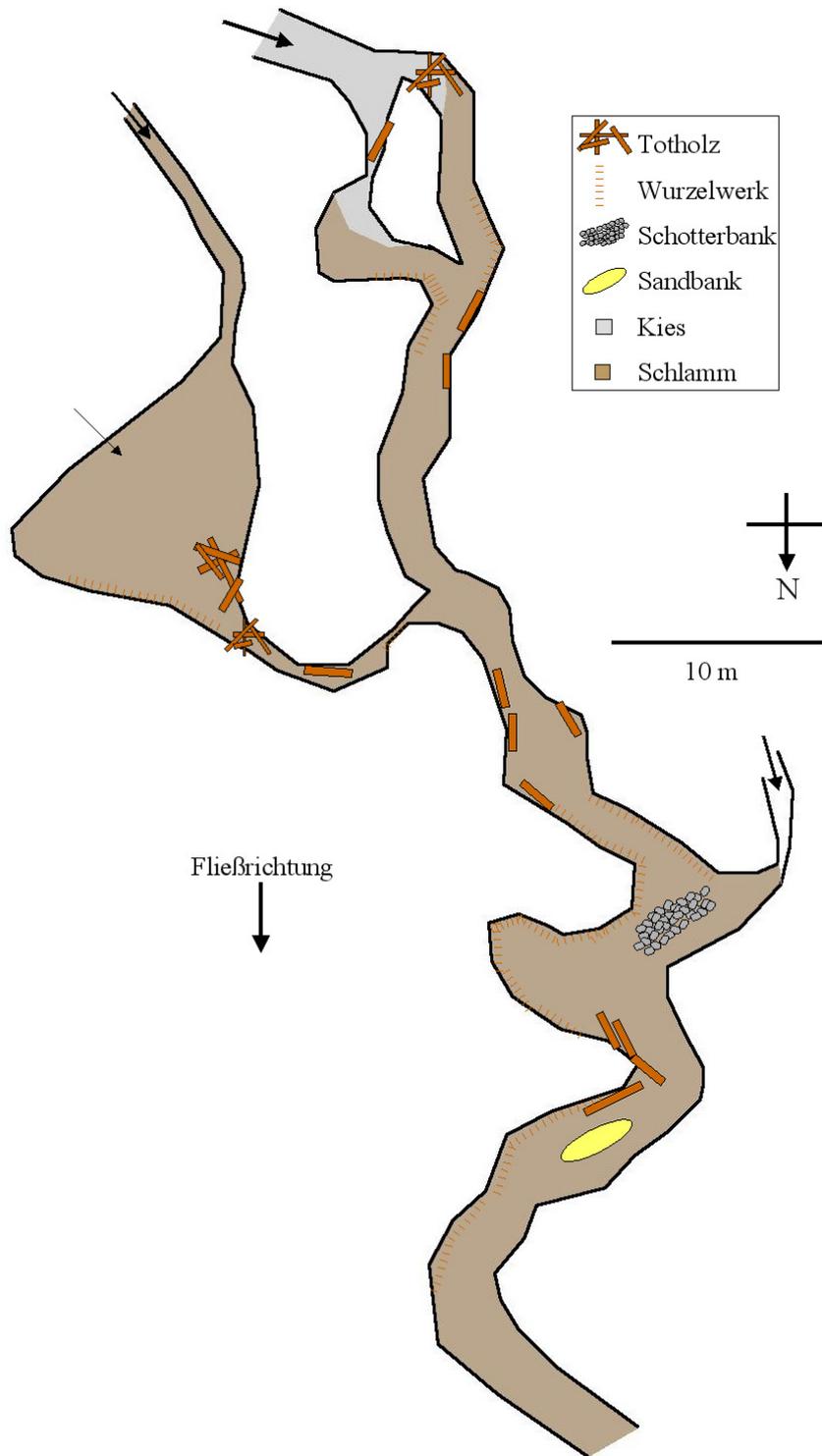
**Abb. 12:** Abschnittsgliederung und Uferentwicklung des Kajabaches im Laichgebiet der Erdkröte.

### **Abschnitt B1**

Dieser Bachabschnitt unmittelbar unterhalb des Wolfsteiches weist zwei Zuflüsse auf: einen Rohrdurchlass (Abb. 13), der nur bei sehr hohen Wasserständen im Teich Wasser in den Kajabach entlässt, und einen ständigen Abfluss des Wolfsteiches. Die Länge des Abschnitts beträgt 95 m, seine Breite durchschnittlich 1 m. Das Sediment und die Ufer sind fast durchgehend schlammig. Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden zahlreiche Wildschweinspuren gefunden, besonders nahe des Abschnitts B1, der in einem stark vernässten Gebiet liegt.



**Abb. 13:** Abschnitt B1 Anfang April 2007, schmaler Ausrinn aus dem Wolfsteich (rechts) und Rohrdurchlass (Mitte). Blick bachaufwärts.



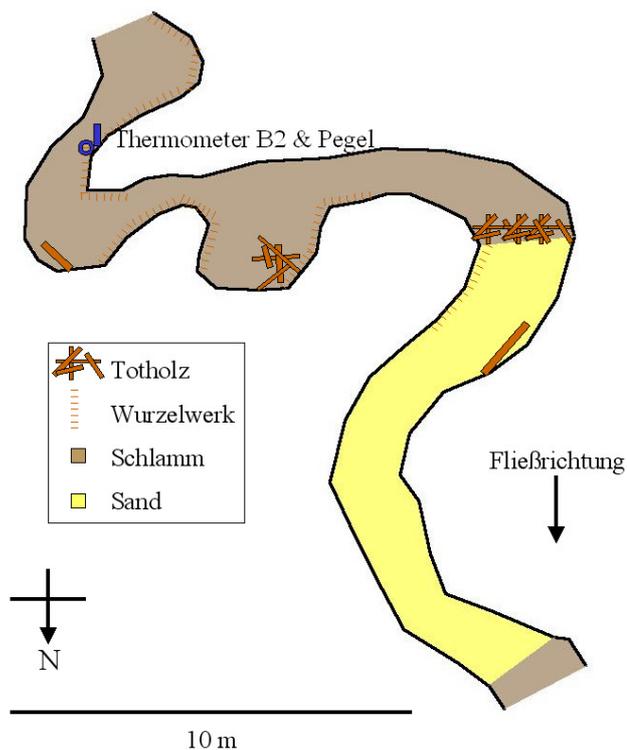
**Abb. 14:** Skizze des Abschnitts B1.

## Abschnitt B2

Das Sediment im Abschnitt B2 wechselt häufig zwischen schlammigen und sandigen Abschnitten. Die Abschnittslänge beträgt 36 m, die durchschnittliche Breite etwa 1 m. In den sandigen Abschnitten wurden gut entwickelte Großmuschelbestände mit Schalenlängen bis zu 10 cm Länge gefunden.



**Abb. 15:** Abschnitt B2 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



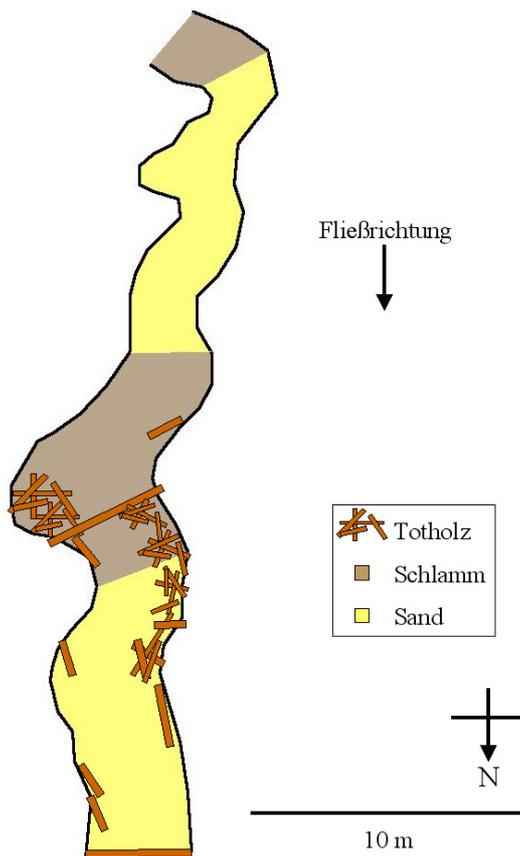
**Abb. 16:** Skizze des Abschnitts B2.

### Abschnitt B3

Die Länge des Abschnitts B3 beträgt 38 m, seine Breite im Durchschnitt 1,8 bis 2 m. Das Bachbett ist vorwiegend sandig und schlammig und weist auffallend viel Totholz auf, wodurch einige stark strukturierte Stillwasserzonen entstehen.



**Abb. 17:** Abschnitt B3 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



**Abb. 18:** Skizze des Abschnitts B3.

### **Abschnitt B4**

Das Sediment im Abschnitt B4 besteht bereits nahezu durchgehend aus Kies. Seine Länge beträgt 72 m, seine durchschnittliche Breite 1 m. Auffällig ist eine betonierte Sohlschwelle, verbunden mit einer tiefen Stelle (0,5 bis 1 m Tiefe), an der es einen Bruch im Beton gibt. Dort hat das fließende Wasser den Beton unterspült und tief das Gerinne ein.



**Abb. 19:** Abschnitt B4 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.

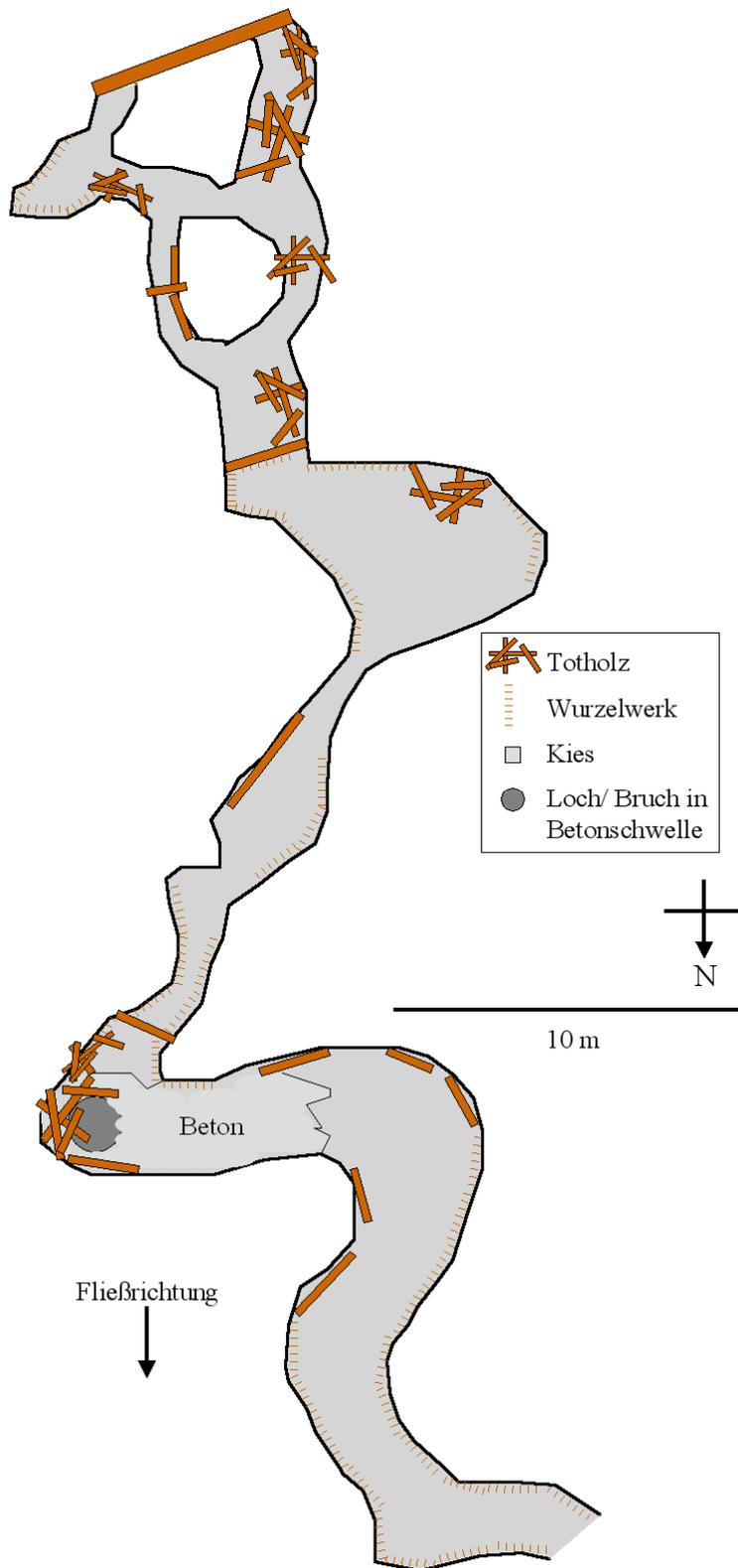


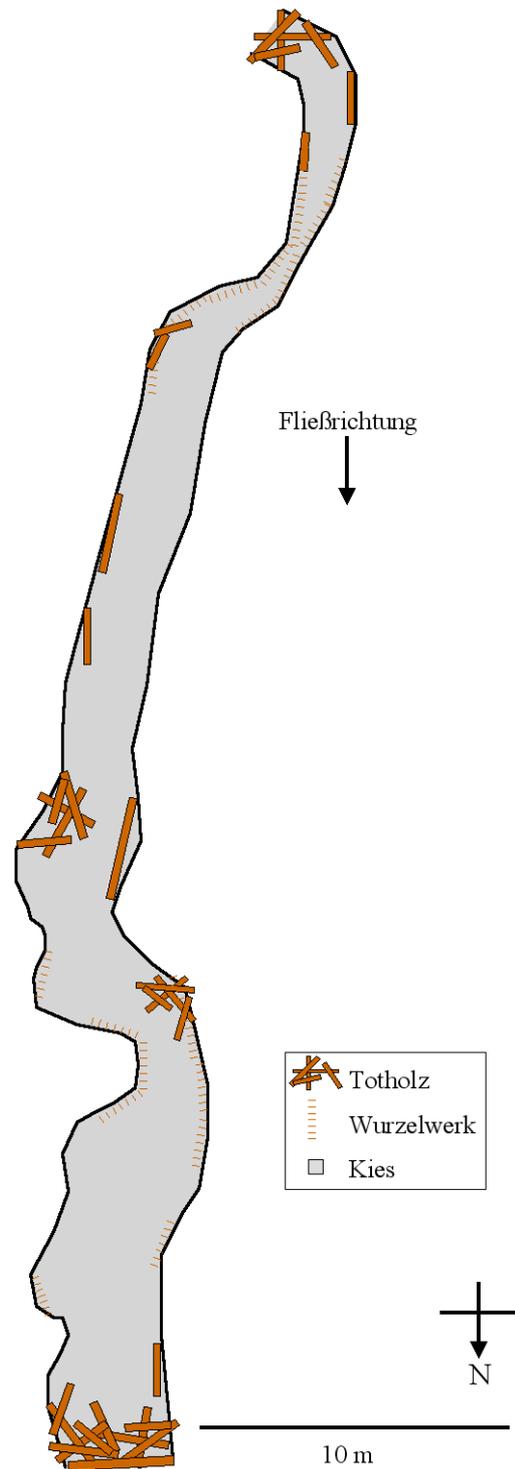
Abb. 20: Skizze des Abschnitts B4.

## Abschnitt B5

Die Länge des Abschnitts B5 beträgt 55 m, seine durchschnittliche Breite etwa 1,5 m. Das Sediment besteht aus Kies und gelegentlich Blockwerk.



**Abb. 21:** Abschnitt B5 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



**Abb. 22:** Skizze des Abschnitts B5.

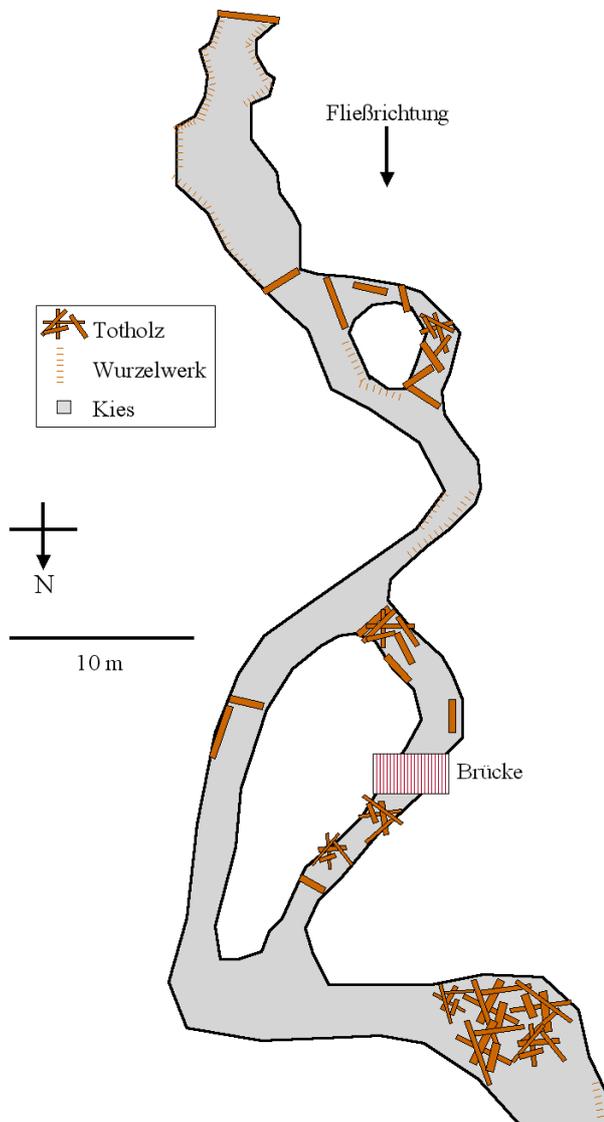
## Abschnitt B6

Das Sediment im Abschnitt B6 besteht durchgehend aus Kies und Blockwerk. Vor allem im Bereich östlich der Brücke findet sich hauptsächlich grobes Sediment. Die Abschnittslänge beträgt 94 m, die durchschnittliche Breite etwa 1,5 m.

Auch in diesem Abschnitt findet sich auffallend viel Totholz, das strömungsberuhigte und stark strukturierte Bereiche schafft.



**Abb. 23:** Abschnitt B6 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



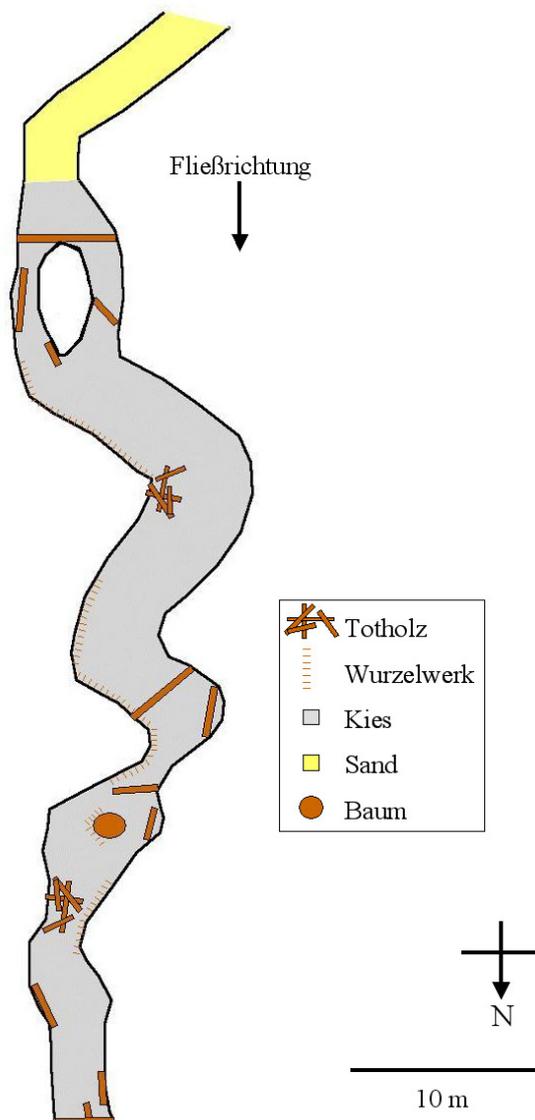
**Abb. 24:** Skizze des Abschnitts B6.

## Abschnitt B7

Die Länge des Abschnitts B7 beträgt 74 m, seine durchschnittliche Breite 1 m. Das Sediment besteht nahezu durchgehend aus Kies und Blockwerk, nur in einem kurzen, strömungsberuhigten Bereich findet sich Sand.



**Abb. 25:** Abschnitt B7 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



**Abb. 26:** Skizze des Abschnitts B7.

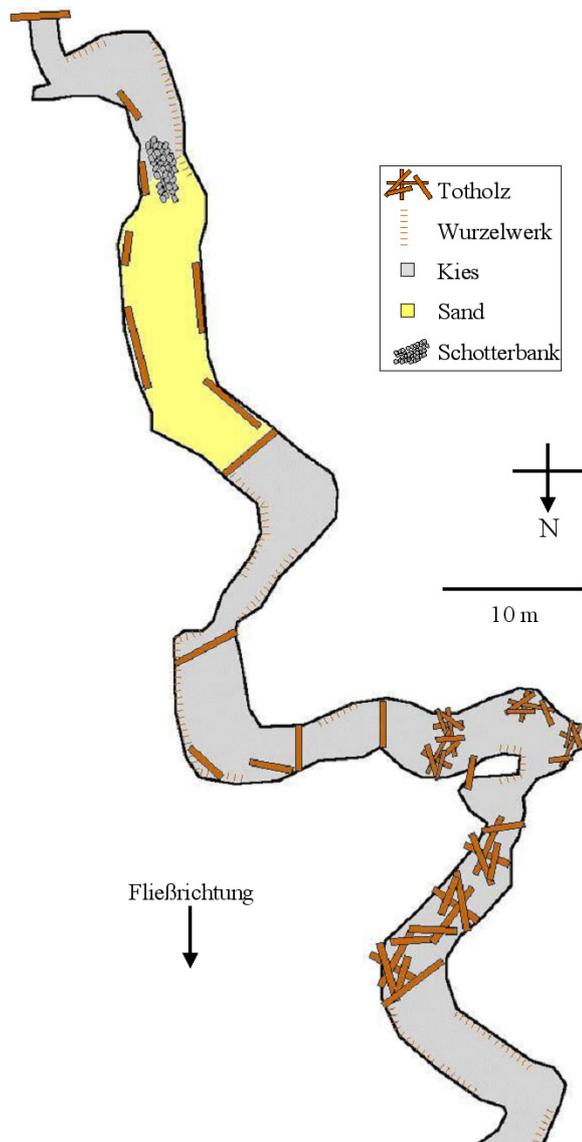
## Abschnitt B8

Die Länge des Abschnitts B8 beträgt 131 m, seine durchschnittliche Breite 1,5 m. Das Sediment besteht nahezu durchgehend aus Kies und Blockwerk, nur in einem kurzen Bereich findet sich Sand.

Hier befindet sich stellenweise sehr viel Totholz, auch unmittelbar am Ufer, sodass das Gewässer sehr schwer zugänglich ist.



**Abb. 27:** Abschnitt B8 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



**Abb. 28:** Skizze des Abschnitts B8.

### **Abschnitt B9**

Die Länge des Abschnitts B9 beträgt 107 m, seine durchschnittliche Breite 1,5 m. Das Sediment besteht durchgehend aus Kies und Blockwerk.

Der schmale Zufluss in den Bach fällt während niederschlagsarmer Perioden vollständig trocken.



**Abb. 29:** Abschnitt B9 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.

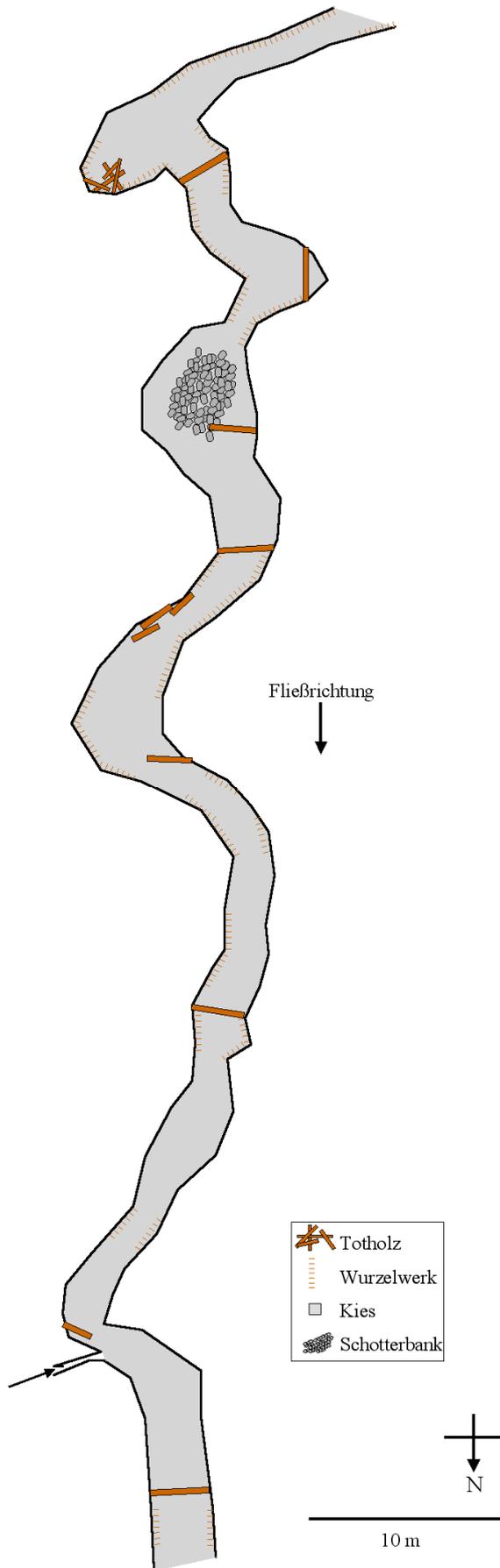


Abb. 30: Skizze des Abschnitts B9.

### **Abschnitt B10**

Die Länge des Abschnitts B10 beträgt 170 m, seine durchschnittliche Breite 1,5 m. Das Sediment besteht aus Kies und Blockwerk. Hier findet sich viel Totholz und der Abschnitt ist allgemein schwer zugänglich, weshalb er deutlich länger als die anderen Abschnitte gewählt wurde.

Ein Seitengerinne ist von Totholz fast vollständig vom Hauptgerinne abgetrennt und fällt bei niederen Wasserständen vollkommen trocken.



**Abb. 31:** Abschnitt B10 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.

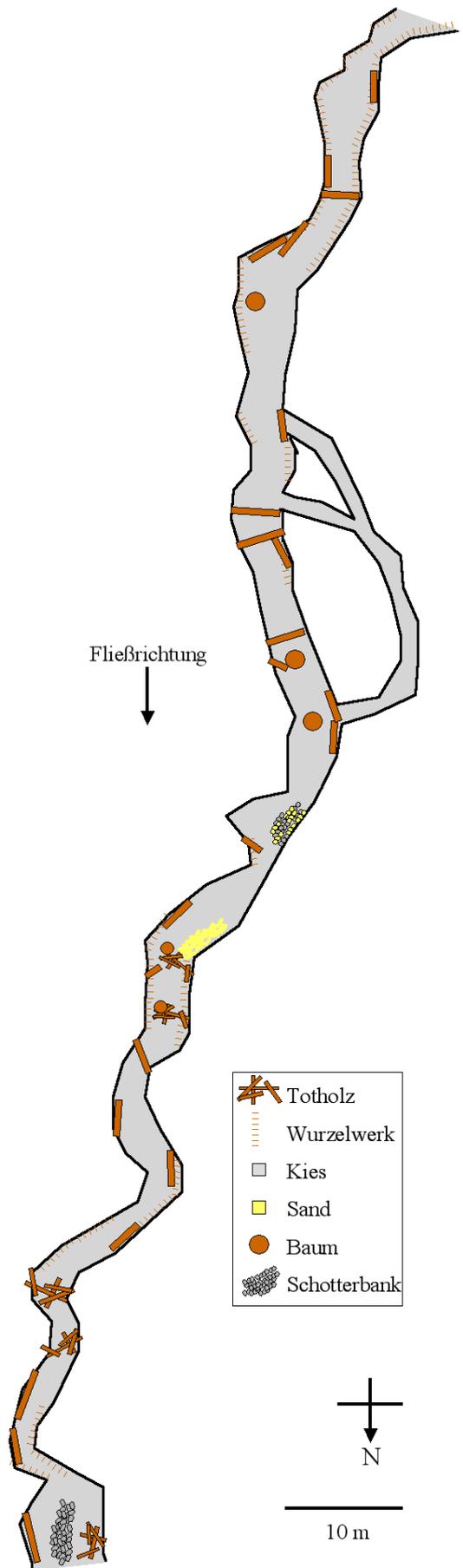


Abb. 32: Skizze des Abschnitts B10.

### **Abschnitt B11**

Die Länge des Abschnitts B11 beträgt 91 m, seine durchschnittliche Breite 1 bis 1,5 m. Das Sediment besteht nahezu durchgehend aus Kies und Blockwerk.



**Abb. 33:** Abschnitt B11 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.

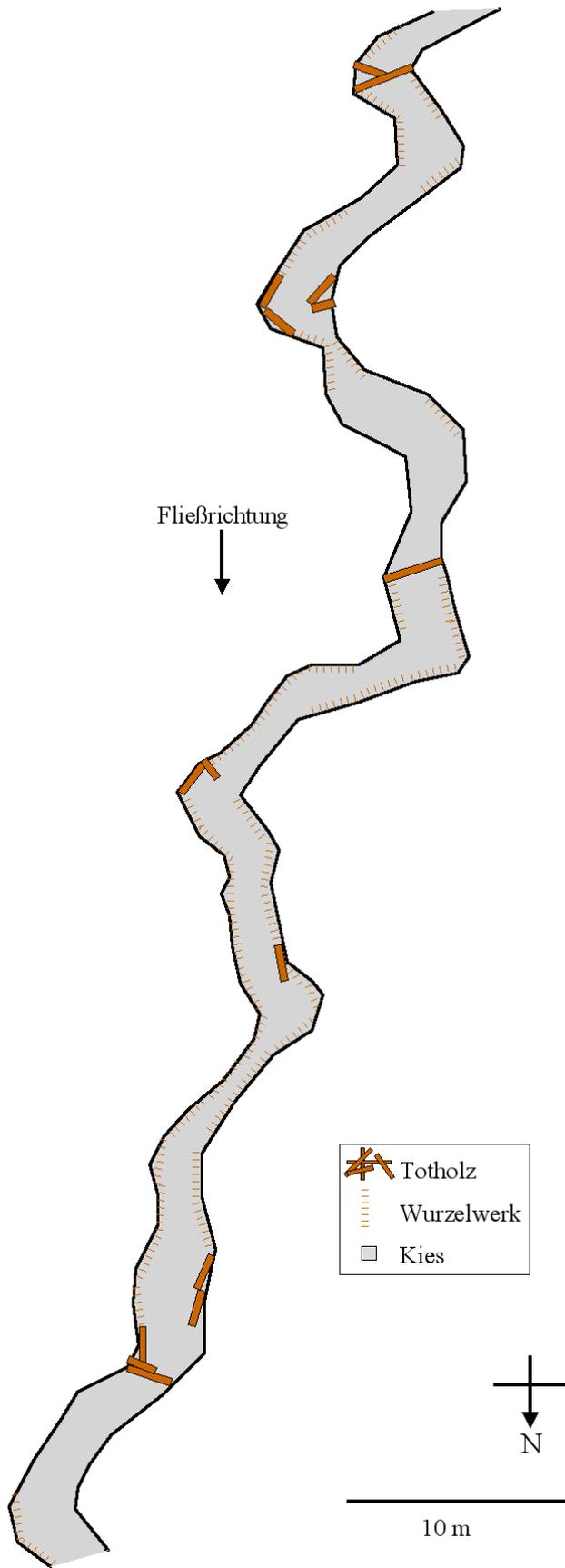


Abb. 34: Skizze des Abschnitts B11.

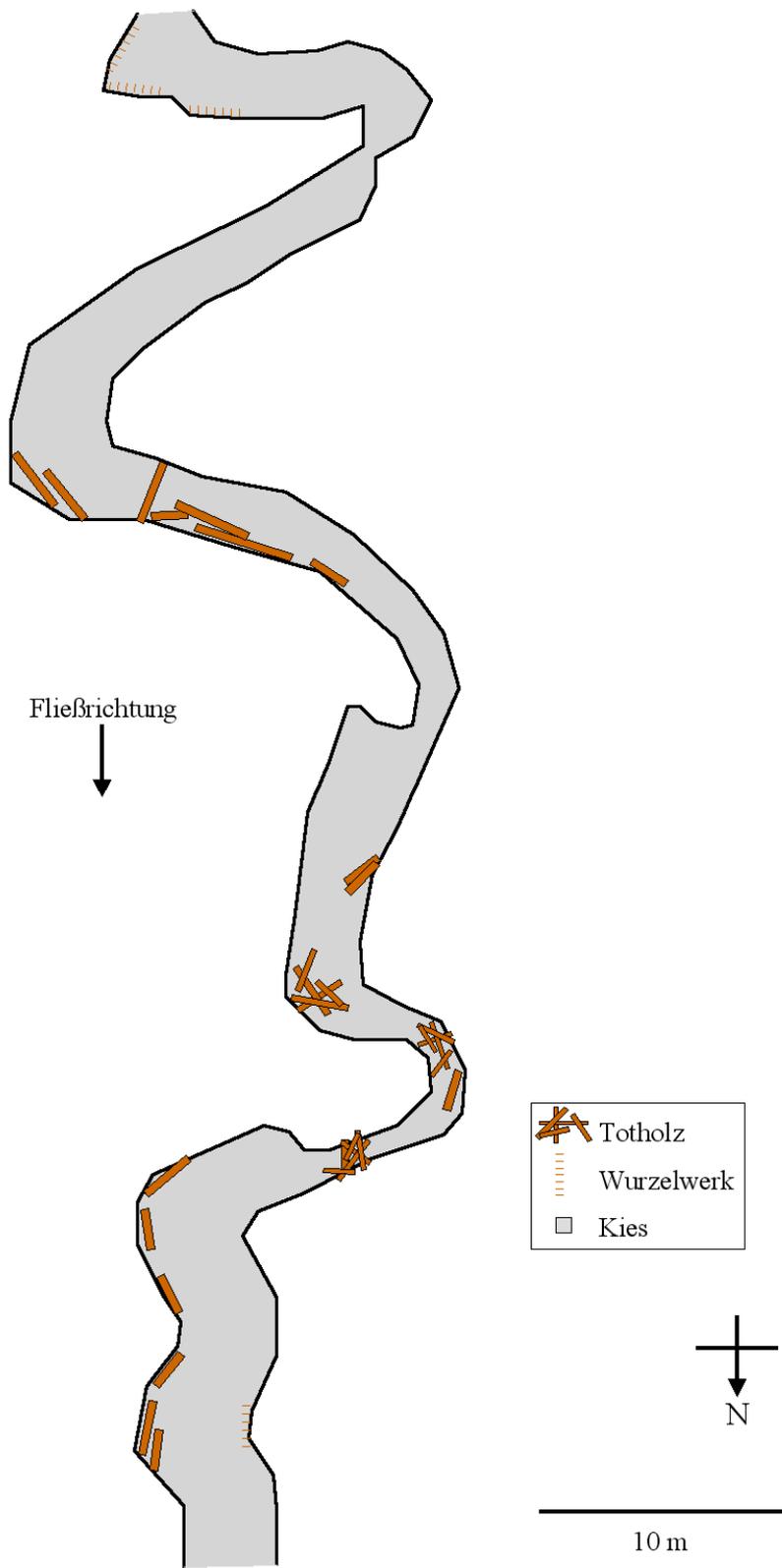
### **Abschnitt B12**

Das Sediment des Abschnitts B12 besteht aus Kies und viel Blockwerk. Seine Länge beträgt 100 m, seine durchschnittliche Breite 1,5 m.

Auch hier ist Totholz ein bedeutender Strukturbildner innerhalb des Gerinnes.



**Abb. 35:** Abschnitt B12 Anfang April 2007. Blick bachaufwärts.



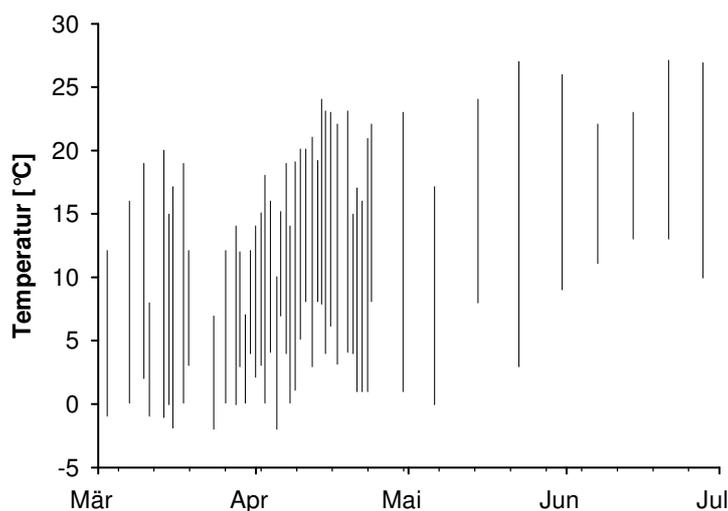
**Abb. 36:** Skizze des Abschnitts B12.

## 2.6 Abiotische Parameter

Im Untersuchungszeitraum wurden Luft- und Wassertemperatur (in den Abschnitten T1 und B2) sowie Pegelstände (im Abschnitt B2) kontinuierlich aufgenommen. Wasserchemische Analysen wurden zu zwei Terminen (19.4. und 28.6.) im Wolfsteich (Abschnitt T2) und unterhalb jedes Zubringers in den Kajibach (Abschnitte B1, B2, B9, B13) durchgeführt (siehe Kapitel 3.1 Abiotische Faktoren).

### 2.6.1 Temperatur und Pegel

In Abb. 37 sind die gemessenen Lufttemperaturen aufgetragen. Zu Beginn der Untersuchung waren Minimum-Temperaturen unter 0 °C keine Seltenheit, wohingegen die Maximalwerte täglich über 5 °C hinausgingen. Ab dem 5. April, an dem der letzte Nachtfrost mit –2 °C verzeichnet wurde, fielen die Temperaturen nicht mehr unter 0 °C.



**Tabelle 2:** Lufttemperaturen für die Monate März bis Juni.

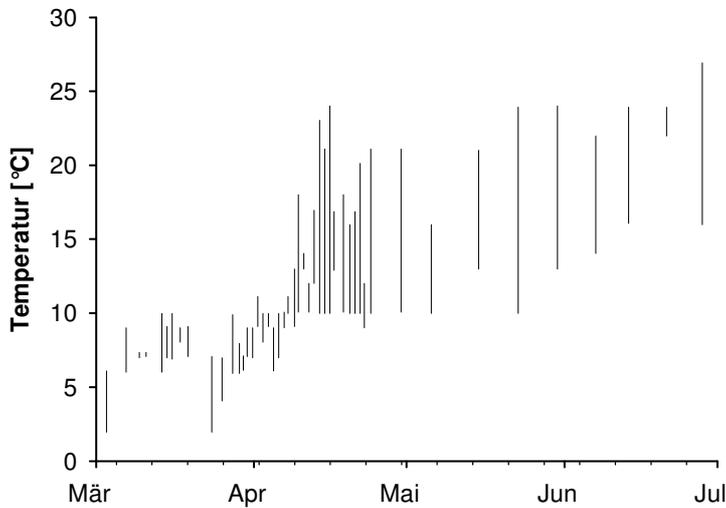
Monat	Lufttemperatur [°C]		
	Mittel	Minimum	Maximum
März	6,9	0,3	13,5
April	11,1	3,5	18,7
Mai	14,3	5,0	23,5
Juni	18,3	11,8	24,8

**Abb. 37:** Minima-Maxima-Spannweite der Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum. Die Ablesungen erfolgten in Intervallen von ein bis sieben Tagen.

Die Wassertemperaturen zeigen natürlicherweise deutlich weniger Schwankungen als die Lufttemperaturen und fielen im Untersuchungszeitraum im Abschnitt T1 niemals unter den Gefrierpunkt (Abb. 38).

In den Monaten März bis April erreichen die Temperaturamplituden im Gewässer ein Minimum, in den folgenden wärmeren Monaten nehmen sie mit erhöhter Sonneneinstrahlung während des Tages und anschließender Abkühlung während der Nacht deutlich zu. Da der Wolfsteich ein kleines und flaches stehendes Gewässer

darstellt und vom Kajabach durchflossen wird, ist die Temperaturabpufferung des Gewässers gering.



**Tabelle 3:** Wassertemperaturen im Abschnitt T1 für die Monate März bis Juni.

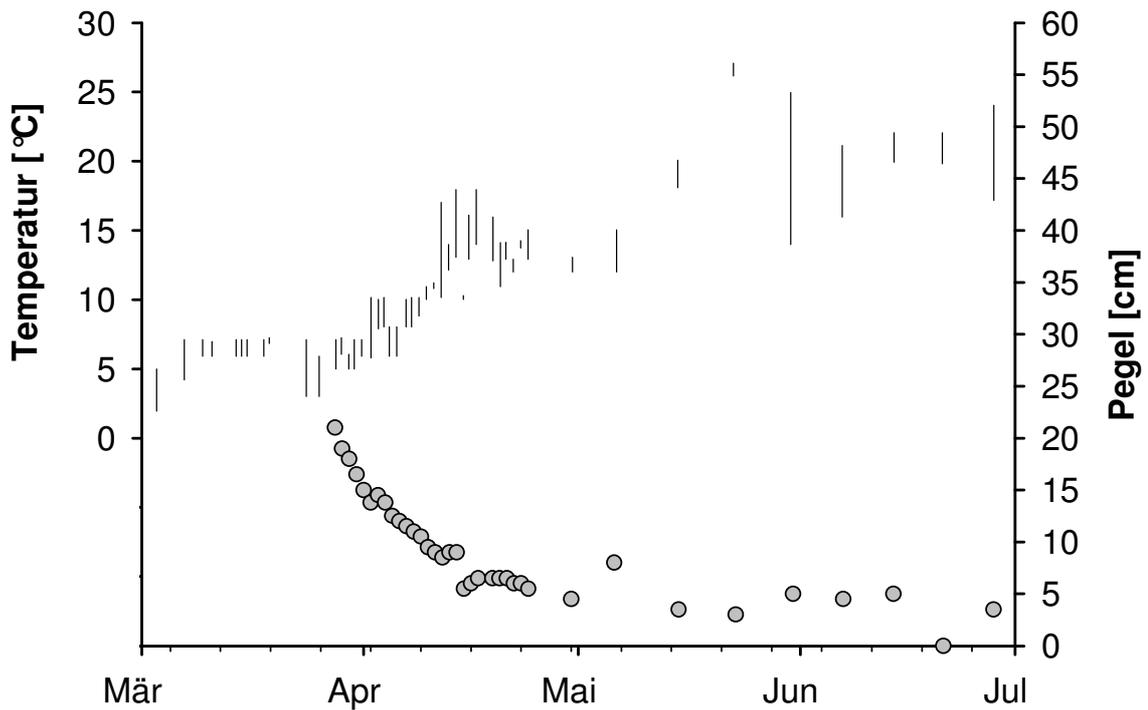
Wassertemperatur [°C]			
Monat	Mittel	Minimum	Maximum
März	7,1	5,9	8,3
April	12,4	9,6	15,2
Mai	16,4	11,5	21,3
Juni	20,6	17,0	24,3

**Abb. 38:** Minima-Maxima-Spannweite der Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum, gemessen in Abschnitt T1. Die Ablesungen erfolgten in Intervallen von ein bis sieben Tagen.

In Abb. 39 sind die Minimum- und Maximum- Wassertemperaturen im Kajabach (Abschnitt B2) sowie die Pegeldata dargestellt.

Hier ist deutlich ersichtlich, dass die Wassertemperaturen im Gegensatz zum Wolfsteich nur geringen Schwankungen unterliegen. Die höhere Amplitude ab Anfang Juni entstand möglicherweise dadurch, dass hier das Thermometer nur noch wöchentlich abgelesen wurde, weshalb Maximum- und Minimumwerte die Wassertemperaturen einer gesamten Woche repräsentieren.

Da der ursprüngliche Pegel bei einem Hochwasser im März fortgespült wurde, existieren zusammenhängende Pegeldata erst ab Ende März. Hier ist deutlich zu sehen, dass der Wasserstand nach dem Hochwasser wieder kontinuierlich sinkt, bis er sich auf einem mehr oder minder gleichbleibendem Wert einpendelt. Nach dem Hochwasser waren bis zum Ende der Untersuchung Niederschläge nur sehr spärlich vorhanden, weshalb es keine weiteren Wasserstandsspitzen gab.



**Abb. 39:** Wassertemperaturverteilung (Extremwerte) und Pegelstände (Kreise) im Untersuchungszeitraum, gemessen in Abschnitt B2. Die Ablesungen erfolgten in Intervallen von ein bis sieben Tagen.

**Tabelle 4:** Wassertemperaturen im Abschnitt B2 für die Monate März bis Juni.

Monat	Wassertemperatur [°C]		
	Mittel	Minimum	Maximum
März	5,9	5,1	6,7
April	11,4	10,3	12,5
Mai	19,6	17,5	21,8
Juni	20,3	18,3	22,3

### 2.6.2 Chemische Parameter

Die Ergebnisse der wasserchemischen Analysen sind in Tabelle 5 aufgeführt. Dabei sind die Schwankungen der Leitfähigkeit bachabwärts zu beachten, was durch den Einfluss von Zubringern bedingt sein dürfte. Im April wurde eine generell höhere Leitfähigkeit als im Juni gemessen.

Vermutlich bedingt durch erhöhte Primärproduktion im flachen, sonnenbeschienenen Wolfsteich ist die Sauerstoffsättigung hier höher als im Kajabach. Auch wurden generell höhere Sauerstoffsättigungen im April als im Juni gemessen, was unter anderem auch mit den höheren Abbauraten im Juni erklärt werden kann.

Die pH-Änderungen sind lediglich minimal, interessant ist allerdings, dass die pH-Werte im April durchgehend niedriger sind als im Juni.

Die Wassertemperaturen sind natürlicherweise im Wolfsteich höher als im fließenden Kajabach. Die Temperaturschwankungen im Bachverlauf sind auf den Einfluss der Zuflüsse und auf unterschiedliche Beschattung bzw. Besonnung zurückzuführen.

**Tabelle 5:** Ergebnisse der wasserchemischen Analysen im Untersuchungsgebiet. Aufgelistet sind Leitfähigkeit (Lf), Sauerstoffgehalt (O<sub>2</sub>), pH-Wert und Temperatur.

Datum	Abschnitt	Lf [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]	O <sub>2</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	O <sub>2</sub> [%]	pH	Temp. [ $^{\circ}\text{C}$ ]
<b>19.04.2007</b>	Wolfsteich (T2)	582	17,71	189,00	7,27	15,2
	Teichzufluss - 1. Zufluss (B1)	619	9,82	99,75	7,30	12,3
	1. Zufluss - 2. Zufluss (B2)	604	10,31	108,15	7,30	14,0
	2. Zufluss - 3. Zufluss (B9)	610	9,33	96,60	6,80	13,3
	3. Zufluss - Sagteich (B13)	602	9,81	100,80	7,30	12,9
<b>28.06.2007</b>	Wolfsteich (T2)	516	5,90	70,35	8,81	19,7
	Teichzufluss - 1. Zufluss (B1)	581	3,30	36,75	7,74	16,1
	1. Zufluss - 2. Zufluss (B2)	556	3,97	45,15	7,92	17,7
	2. Zufluss - 3. Zufluss (B9)	559	5,60	60,90	8,16	15,7
	3. Zufluss - Sagteich (B13)	545	6,01	64,05	8,34	14,5

## 3 Material und Methoden

Die Daten wurden im Zeitraum zwischen dem 03. März und dem 28. Juni 2007 aufgenommen. Dabei wurde das gesamte Untersuchungsgebiet unmittelbar vor und während der Laichwanderung sowie während des gesamten Zeitraumes zwischen erstem und letztem Auffinden frischer Laichschnüre und dem letzten Schlüpfen der Larven markierter Gelege täglich begangen. Während der Larvalentwicklung wurde das gesamte Untersuchungsgebiet zur Datenaufnahme wöchentlich begangen bis zu jenem Zeitpunkt, an dem keine Larven mehr auffindbar waren.

### 3.1 Abiotische Faktoren

Der Kajabach sowie der Wolfsteich wurden in Abschnitte unterteilt; vor Ort wurden von jedem Abschnitt Geländeskizzen angefertigt (siehe Kapitel 2.5 Untersuchungs-gewässer) sowie in der Bachmitte die Länge eines jeden Abschnittes mit Maßband vermessen. Mit Hilfe des Programms „ImageJ“ wurde die Uferentwicklung eines jeden Abschnittes bestimmt, die als Verhältnis von Bachlänge zu Luftlinie definiert ist.

In einem repräsentativen Abschnitt des Kajabaches (B2) wurde ein Pegel gesetzt, dessen Stand bei jeder Begehung protokolliert wurde. Außerdem wurden bei jeder Begehung am Abschnitt B2 sowie im Wolfsteich (T1) die Extremwerte der Wassertemperatur und am Abschnitt T1 zusätzlich die Extremwerte der Lufttemperatur (Minimax-Thermometer) gemessen. Die Pegel- und Temperaturdaten wurden seit dem 3. März, also bereits einige Zeit vor der Laichwanderung von *Bufo bufo* (welche mit dem 31. März begann) regelmäßig aufgenommen.



**Abb. 40:** Pegel in Abschnitt B2. Thermometer unter der Wasseroberfläche exponiert.

Zweimal wurden wasserchemische Daten aufgenommen. Dabei wurde vor jedem Zufluss des Kajabaches sowie im Wolfsteich gemessen. Die Leitfähigkeit, der Sauerstoffgehalt sowie der pH und die Temperatur wurden in fünf verschiedenen

Abschnitten mit Elektroden aufgenommen (Cond 197i bzw. 315i (WTW) für die Leitfähigkeit, Oxi 330i (WTW) für den Sauerstoffgehalt und pH 323 bzw. 330i (WTW) für den pH-Wert). Die Temperatur wurde mit Hilfe der Leitfähigkeits- und der Sauerstoff-Elektrode ermittelt.

### **3.2 Laich**

Während der Laichwanderung wurden die wandernden Tiere in regelmäßigen Abständen nach Geschlecht und Partnerstatus (Pärchen oder unverpaart) getrennt gezählt und der Abschnitt, in dem sich die Tiere befanden, notiert. Auf dieselbe Weise wurde auch mit gesichteten Laichschnüren verfahren. Die Schätzung der Laichschnuranzahl bei größeren Ansammlungen erfolgte nach der Fläche. Hierbei kamen auf einen Quadratmeter Laichfläche 70 Laichschnüre.

Ab dem Zeitpunkt des erstmaligen Auffindens von Laichschnüren wurden täglich Stichproben von drei Laichschnüren markiert. Zu diesem Zweck wurden Säckchen aus feinem Netzstoff (Vorhangstoff) angefertigt, die einen Durchmesser von etwa zehn Zentimetern aufwiesen und mit einem beschrifteten Korkplättchen versehen waren, die eine Markierung ermöglichten (Abb. 41).

Bei Auffinden von Laichschnüren wurden von frischem Laich, bei dem das Ablachen möglichst mitbeobachtet werden konnte, etwa zehn Zentimeter lange Schnurstücke entnommen und von zehn Eiern das Entwicklungsstadium mittels Gosner- Tabelle (GOSNER, 1960; Abb. 42) und Feldlupe bestimmt. Anschließend wurden die Laichschnurstücke dann in jeweils ein beschriftetes Säckchen eingebracht, das verschlossen wurde und am ursprünglichen Laichablageplatz in möglichst derselben Wassertiefe befestigt wurde. Zusätzlich zu Datum, Abschnittsnummer und Stadium wurde auch die Anzahl der Nachbargelege, die Gelegetiefe, die Art der Befestigung und der Untergrund protokolliert.

Bei im Kajabach exponiertem Laich wurde vor der Entnahme von Schnurstücken noch zusätzlich die mittlere Fließgeschwindigkeit direkt vor der Laichschnur mit einem Strömungsgeschwindigkeitsmessgerät (Ott C2, 30 mm Flügeldurchmesser) ermittelt.

Die markierten Laichschnüre befanden sich im Gosner- Stadium 1- 2 (frisch abgelegt), wobei beim Großteil das Ablachen direkt beobachtet werden konnte.

Die Säckchen wurden in zweitägigen Intervallen kontrolliert, um den Zeitpunkt des Schlüpfens der Larven (Gosner- Stadium 17- 18) festzustellen. Nach dem Schlüpfen

wurde der Schlüpfefolg, der Grad der Veralgung und der Verschlammung notiert und die Larven ins Gewässer entlassen.



Abb. 41: Beschriftetes Säckchen mit Laich im Abschnitt B1.

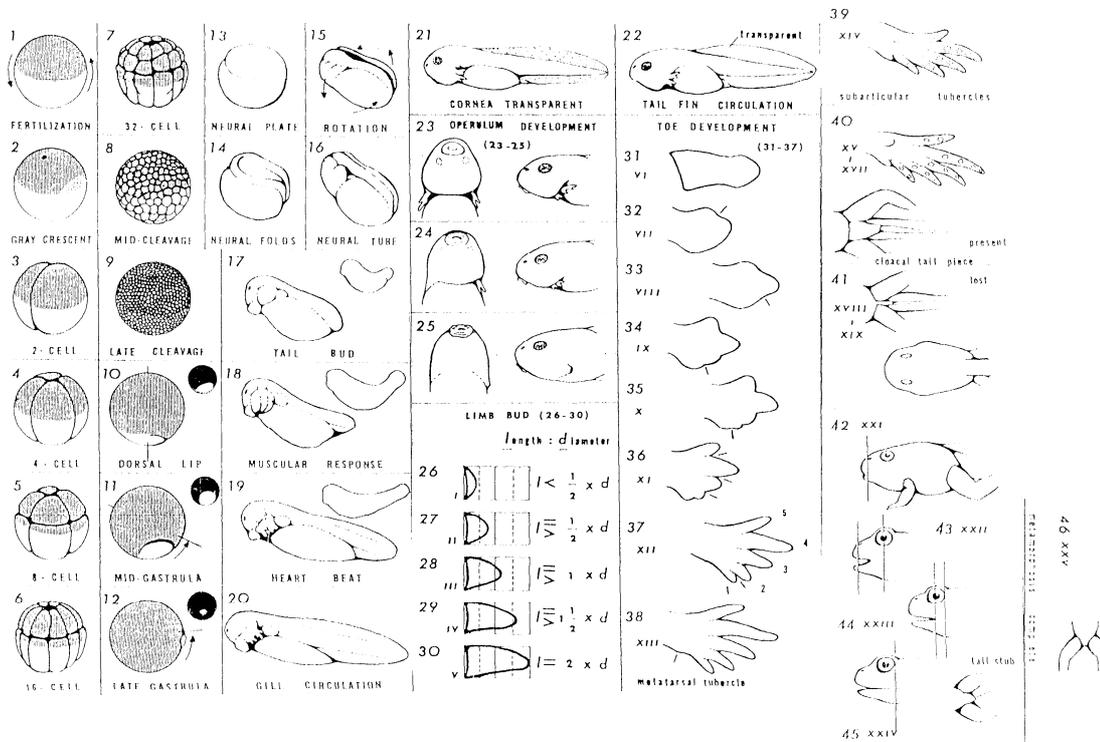
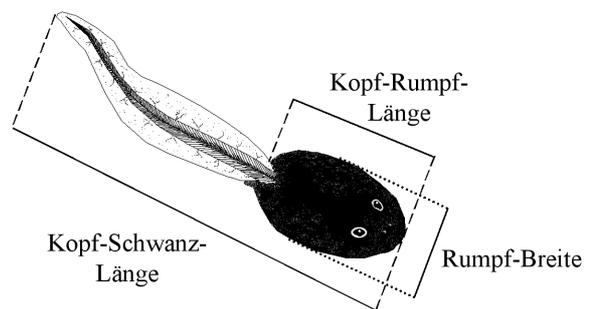


Abb. 42: Entwicklungstabelle von Froschlurchen mit Stadienunterteilung nach GOSNER, 1960.

### 3.3 Larven

Die Begehung in wöchentlichen Intervallen begann nach dem letzten Schlüpfen der Larven der markierten Laichschnüre (24.4.). Hierbei wurde bachaufwärts und im Wolfsteich nach Kaulquappen der Erdkröte (NÖLLERT & NÖLLERT, 1992) gesucht und der Aufenthaltsort der Larven sowie deren geschätzte Anzahl in den Geländeskizzen vermerkt. Jeweils 30 Kaulquappen aus dem Kajabach und aus dem Wolfsteich wurden mithilfe eines Keschers gefangen und biometrisch vermessen. Es wurde das Gosner- Stadium jeder Larve mittels Feldlupe bestimmt, die Kopf-Rumpf- und Kopf-Schwanz- Länge sowie die Rumpfbreite mithilfe von foliertem Millimeterpapier ermittelt, wobei darauf geachtet wurde, die Larven möglichst gerade auszurichten; das Gewicht wurde mittels einer Feldwaage (Ohaus Navigator) auf 1 mg genau bestimmt, wobei die Larve zuvor mit etwas Löschpapier abgetupft wurde, um das Haftwasser möglichst gering zu halten.



**Abb. 43:** Schema der Vermessungsparameter an Kaulquappenlarven.

Bei Larven aus dem Kajabach wurde zusätzlich vor dem Keschern die mittlere Fließgeschwindigkeit am Aufenthaltsort der Larven mittels Ott-Flügel ermittelt. Es wurde dreimal gemessen, wobei darauf geachtet wurde, möglichst vor dem Larvenschwarm auf derselben Wassertiefe zu messen, in der sich die Kaulquappen aufhielten. Die Ausrichtung des Propellers richtete sich nach der Fließrichtung, nach der sich auch die Larven immer ausrichteten.

Im Kajabach wurden immer jene Larven ausgewählt, die am weitesten bachabwärts gefunden wurden, was gleichzeitig das Wander- bzw. Driftverhalten der Larven dokumentieren sollte. Im Wolfsteich wurden jene Larven gekeschert, die sich in Reichweite zum Ufer befanden.

Die Datenaufnahme wurde beendet, nachdem weder im Kajabach noch im Wolfsteich noch Larven aufgefunden wurden.

Für statistische Analysen und die Erstellung von Grafiken wurden die Programme SPSS, SigmaPlot, AustrianMap/32, ImageJ, Powerpoint und Paint verwendet.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Laich

#### 4.1.1 Ablaichen

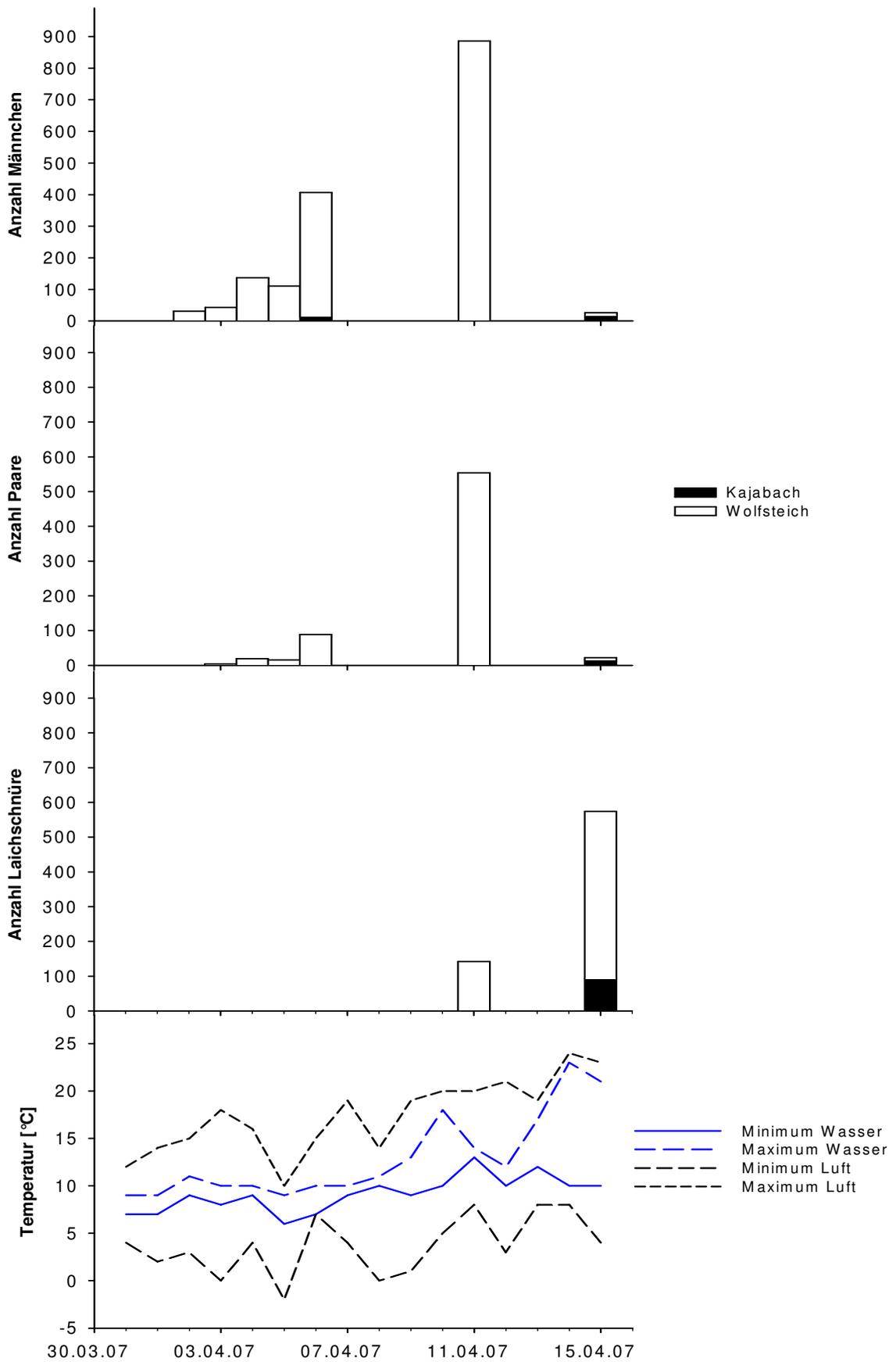
Die Haupt-Zuwanderung der Erdkröten erfolgte in dem relativ kurzen Zeitraum vom 31. März bis zum 15. April 2007 (eventuelle vereinzelte Nachzügler ausgenommen). Erwartungsgemäß fanden sich zunächst unverpaarte Männchen am Gewässer ein. Diese waren auch die letzten, die das Gewässer wieder verließen.

Frische Laichschnüre wurden vom 07. April bis zum 17. April gesichtet, wobei im Kajabach erst ab dem 12. April erstmalig Erdkrötenlaich auffindbar war.

Im Vergleich zum Wolfsteich konnten tagsüber im Kajabach verhältnismäßig wenig Erdkröten gesichtet werden (Abb. 44), was aufgrund unterschiedlicher Zuwanderungsrouten und fehlenden Niederschlages auf die vorwiegend nachts erfolgte Zuwanderung (EIBL-EIBESFELD, 1950; SMITH, 1954; HEUSSER, 1982) zurückzuführen ist. Die anwandernden Tiere nutzten das Bachbett bzw. das feuchte Ufer des Kajabaches als Zuwanderungsstrecke und wurden durchaus des Öfteren auch gegen Strömung anwandernd beobachtet (Abb. 44).



**Abb. 44:** Zuwanderndes Krötenpaar im Kajabach (B1).



**Abb. 45:** Zuwanderung und Abblachen der Erdkröten im Wolfsteich und im Kajabach. In der Untersuchungsperiode fiel kein Niederschlag.

Die Lufttemperaturen fielen während der Zuwanderung nur einmal unter 0 °C, während des Abblaus und auch während der Larvalentwicklung konnten keine Temperaturen unter dem Gefrierpunkt mehr gemessen werden. Bei den Wassertemperaturen war ein leichter Anstieg von der Zuwanderung (6 °C) bis zum Abblaus (9,5 °C) messbar.

Die Daten wurden mittels Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman getestet, wobei sich positive Korrelationen zwischen der Anzahl der Laichschnüre im Wolfsteich und der maximalen Lufttemperatur sowie mit der maximalen und minimalen Wassertemperatur des Wolfsteiches ergaben.

Ferner ergab sich eine positive Korrelation zwischen der Anzahl der Laichschnüre im Kajabach und der maximalen Lufttemperatur (Tabelle 6). Mit der Wassertemperatur konnte hier keine Korrelation festgestellt werden.

**Tabelle 6:** Korrelationskoeffizienten (R) und Signifikanzen der Korrelationen zwischen Anzahl der Laichschnüre in Wolfsteich und Kajabach mit den Luft- und Wassertemperaturen in °C.

Korrelationen nach Spearman				
		Luft max	Wasser max	Wasser min
Laich Wolfsteich	R	0,825	0,839	0,812
	Signifikanz	< 0,01**	< 0,01**	< 0,01**
Laich Kajabach	R	0,710	0,595	0,653
	Signifikanz	< 0,05*	n.s.	n.s.
N = 9				

Die Verteilung der Laichschnüre war über das gesamte Untersuchungsgebiet sehr unausgewogen (Abb. 48). Im Wolfsteich konnte eine klare Abblaus-Präferenz der Erdkröte im Abschnitt T2 festgestellt werden (Abb. 46, Abb. 48); in diesem Abschnitt wurden 304 Laichschnüre kartiert, die auch vielfach von Grasfroschlaich (*Rana temporaria*) durchsetzt waren, der an den großen Laichschnuransammlungen befestigt war.

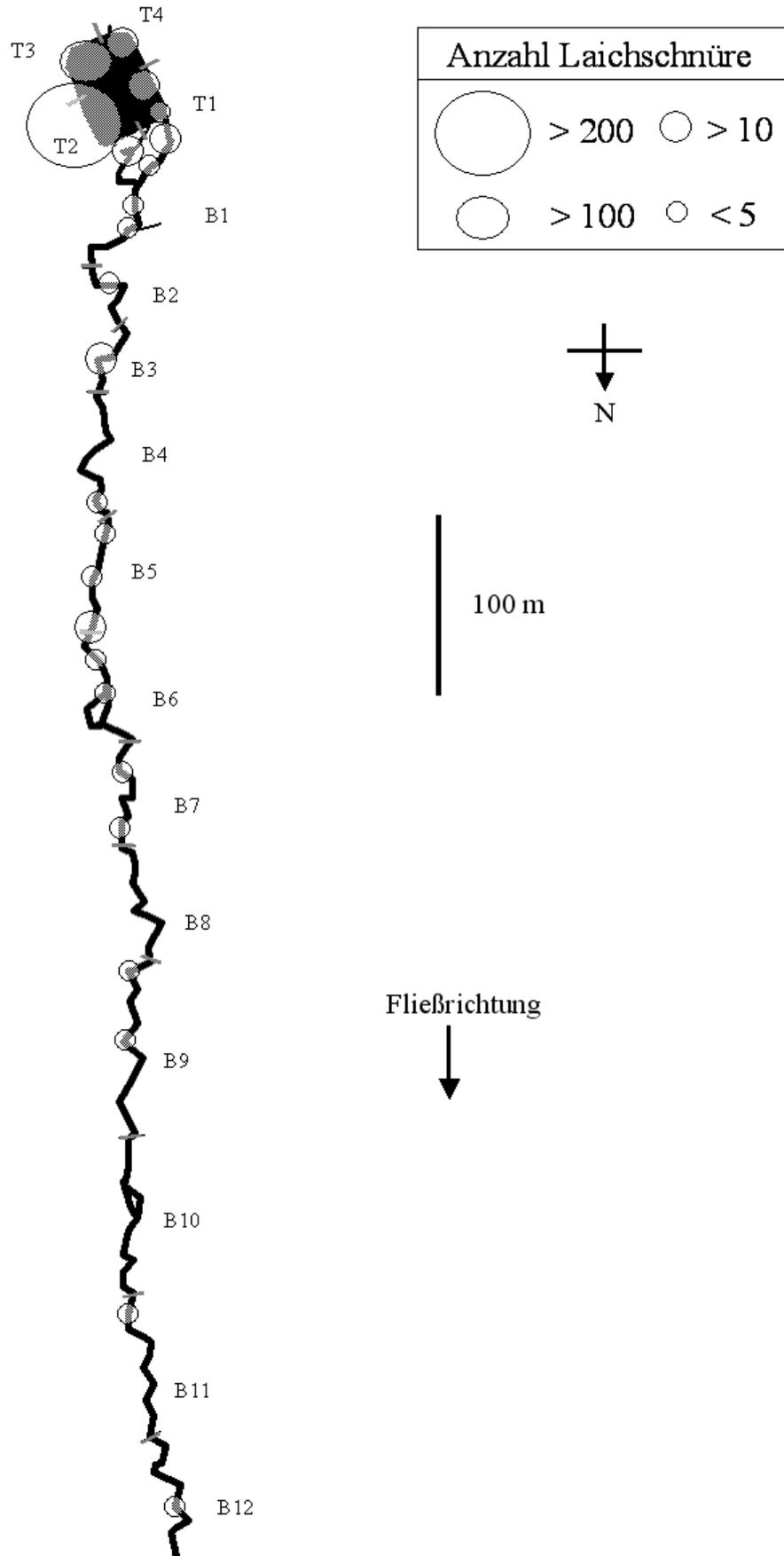


**Abb. 46:** Eine bevorzugte Abblaus-Stelle der Erdkröte im Abschnitt T2 des Wolfsteiches. Die ins Wasser hängenden Äste werden zum Befestigen der Laichschnüre genutzt. Rechts unten am Bildrand ist eines der Laichsäckchen zur Beobachtung der Entwicklungsgeschwindigkeit der Eier eines Schnurstückes sichtbar.

Insgesamt wurden im Wolfsteich 481 Laichschnüre nachgewiesen, im Kajabach hingegen lediglich 93, von denen ein Großteil (35) unweit des Wolfsteiches in Abschnitt B1 zu finden war (Abb. 47, Abb. 48).

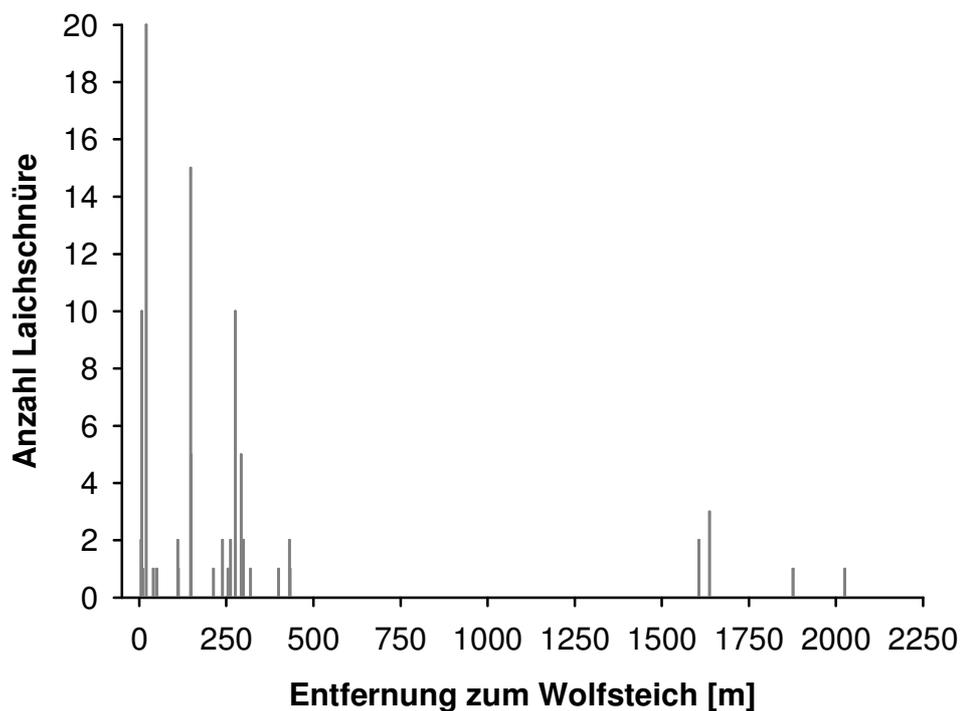


**Abb. 47:** Eine der bevorzugten Ablach-Stellen im Abschnitt B1 des Kajabaches. Hier wurden die Wurzeln einer Erle (*Alnus glutinosa*) zum Befestigen der Laichschnüre gewählt.



**Abb. 48:** Ablageorte von Erdkrötenlaich im Untersuchungsgebiet. Die Größe der Kreise spiegelt die Anzahl der Laichschnüre wider.

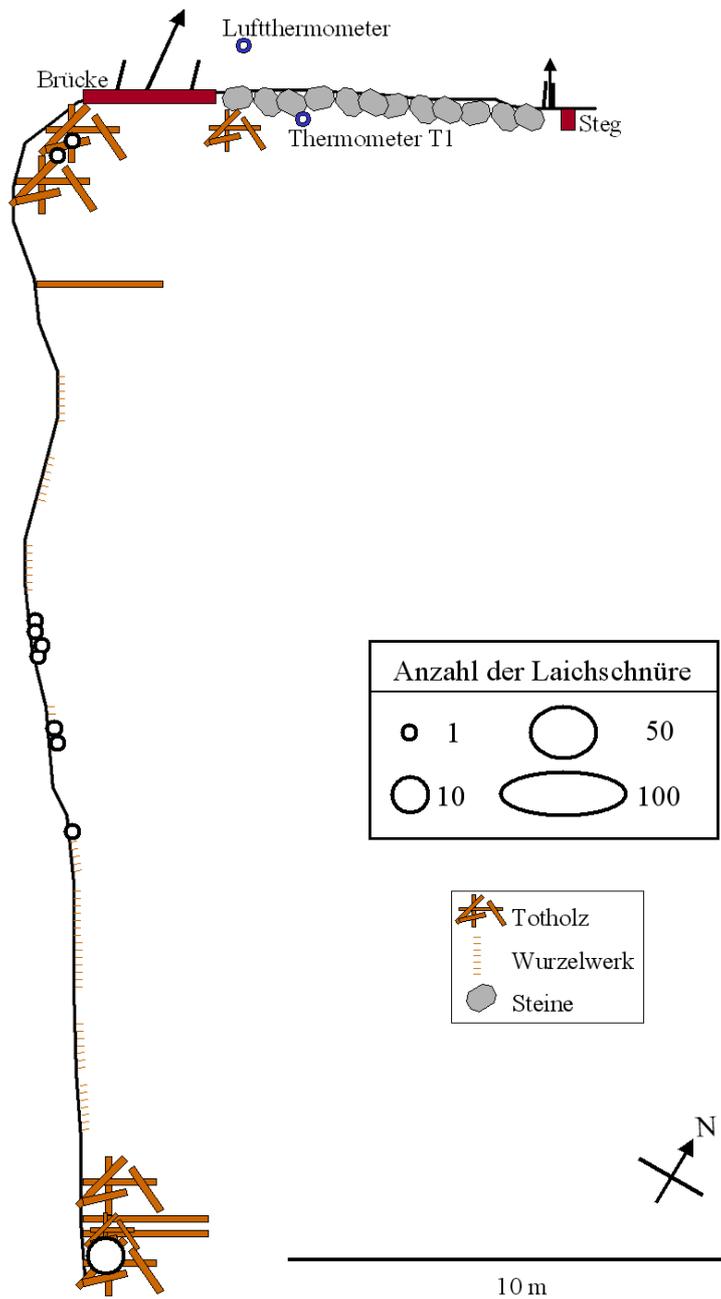
Die Anzahl der Laichschnüre im Kajabach nahm rasch mit zunehmender Entfernung vom Wolfsteich ab (Abb. 49). Die Distanzangaben hierbei beziehen sich auf den Bachverlauf und entsprechen nicht der Luftlinie. In einer Entfernung von etwa 250 m zum Wolfsteich wurden noch um die 20 Laichschnüre gezählt, mit weiter zunehmender Entfernung zum Teich scheint die Attraktivität des Kajabaches als Laichgewässer abzunehmen. Nur mehr vereinzelt konnten weiter bachabwärts Laichschnüre gesichtet werden.



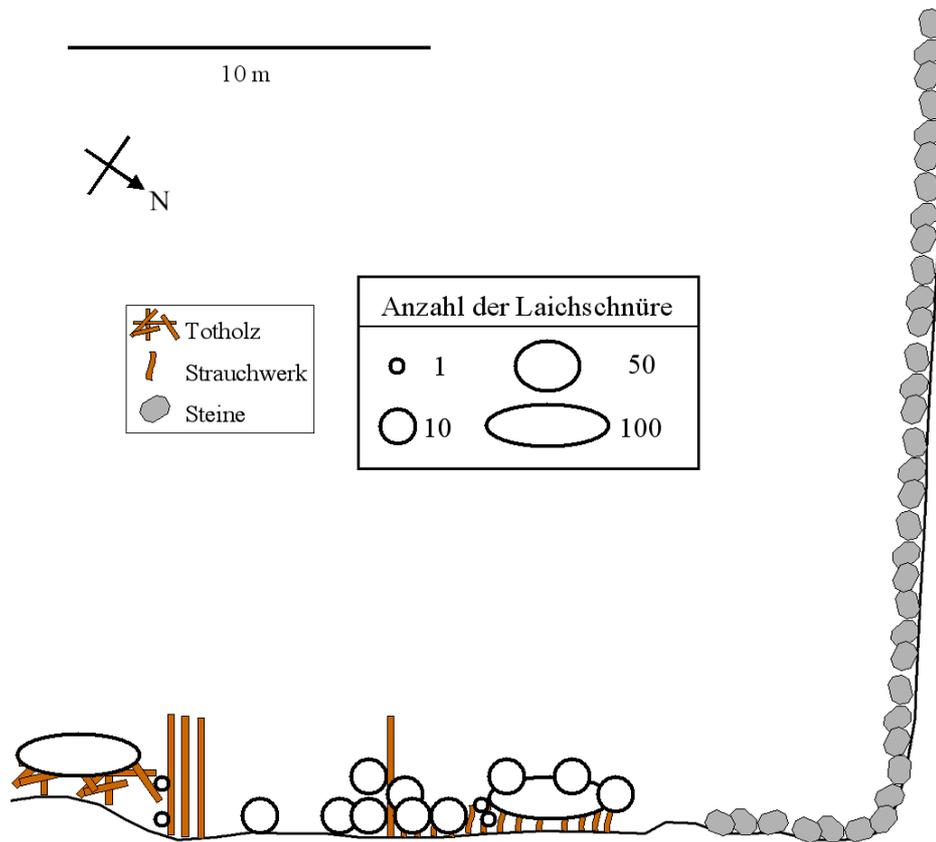
**Abb. 49:** Anzahl gesichteter Laichschnüre im Kajabach in Abhängigkeit von der Entfernung vom Wolfsteich.

In den Abb. 50 bis Abb. 63 sind in den einzelnen Abschnittsskizzen die genauen Fundorte der Laichschnüre und deren exakte, bzw.- bei Massenansammlungen-geschätzte Anzahl vermerkt.

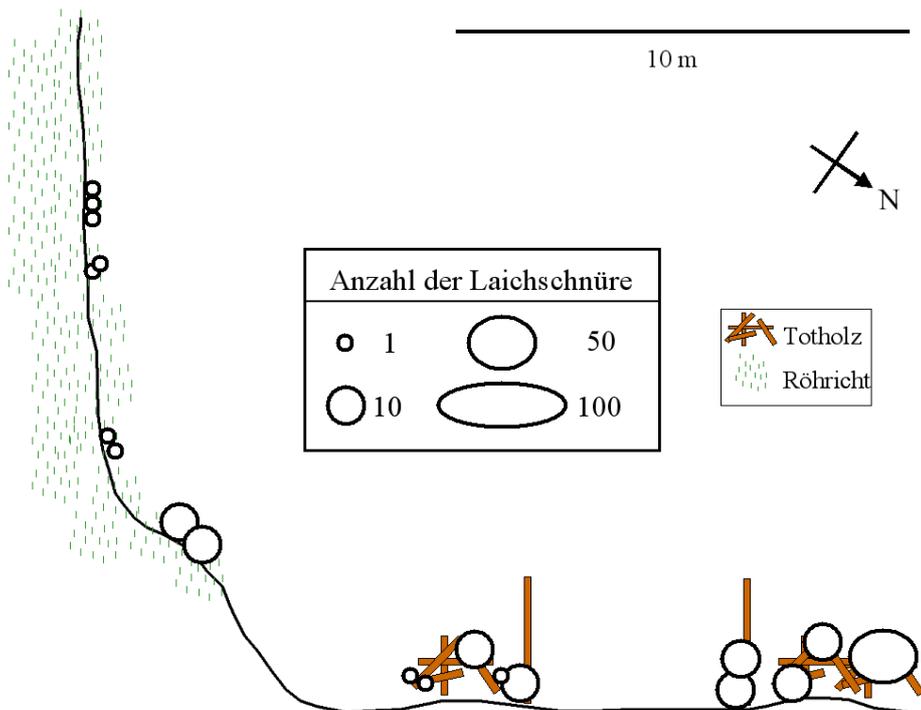
In den Abschnitten B8 und B10 wurden keine Laichschnüre gefunden.



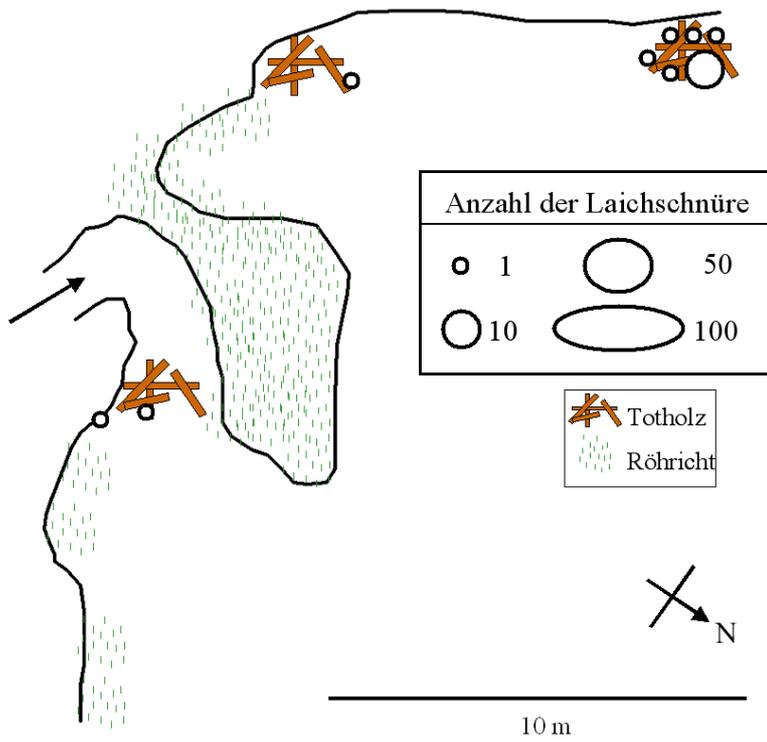
**Abb. 50:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt T1. Bevorzugte Befestigungsstrukturen waren Totholz und Wurzelwerk.



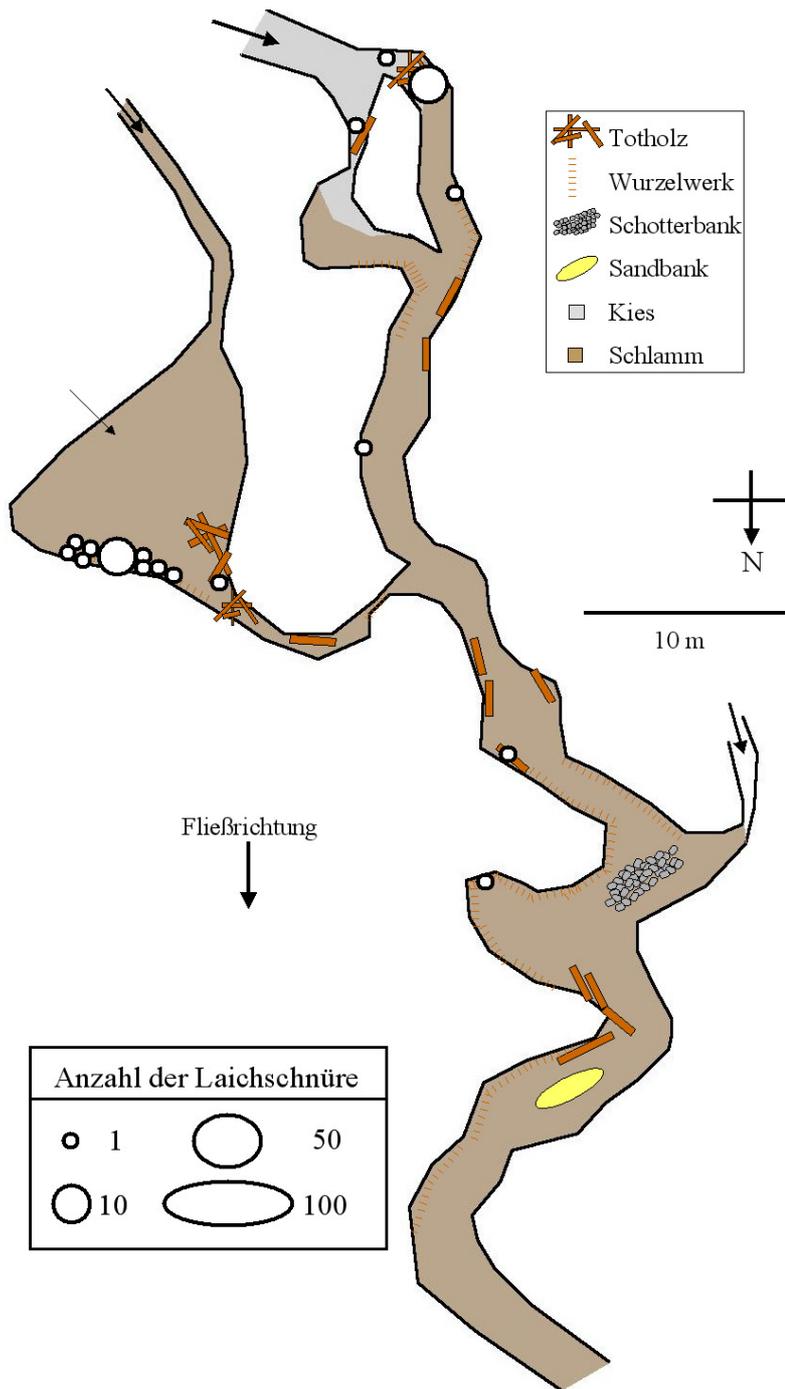
**Abb. 51:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt T2. Bevorzugte Befestigungsstrukturen waren Strauchwerk und Totholz.



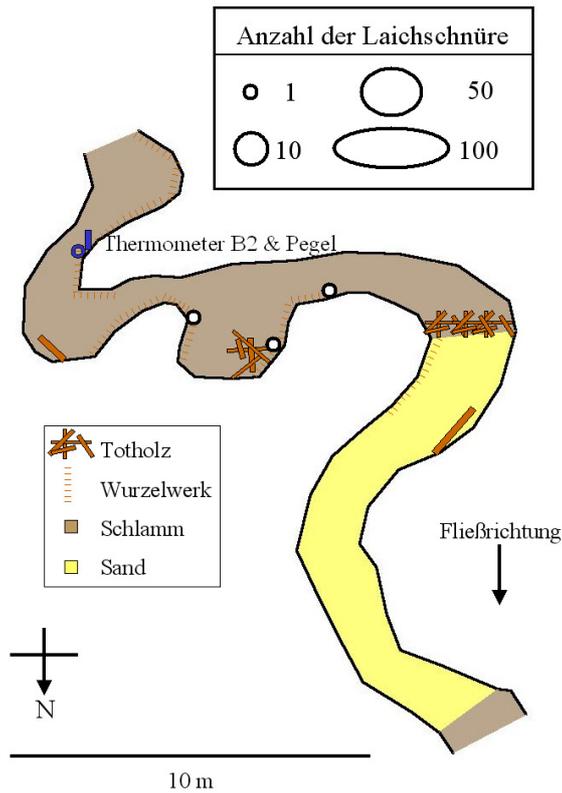
**Abb. 52:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt T3. Bevorzugte Befestigungsstrukturen waren Totholz und Röhrlicht.



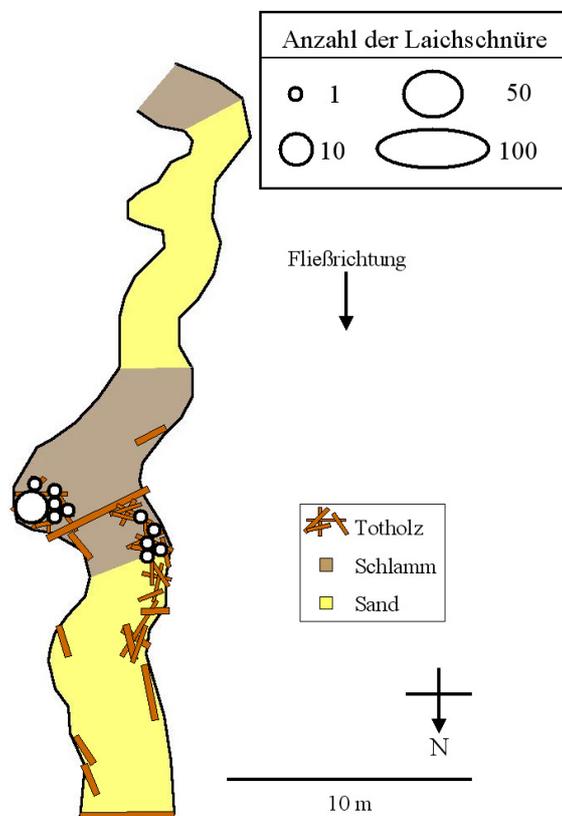
**Abb. 53:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt T4. Die bevorzugte Befestigungsstruktur war Totholz.



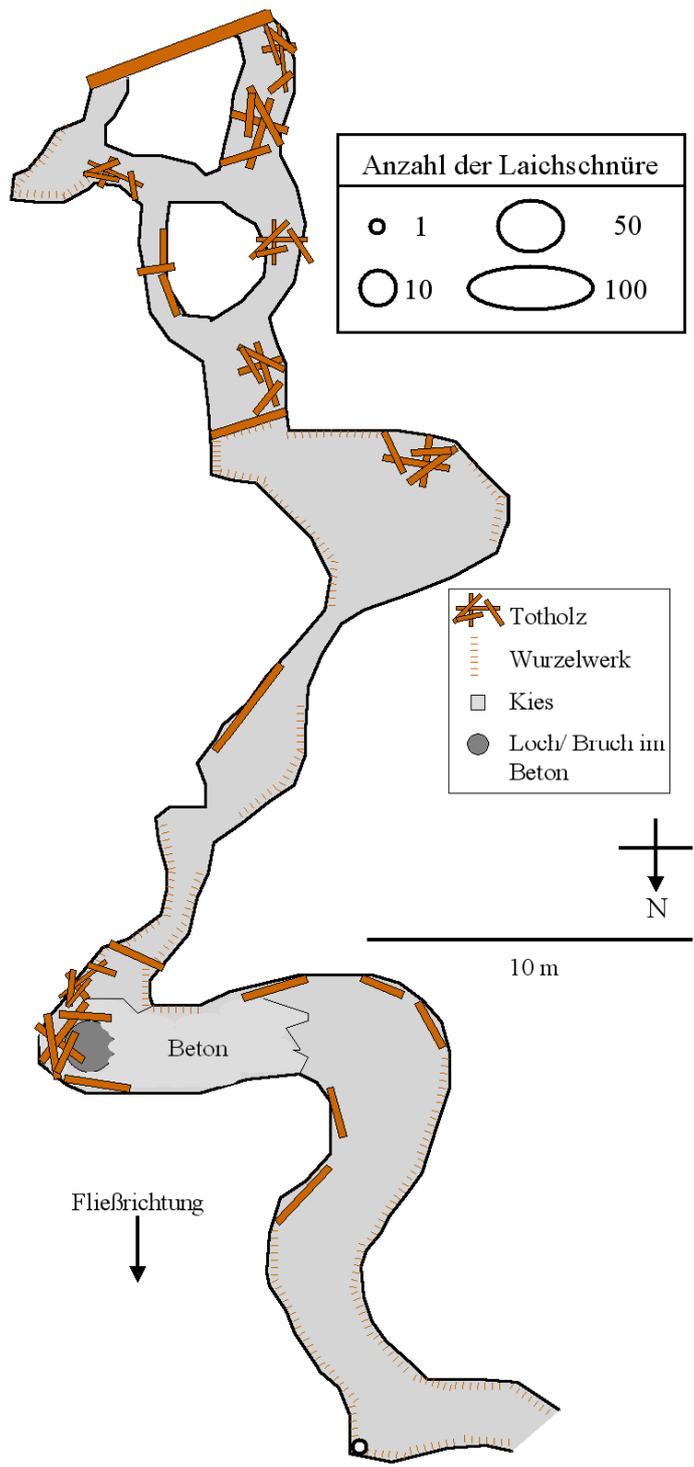
**Abb. 54:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B1. Bevorzugte Befestigungsstrukturen waren Totholz und Wurzelwerk.



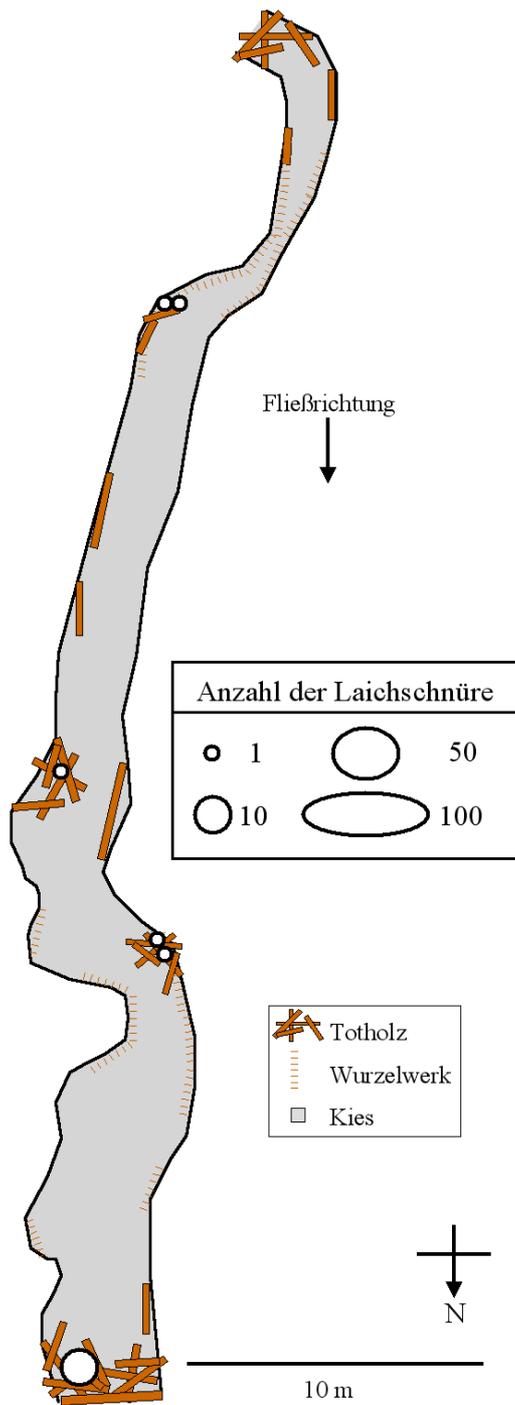
**Abb. 55:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B2. Die bevorzugte Befestigungsstruktur war Wurzelwerk.



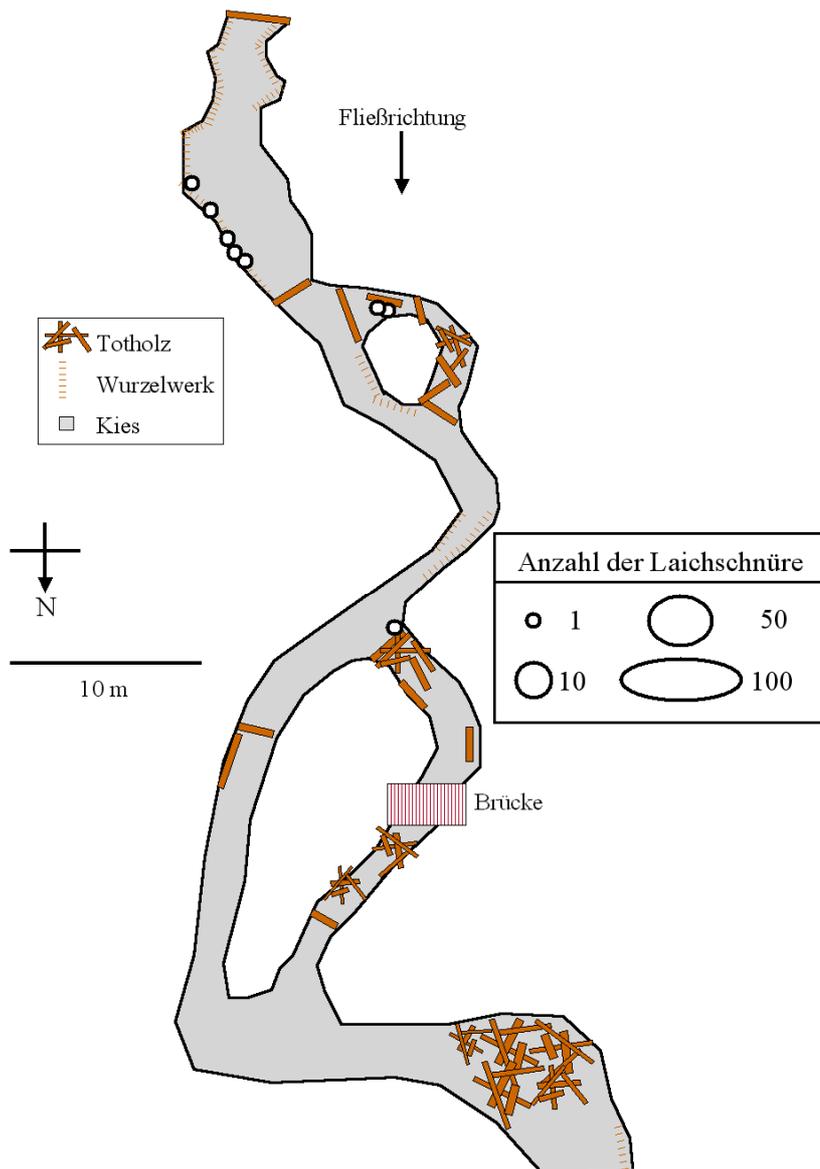
**Abb. 56:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B3. Die bevorzugte Befestigungsstruktur war Totholz.



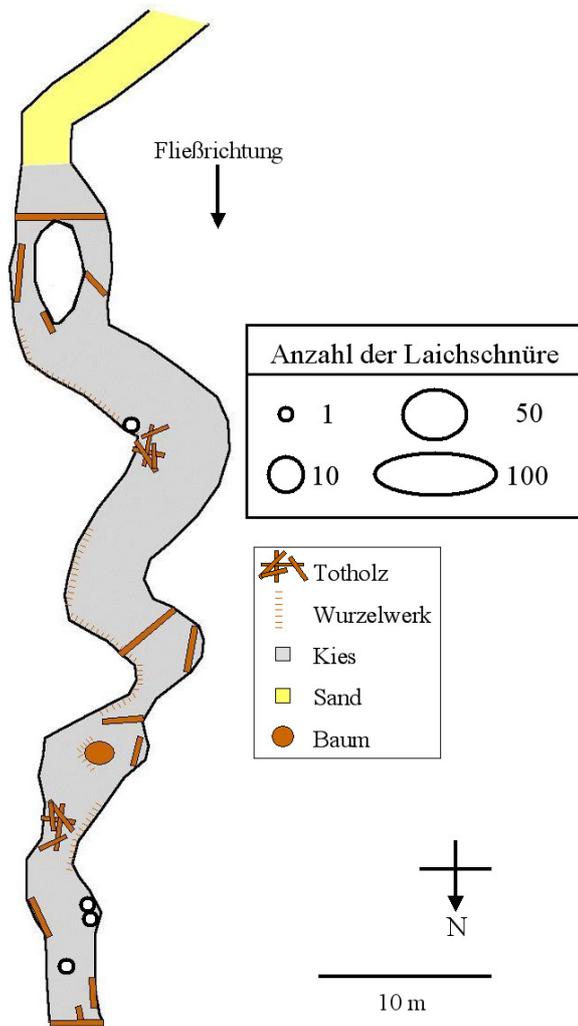
**Abb. 57:** Lage der einzigen gesichteten Laichschnur im Abschnitt B4. Die Befestigungsstruktur war Wurzelwerk.



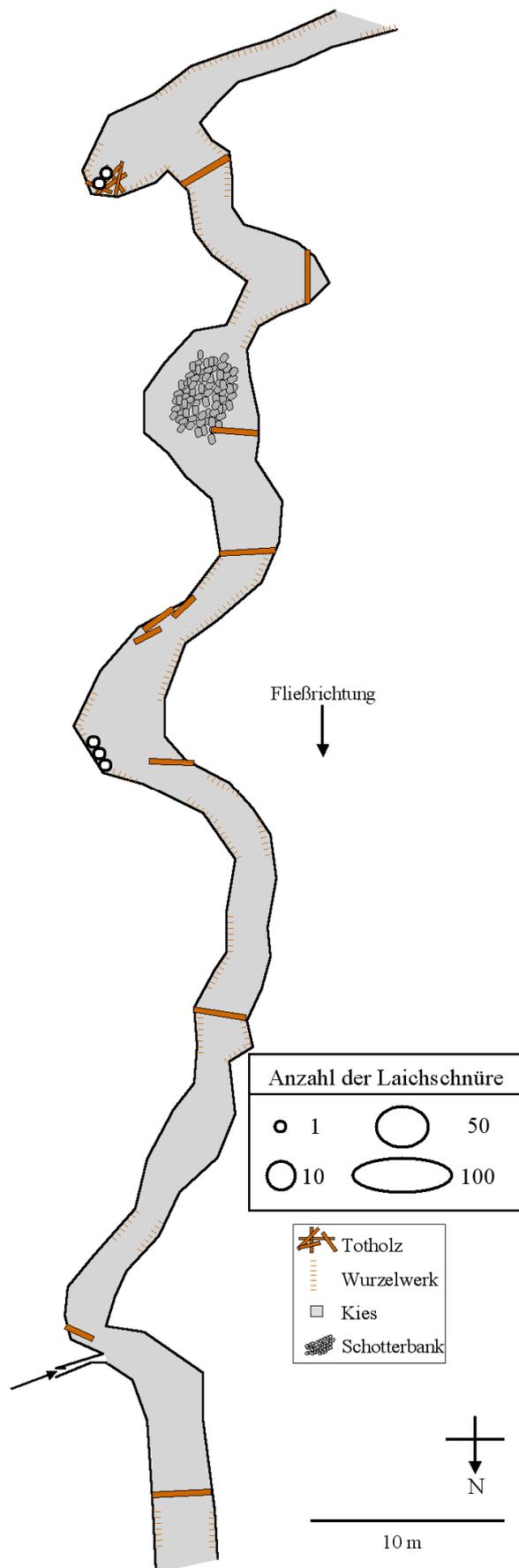
**Abb. 58:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B5. Die bevorzugte Befestigungsstruktur war Totholz.



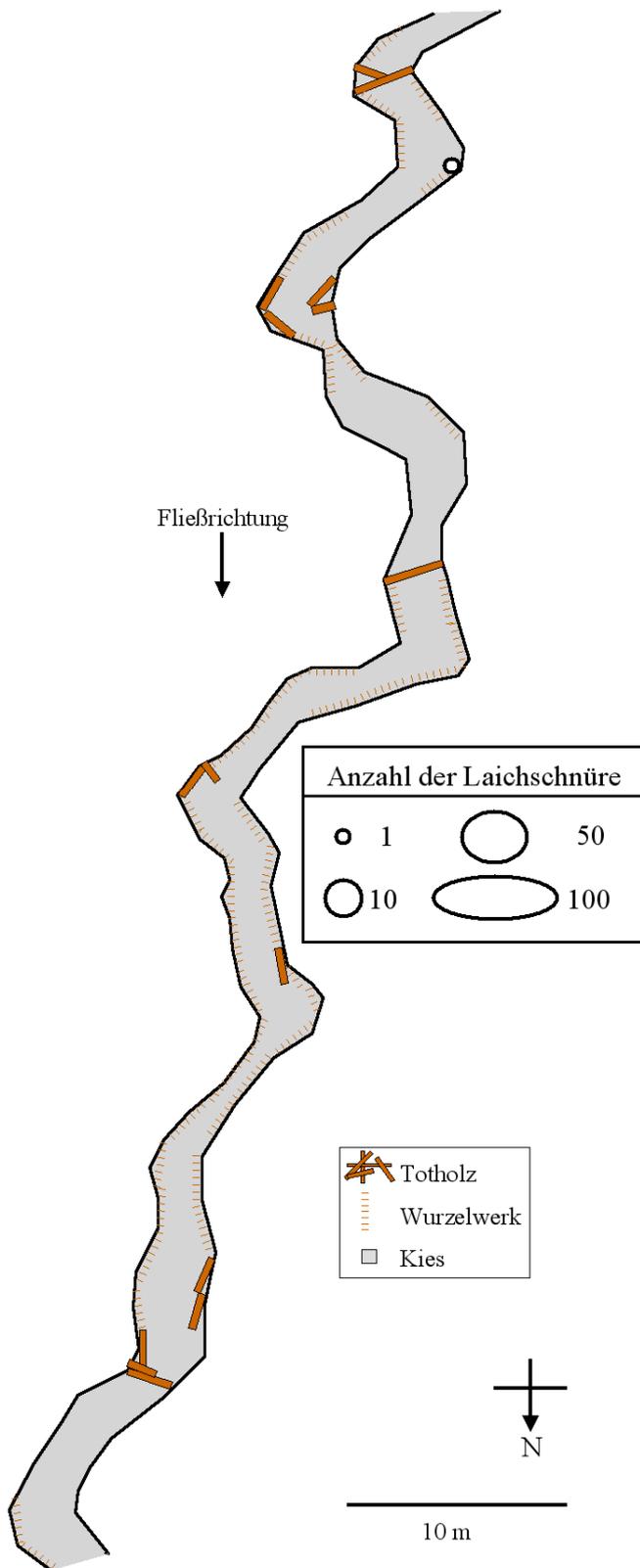
**Abb. 59:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B6. Die bevorzugte Befestigungsstruktur war Wurzelwerk.



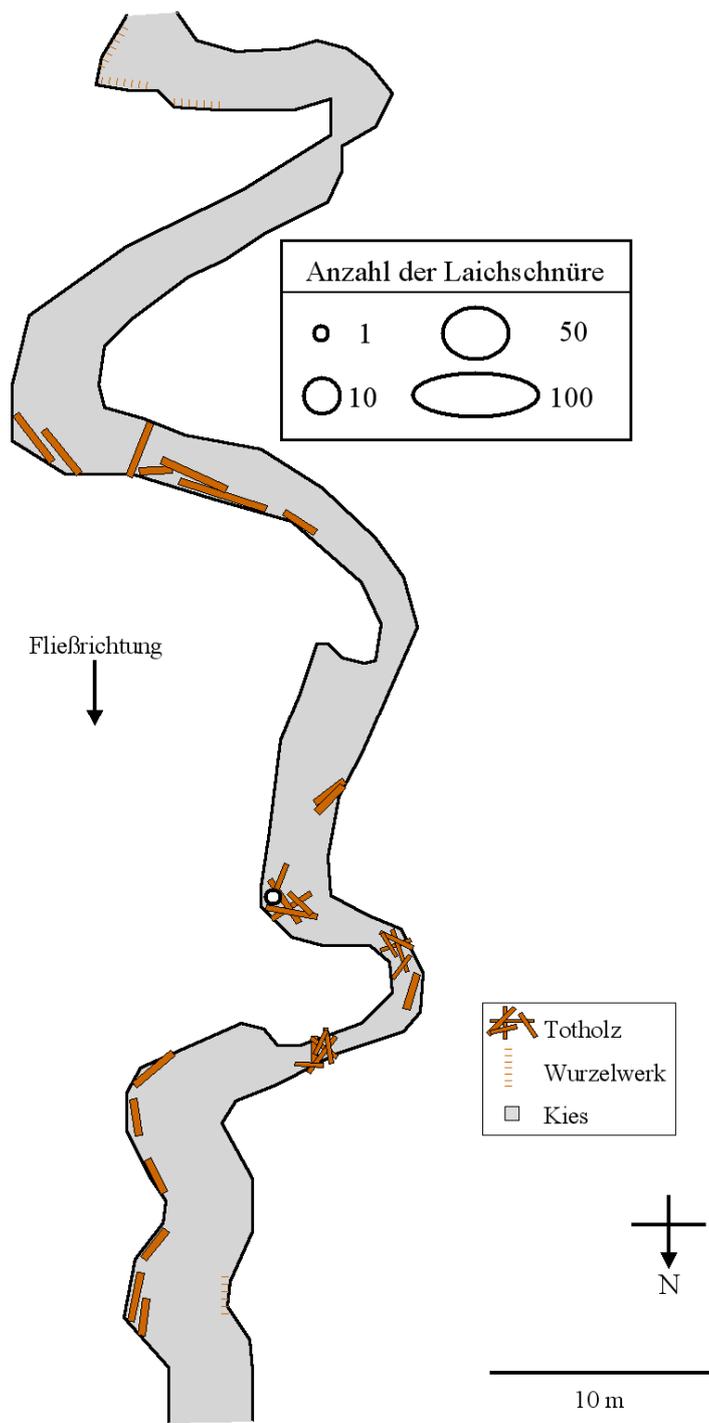
**Abb. 60:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B7. Die bevorzugten Befestigungsstrukturen waren Steine bzw. mineralisches Sediment.



**Abb. 61:** Anzahl und Lage gesichteter Laichschnüre im Abschnitt B9. Die bevorzugte Befestigungsstruktur war Wurzelwerk.



**Abb. 62:** Lage der einzigen gesichteten Laichschnur im Abschnitt B11. Die Befestigungsstruktur war Wurzelwerk.



**Abb. 63:** Lage der einzigen gesichteten Laichschnur im Abschnitt B12. Die Befestigungsstruktur war Totholz.

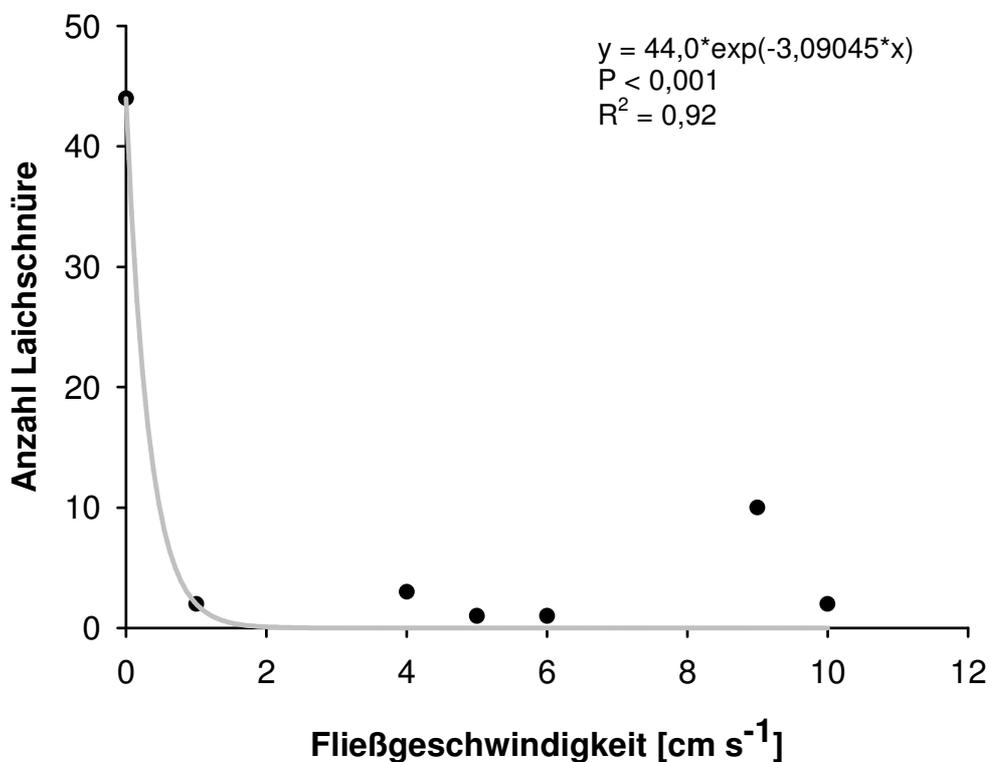
Die Fließgeschwindigkeitsmessungen direkt an den Laichschnüren im Kajabach ergaben, dass Erdkröten durchaus nicht nur in völlig strömungsberuhigte Bereiche des Baches ablaichen. Zwei Laichschnüre konnten sogar bei einer Fließgeschwindigkeit von  $10 \text{ cm s}^{-1}$  gefunden werden. Dieser strömungsexponierte Laich war rasch verschlammt und zerriss meist einige Tage nach dem Ablaichen, wenn die zähe Gallerte der Laichschnur flüssiger wurde (Abb. 64).



**Abb. 64:** Laichschnur (bereits verschlammt) bei einer Fließgeschwindigkeit von  $10 \text{ cm s}^{-1}$ . Die andauernde mechanische Einwirkung der Strömung wird zum Zerreißen des Laichs führen.

Wird die Anzahl der Laichschnüre im Kajabach gegen die Fließgeschwindigkeit aufgetragen, so ergibt sich eine exponentielle Abnahme in der Anzahl der Laichschnüre bei zunehmender Fließgeschwindigkeit ( $P < 0,001$ ,  $R^2 = 0,92$ ) (Abb. 65).

Der kleine Anstieg der Laichschnur-Anzahl bei  $9 \text{ m s}^{-1}$  (Abschnitt B5) ist auf eine größere Laichansammlung in Totholz vor einem Staubereich zurückzuführen.



**Abb. 65:** Anzahl der Laichschnüre im Kajabach in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit.

Die Art der Befestigung war in Wolfsteich und Kajabach unterschiedlich (Tabelle 7): In beiden Gewässern war das bevorzugte Befestigungssubstrat Totholz, wobei der Gesamtanteil der an Totholz befestigten Laichschnüre im Wolfsteich mit 83,8 % deutlich höher ausfällt als im Kajabach mit lediglich 58,1 %. Weitaus häufiger (36,6 %) wurde im Kajabach Wurzelwerk zum Befestigen der Laichschnüre gewählt als im Wolfsteich (5,8 %). Röhricht bzw. überstaute, krautige Ufervegetation als Befestigungsmöglichkeit fehlt im Kajabach völlig, während es im Wolfsteich mit 10,4 % nach dem Totholz die häufigste Art der Befestigung darstellt (Abb. 66).

Unbefestigte oder auf mineralischem Untergrund angebrachte Laichschnüre waren im Kajabach nur sehr spärlich zu finden, im Wolfsteich überhaupt nicht.

**Tabelle 7:** Art der Befestigung der Laichschnüre im Vergleich Wolfsteich zu Kajabach sowie prozentuelle Anteile der einzelnen Befestigungsmodi in beiden Gewässern.

Gewässer		Befestigung					Summe
		Totholz	Wurzelwerk	Röhricht	Stein	keine	
Wolfsteich	n	403	28	50	0	0	481
	%	83,8	5,8	10,4	0,0	0,0	100
Kajabach	n	54	34	0	4	1	93
	%	58,1	36,6	0,0	4,3	1,1	100



**Abb. 66:** Links: Laichschnüre im Wolfsteich, typischerweise an Totholz befestigt. Rechts: Eine typische Abblach-Stelle im Kajabach (B12) mit Laichsäckchen zur Gelegemarkierung. Hier sind die Laichschnüre an in den Bach ragenden Wurzeln befestigt.

$\chi^2$ -Tests der Befestigungsmodi im direkten Vergleich untereinander ergaben im Wolfsteich fast durchgehend hoch signifikante Unterschiede der bevorzugten Art der Befestigung (Tabelle 8). Im Kajabach waren die Ergebnisse ähnlich (Tabelle 9), wiewohl die Verteilung der Befestigungsmodi nicht durchgehend hoch signifikant ungleich war (vgl.  $\chi^2$  von Totholz mit Wurzelwerk lediglich signifikant).

**Tabelle 8:** Ergebnisse der  $\chi^2$ -Tests der Befestigungsmodi im Wolfsteich und Signifikanzniveaus (\* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01, \*\*\* = P < 0,001).

<b>Befestigungsmodi im Wolfsteich(<math>\chi^2</math>-Tests)</b>					
	Totholz	Wurzelwerk	Röhricht	Stein	keine
Totholz	-	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***
Wurzelwerk	> 10,83***	-	> 6,64**	> 10,83***	> 10,83***
Röhricht	> 10,83***	> 6,64**	-	> 10,83***	> 10,83***
Stein	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	-	> 10,83***
keine	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	-

**Tabelle 9:** Ergebnisse der  $\chi^2$ -Tests der Befestigungsmodi im Kajabach und Signifikanzniveaus (\* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01, \*\*\* = P < 0,001).

<b>Befestigungsmodi im Kajabach(<math>\chi^2</math>-Tests)</b>					
	Totholz	Wurzelwerk	Röhricht	Stein	keine
Totholz	-	> 3,84*	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***
Wurzelwerk	> 3,84*	-	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***
Röhricht	> 10,83***	> 10,83***	-	> 10,83***	> 10,83***
Stein	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	-	> 10,83***
keine	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	> 10,83***	-

$\chi^2$ -Tests gleicher Befestigungsmodi im Vergleich Kajabach zu Wolfsteich ergaben hoch signifikante Unterschiede in der Anzahl auf ähnliche Weise befestigter Laichschnüre in beiden Gewässern, wobei lediglich Wurzelwerk als Befestigungsmodus nicht signifikant war, d.h. Wurzelwerk sowohl im Wolfsteich als auch im Kajabach prozentuell ähnlich oft von der Erdkröte verwendet wurde (Tabelle 10).

Dies würde darauf hinweisen, dass die Erdkröte im Wolfsteich andere Befestigungspräferenzen hat als im Kajabach. Zumindest bei einem der Befestigungsmodi- dem Röhricht im Wolfsteich- ist dies ob des spärlichen oder sogar fehlenden Vorkommens einzelner Befestigungsstrukturen im jeweils anderen Gewässer zu erklären.

**Tabelle 10:** Ergebnisse der  $\chi^2$ -Tests gleicher Befestigungsmodi und Signifikanzniveaus (\* = P < 0,05, \*\* = P < 0,01, \*\*\* = P < 0,001) im Vergleich Wolfsteich zu Kajabach. Hier wurden nur gleiche Befestigungsmodi gegeneinander verglichen.

<b>Befestigungsmodi im Vergleich Wolfsteich/ Kajabach(<math>\chi^2</math>-Tests)</b>					
	Totholz	Wurzelwerk	Röhricht	Stein	keine
Totholz	> 10,83***	-	-	-	-
Wurzelwerk	-	n. s.	-	-	-
Röhricht	-	-	> 10,83***	-	-
Stein	-	-	-	> 10,83***	-
keine	-	-	-	-	> 10,83***

Die Uferentwicklung der einzelnen Abschnitte wurde gesondert für Wolfsteich und Kajabach nach zunehmender Komplexität geordnet, um mögliche Zusammenhänge mit den Ablach-Präferenzen der Erdkröte zu analysieren. Allerdings konnten keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen zunehmender Uferentwicklung und Gelegezahl festgestellt werden (Tabelle 11).

**Tabelle 11:** Ansteigende Uferentwicklung von Wolfsteich und Kajabach mit zugehöriger Gelegezahl.

<b>Gewässer</b>	<b>Uferentwicklung</b>	<b>Gelegezahl</b>	<b>Abschnitt</b>
<b>Wolfsteich</b>	1,02	304	T2
	1,03	19	T1
	1,07	140	T3
	1,54	18	T4
<b>Kajabach</b>	1,15	15	B5
	1,23	1	B11
	1,25	4	B7
	1,26	0	B10
	1,27	20	B3
	1,32	5	B9
	1,40	35	B1
	1,47	0	B8
	1,49	8	B6
	1,59	1	B12
	1,60	1	B4
	1,80	3	B2

## 4.1.2 Schlüpfen

### 4.1.2.1 Entwicklungsdauer

Als Entwicklungsdauer wurde der Zeitraum zwischen dem Markieren der frisch abgelaichten Gelege (Gosner- Stadium 1 bis 2) und dem Schlüpfen der Larven aus der Gallerte herangezogen. Sie umfasst eine Spannweite von 6 bis 9 Tagen (Abb. 67).

Die Entwicklungsdauer in Tagen bei den Laichschnüren im Wolfsteich und jenen im Kajabach war statistisch hoch signifikant verschieden (T-Test:  $P < 0,001^{***}$ ,  $df = 26$ ). Allerdings gab es zwischen Wolfsteich und Kajabach keine signifikanten Unterschiede im Schlüpfstadium der Larven (Gosner- Stadium 17 oder 18).

Die Entwicklungsdauer der Gelege wurde auf Korrelationen mit den Temperaturen, denen sie ausgesetzt waren (= Spannweite der Temperatur) überprüft. Hier ergab sich eine negative Korrelation, was bedeutet, dass höhere Temperaturen eine kürzere Entwicklungsdauer bedingten.

**Tabelle 12:** Korrelationskoeffizient (R) und Signifikanz der Korrelation zwischen der Entwicklungsdauer in Tagen und der Spannweite der Wassertemperatur in °C.

Korrelationen nach Spearman		
		Temperaturspannweite
Entwicklungsdauer	R	-0,460
	Signifikanz	< 0,05*
N = 28		

Ebenfalls wurde die Beziehung zwischen der Entwicklungsdauer und dem schlüpfenden Stadium bzw. dem Ablaich- und Schlüpfdatum sowie der Ablageentfernung zum Wolfsteich getestet (Tabelle 13). Es ergaben sich positive Korrelationen zwischen der Entwicklungsdauer und dem Schlüpftag sowie zwischen dem Ablaichtag und dem Schlüpftag; des Weiteren ergaben sich hoch signifikante, positive Korrelationen der Ablageentfernung zum Wolfsteich mit der Entwicklungsdauer, dem Ablaich- und dem Schlüpfdatum. Dies bedeutet also mit zunehmender Entwicklungsdauer ein späteres Schlüpfdatum, bzw. mit späterem Ablaichen ein späteres Schlüpfdatum; weiterhin mit zunehmender Ablageentfernung zum Wolfsteich eine längere Entwicklungsdauer, späteres Ablaichen und späteres Schlüpfen.

**Tabelle 13:** Korrelationskoeffizienten (R) und Signifikanzen der Korrelationen zwischen der Entwicklungsdauer in Tagen, dem schlüpfenden Stadium, dem Ablaidatum und dem Schlüpfdatum.

Korrelationen nach Spearman						
		Entwicklungsdauer	Stadium	Ablaidtag	Schlüpftag	Entfernung
Entwicklungsdauer	R	-	0,202	0,337	0,566	0,602
	Signifikanz	-	0,304	0,079	< 0,01**	< 0,001***
Schlüpfendes Stadium	R	0,202	-	-0,027	0,059	0,073
	Signifikanz	0,304	-	0,892	0,767	0,713
Ablaidtag	R	0,337	-0,027	-	0,958	0,820
	Signifikanz	0,079	0,892	-	< 0,001***	< 0,001***
Schlüpftag	R	0,566	0,059	0,958	-	0,850
	Signifikanz	< 0,01**	0,767	< 0,001***	-	< 0,001***
Entfernung Teich [m]	R	0,602	0,073	0,820	0,850	-
	Signifikanz	< 0,001***	0,713	< 0,001***	< 0,001***	-

N = 28

Des Weiteren ergaben sich signifikante Korrelationen zwischen der Entwicklungsdauer in Tagen mit der Fließgeschwindigkeit, sowie zwischen der Entfernung und der Fließgeschwindigkeit (Tabelle 14). Dies bedeutet, dass bei zunehmender Fließgeschwindigkeit auch die Entwicklungszeit zunimmt, bzw. dass die Erdkröten mit zunehmender Entfernung vom Wolfsteich bei höheren Fließgeschwindigkeiten ablaichten.

**Tabelle 14:** Korrelationskoeffizienten (R) und Signifikanzen der Korrelationen zwischen der Entwicklungsdauer in Tagen mit der Fließgeschwindigkeit in  $\text{cm s}^{-1}$  sowie zwischen der Ablage-Entfernung vom Wolfsteich in m und der Fließgeschwindigkeit.

Korrelationen nach Spearman		
		Fließgeschwindigkeit
Entwicklungsdauer	R	0,383
	Signifikanz	< 0,05*
Entfernung	R	0,628
	Signifikanz	< 0,001***

N = 28

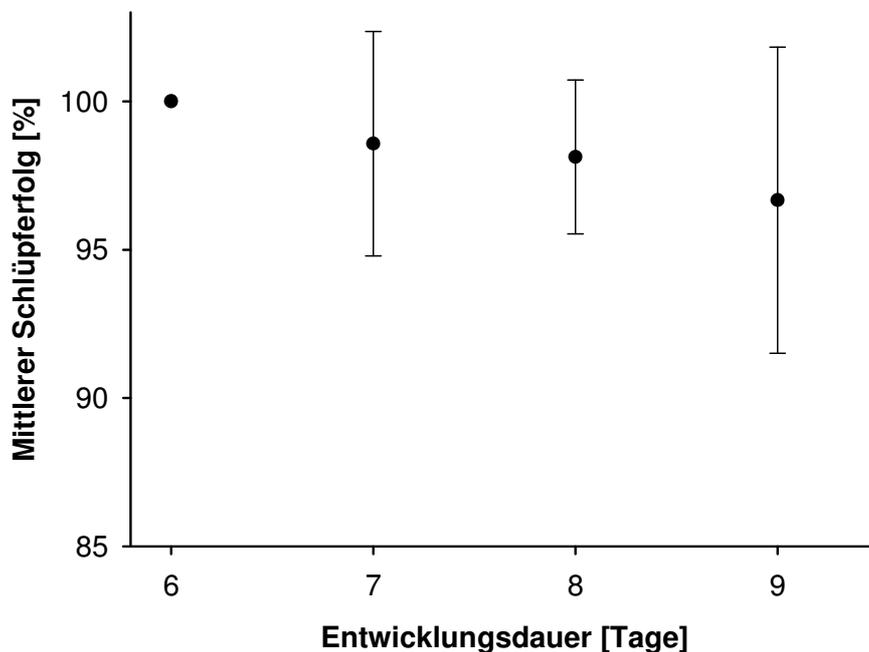
#### 4.1.2.2 Schlüpfertag

Der Schlüpfertag markierter Laichschnurstücke wurde optisch durch prozentuelle Schätzung bestimmt, bezieht sich also lediglich auf einen etwa 10 cm langen Teil der gesamten Laichschnur. Er wurde zu jenem Zeitpunkt geschätzt, als alle Larven die Gallertschnur bereits verlassen hatten. Das Verlassen der Gallerte fand durchschnittlich im Gosner- Stadium 18 statt, teilweise bereits in Stadium 17, also durchgehend zu einem Zeitpunkt, an dem die Larven noch weitestgehend unbeweglich waren.

Mit zunehmender Entwicklungsdauer nahm der Schlüpfertag im Mittel geringfügig ab (Abb. 67), während die Abweichungen vom Mittelwert zunahmten, wie an der

Standardabweichung bemerkbar ist. Nur zwei der 28 markierten Gelege hatten eine Entwicklungszeit von 6 Tagen mit jeweiligem Schlüpfertag von 100 %, weshalb in diesem Falle keine Standardabweichung angegeben wurde.

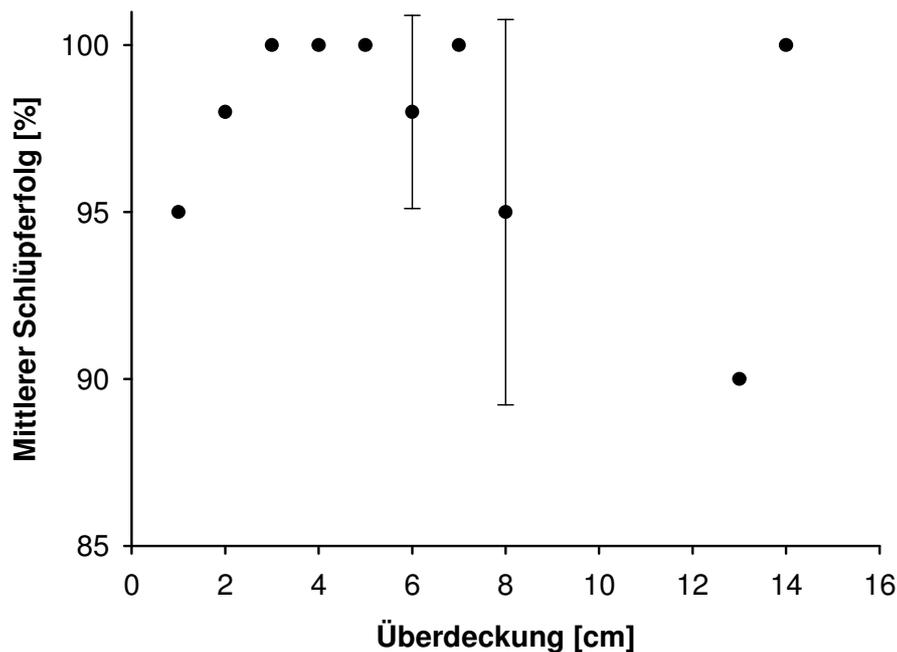
Ein  $\chi^2$ -Test nach Pearson ergab signifikante Unterschiede beim Schlüpfertag bei unterschiedlicher Entwicklungsdauer ( $P < 0,05^*$ ,  $df = 27$ ), wobei eine negative Korrelation andeutungsweise erkennbar ist ( $R = -0,341$ ,  $P = 0,075$ ,  $N = 28$ ). Das würde bedeuten, dass mit zunehmender Entwicklungsdauer der Schlüpfertag tendenziell geringfügig abnimmt.



**Abb. 67:** Mittlerer Schlüpfertag der Larven (+/- S.D.) bei einer Entwicklungsdauer von sechs bis neun Tagen.

Der mittlere Schlüpfertag wurde in gleichem Maße gegen die Wasserüberdeckung aufgetragen (Abb. 68). Überdeckungen von 1, 4, 13 und 14 cm sind Einzelfälle und weisen daher keine Standardabweichung auf. Zu bemerken ist ein leichter Anstieg des Schlüpfertages bei Wasserüberdeckungen von 1 bis 3 cm und ein Abfall ab einer Überdeckung von etwa 8 cm, wobei allerdings hierbei eine hohe Standardabweichung vorliegt.

Der  $\chi^2$ -Test nach Pearson ergab signifikante Unterschiede beim Schlüpfertag bei unterschiedlicher Wasserüberdeckung des Laichs ( $P < 0,05^*$ ,  $df = 27$ ), eine eindeutige Korrelation konnte nicht festgestellt werden.

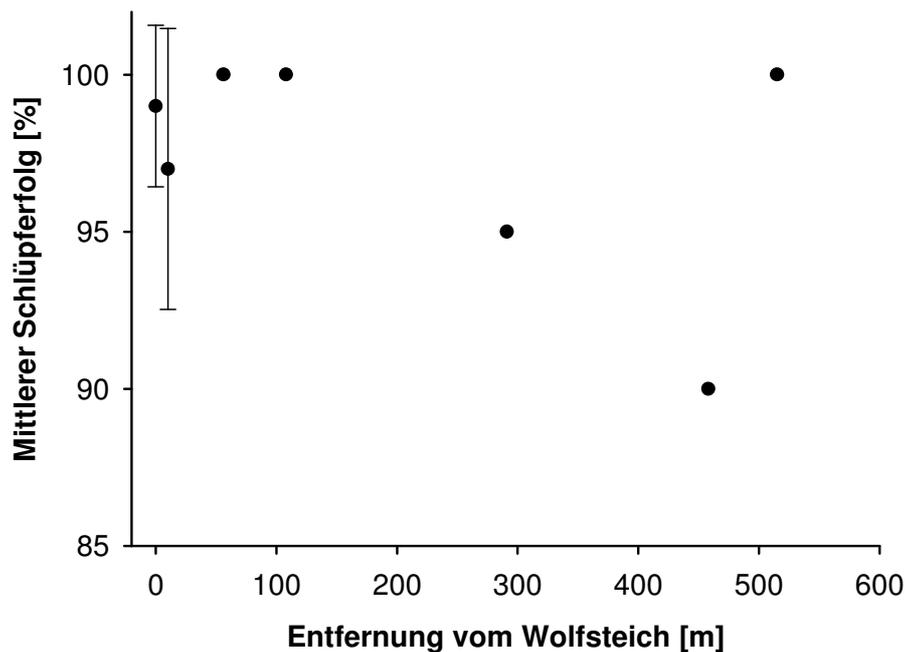


**Abb. 68:** Mittlerer Schlüpfertfolg der Larven (+/- S.D.) bei unterschiedlicher Wasserüberdeckung des Laichs.

In Abb. 69 ist der mittlere Schlüpfertfolg gegen die Ablageentfernung des Laichs zum Wolfsteich aufgetragen. Die Entfernung von 0 m entspricht dem Wolfsteich. Hierbei handelt es sich lediglich bei den Werten für 0 und 10 m um Mittelwerte mit Standardabweichungen, jene ohne Standardabweichungen sind Einzelwerte.

Zu beachten sind die Unterschiede in Mittelwert und Standardabweichungen des Schlüpfertfolges der Gelege zwischen dem Wolfsteich und dem Kajabach in Abschnitt B1, nur etwa 10 m vom Wolfsteich entfernt. An dieser Stelle des Kajabachs sind die Schwankungen im Schlüpfertfolg deutlich ausgeprägter als im Wolfsteich.

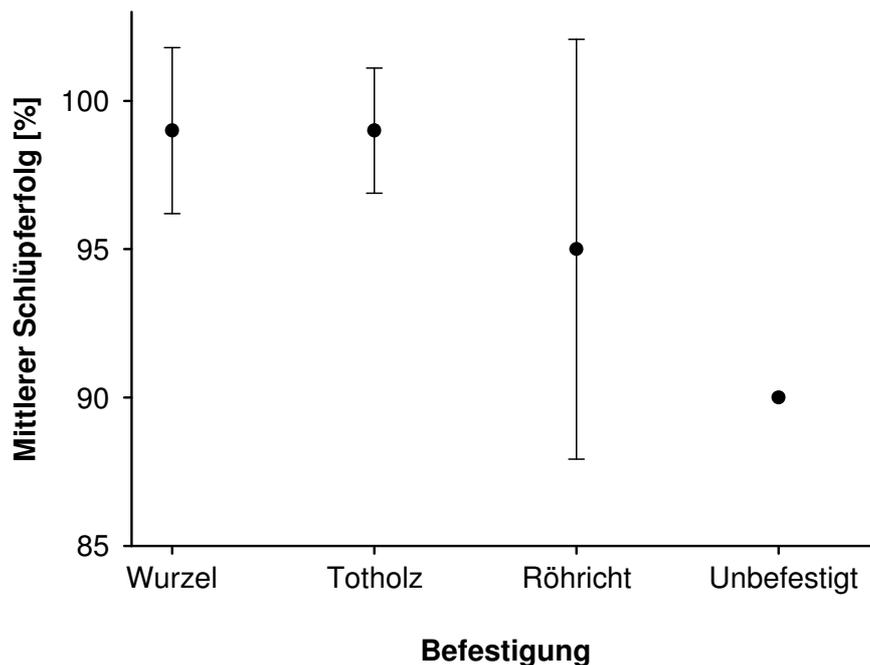
Es konnten keine signifikanten Unterschiede im Schlüpfertfolg bei unterschiedlicher Entfernung zum Wolfsteich festgestellt werden.



**Abb. 69:** Mittlerer Schlüpfertag der Larven (+/- S.D.) bei zunehmender Entfernung vom Wolfsteich (0 m = Wolfsteich).

Bei unterschiedlichen Befestigungsmodi waren Unterschiede im Schlüpfertag sichtbar (Abb. 70). An Wurzeln oder Totholz befestigte Laichschnüre wiesen einen durchgehend hohen Schlüpfertag mit geringen Abweichungen vom Mittel auf. Laichschnüre, die an Röhrlicht bzw. an überstauten krautigen Pflanzen der Ufervegetation befestigt waren (vor allem in Abschnitt T3) hatten im Mittel einen geringeren Schlüpfertag mit auffallend hoher Standardabweichung. Nur ein Gelege wurde gefunden und markiert, das unbefestigt auf dem Gewässergrund liegend aufgefunden wurde. Hier fiel der Schlüpfertag mit 90 % verhältnismäßig gering aus.

Auch ein  $\chi^2$ -Test nach Pearson bestätigte signifikante Unterschiede im Schlüpfertag bei den verschiedenen Befestigungsmodi ( $P < 0,05^*$ ,  $df = 27$ ). Hier ist ebenfalls eine signifikante negative Korrelation bemerkbar ( $R = -0,460$ ,  $P < 0,05^*$ ,  $N = 28$ ), was in diesem Falle bedeutet, dass den höchsten Schlüpfertag an Wurzelwerk befestigte Gelege aufwiesen, gefolgt von an Totholz und an Röhrlicht befestigten. Den geringsten Schlüpfertag wies das unbefestigte Gelege auf.



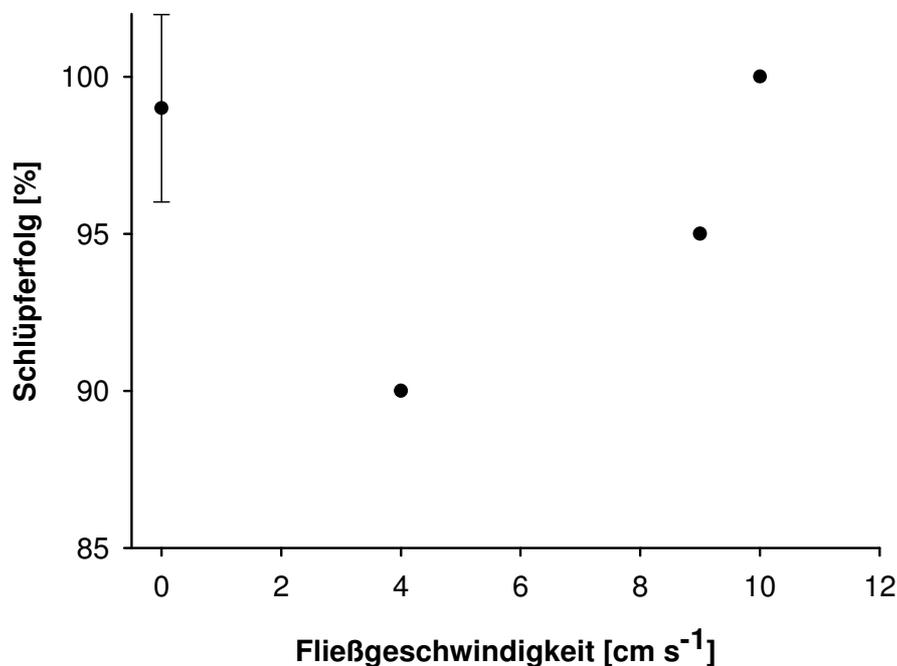
**Abb. 70:** Mittlerer Schlüpfertfolg der Larven (+/- S.D.) bei unterschiedlichen Befestigungsmodi. Unbefestigt auf dem Gewässergrund liegend war nur eine Laichschnur auffindbar.

Die Laichschnüre waren unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten ausgesetzt, wobei der mit Abstand größte Anteil des Erdkrötenlaichs in völlig strömungsberuhigten Bereichen aufgefunden wurde. Es zeigten sich Unterschiede im Schlüpfertfolg bei unterschiedlichen Strömungsverhältnissen (Abb. 71): bei Nullströmung war der Schlüpfertfolg durchgehend sehr hoch, was auch an der geringen Standardabweichung sichtbar ist.

Bei mäßigen Fließgeschwindigkeiten von  $4 \text{ cm s}^{-1}$  war der Schlüpfertfolg mit 90 % am geringsten. Dies könnte jedoch auch an der Art der Befestigung liegen, da es sich hier um jenen Laich handelt, der völlig unbefestigt aufgefunden wurde.

Jener Laich, der einer Fließgeschwindigkeit von  $10 \text{ cm s}^{-1}$  ausgesetzt war, weist einen hundertprozentigen Schlüpfertfolg auf, was an der guten Versorgung mit Sauerstoff liegen könnte. Allerdings gilt für die die Schlüpfertfolg-Schätzwerte bei Laich, der bei Fließgeschwindigkeiten über  $0 \text{ cm s}^{-1}$  exponiert war, die Beobachtung, dass der ursprüngliche, unmarkierte Laich vielfach nicht an Ort und Stelle des Ablageplatzes blieb, sondern bereits wenige Tage nach Ablachen verdriftet wurde. Der markierte Laich in den Säckchen wurde vor dem Verdriften bewahrt und entwickelte sich demnach möglicherweise anders als der ungeschützte Stammlaich.

Hier ergab ein  $\chi^2$ -Test nach Pearson hoch signifikante Unterschiede im Schlüpfertag bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten ( $P < 0,01^{**}$ ,  $df = 27$ ). Eine lineare Korrelation konnte nicht festgestellt werden.



**Abb. 71:** Schlüpfertag der Larven (+/- S.D.) bei zunehmender Fließgeschwindigkeit. Der Schlüpfertag von Larven bei Nullströmung ist ein Mittelwert, bei den anderen Daten handelt es sich um Einzelwerte.

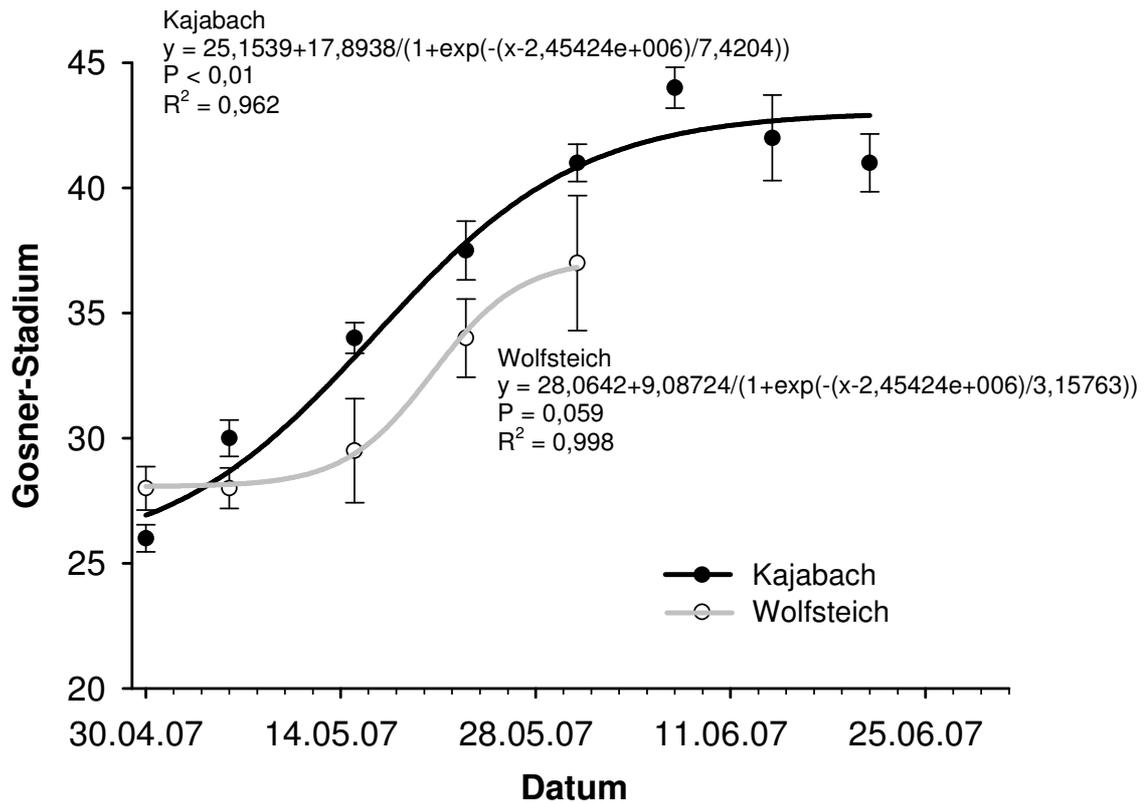
## 4.2 Larven

### 4.2.1 Morphologie

Die biometrischen Daten und die Entwicklungsstadien der Larven im Wolfsteich wurden mit jenen der Larven im Kajabach verglichen.

In Abb. 72 wurde der Median der Larvenstadien gegen die Zeit aufgetragen. In beiden Gewässern verlaufen die Mediane der Stadien sigmoid, wobei die Daten des Kajabaches einen steileren Anstieg zeigen. Hier ist auch die Standardabweichung geringer als bei den Daten des Wolfsteiches. Im Kajabach gab es, was die Verteilung der Larvenstadien angeht, also eine geringere Streuung als im Wolfsteich.

Auch waren die Larven im Kajabach, trotz des späteren Schlüpfens, im Durchschnitt nahezu durchgehend weiter entwickelt als jene des Wolfsteiches.



**Abb. 72:** Gosner- Stadienverlauf der Erdkrötenlarven (Median +/- S.D.) in Kajabach und Wolfsteich. Beide Regressionsgeraden waren signifikant.

Abb. 73 zeigt die Kopf-Schwanz-Längen gegen die Zeit und Abb. 74 selbige gegen die Gosner- Stadien der Larven aufgetragen.

Zunächst ist ein Anstieg der Körperlänge bei den Larven sowohl im Wolfsteich als auch im Kajabach ersichtlich, der wiederum im Kajabach deutlich steiler ausfällt als im Wolfsteich. Allerdings fällt die Standardabweichung bei den Wolfsteich-Datenpunkten durchgehend sehr hoch aus.

Mit der letzten Larven-Sichtung im Wolfsteich ist im Kajabach ein plötzlicher Abfall in der Kopf-Schwanz-Länge zu erkennen, was auf die fortschreitende Metamorphose der Larven zurückzuführen ist. In den letzten beiden Wochen, in denen Larven auffindbar waren, zeigt sich dann wiederum ein leichter Anstieg im arithmetischen Mittel der Körperlänge der Larven im Kajabach. Zu beachten sind hierbei wieder hohe Standardabweichungen.

Klarer werden diese Ergebnisse bei Betrachtung von Abb. 74. Hier ist bei fortschreitender Entwicklung bis Gosner- Stadium 38 ein mehr oder minder steiler Anstieg in der Kopf-Schwanz-Länge der Larven zu sehen, die im Kajabach bis Stadium

44 wieder in ähnlichem Maße abfällt. Mangels Funden von Larven über Stadium 40 im Wolfsteich läuft hier die Regressionskurve in einem Peak aus.

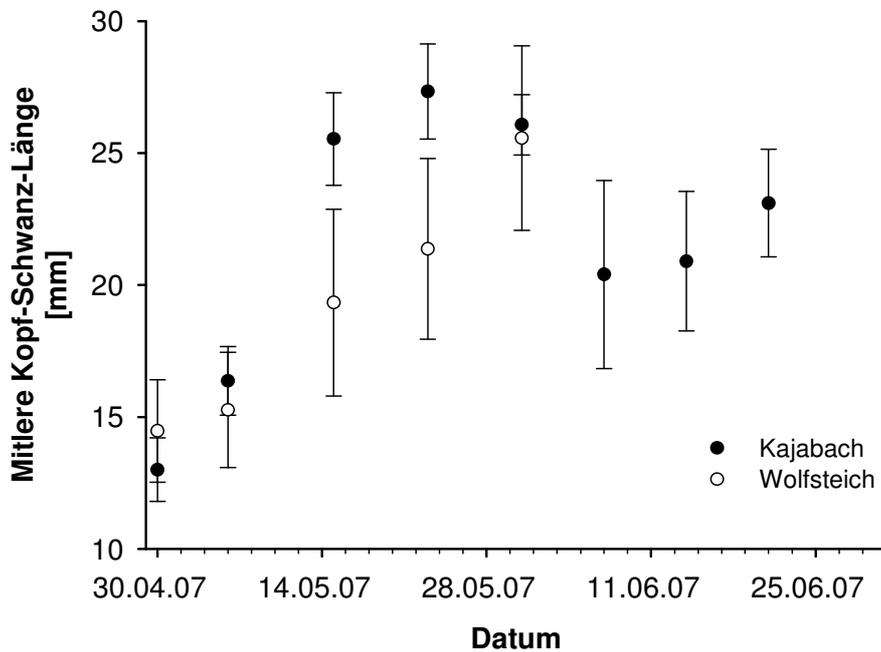


Abb. 73: Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) der Kopf-Schwanz-Längen der Larven nach dem jeweiligen Funddatum in Kajabach und Wolfsteich.

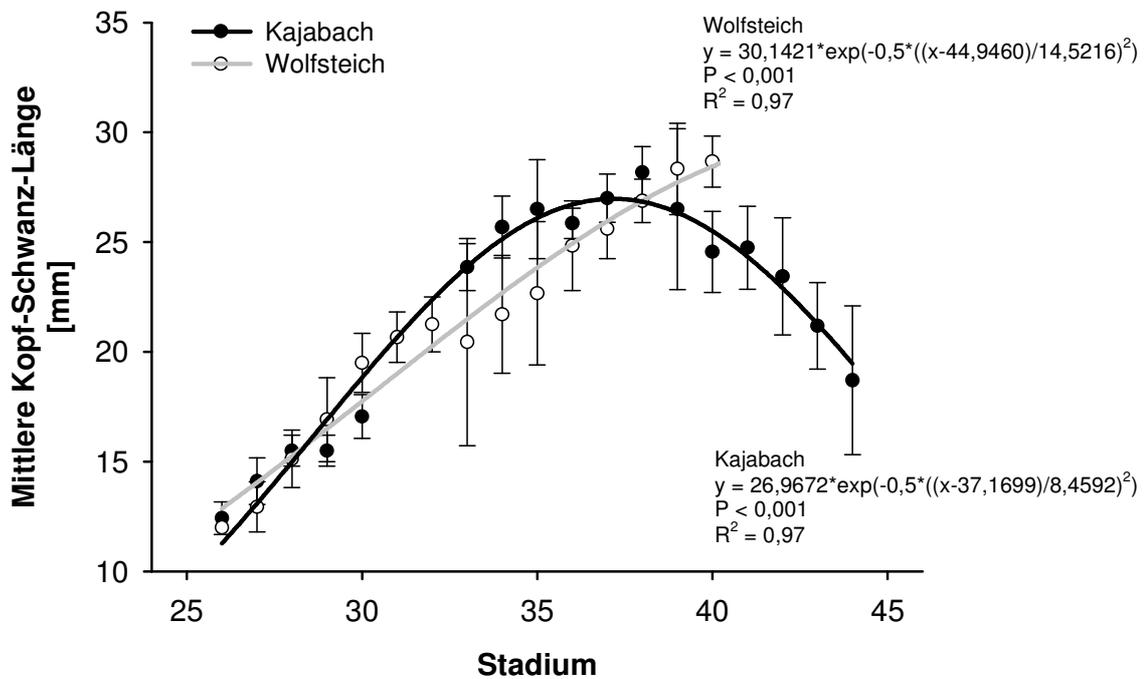
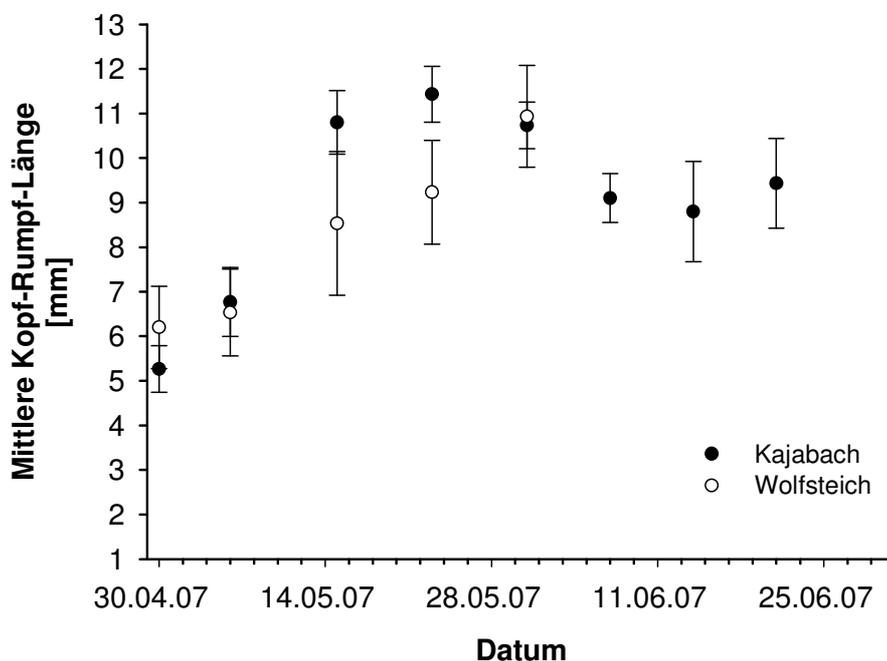


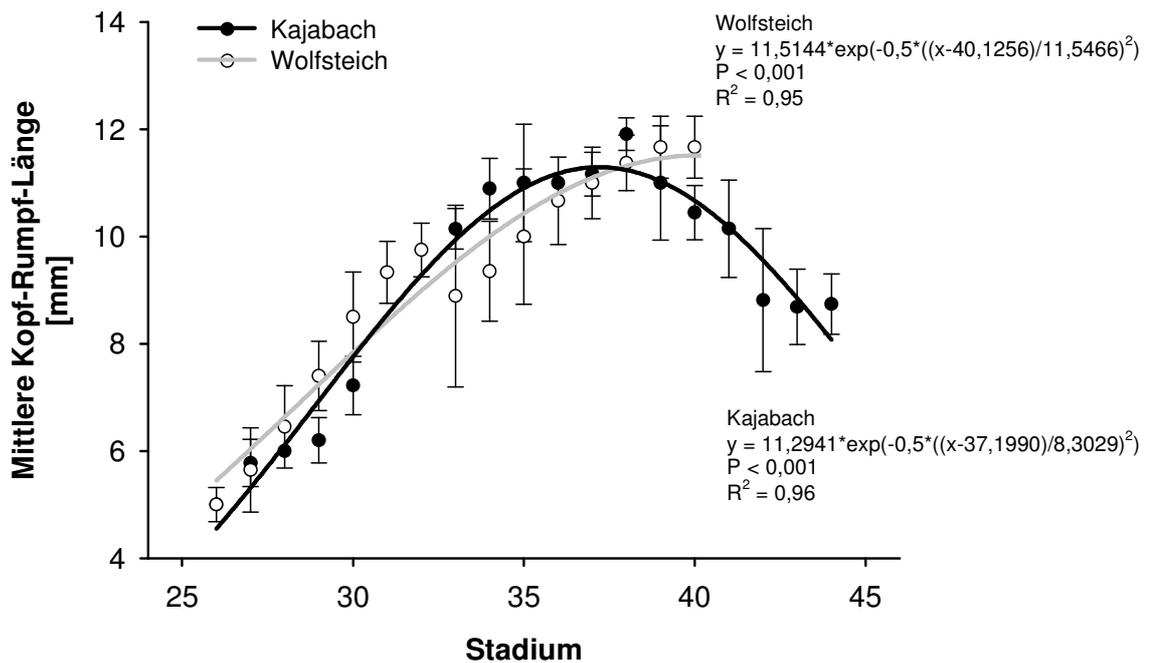
Abb. 74: Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) der Kopf-Schwanz-Längen der Larven in Kajabach und Wolfsteich in Abhängigkeit von den Gosner- Stadien. Die Regressionsgleichungen waren hoch signifikant.

Die arithmetischen Mittel der Kopf-Rumpf-Längen gegen die Zeit aufgetragen (Abb. 75) ergeben ähnliche Ergebnisse. Im Wolfsteich ist ein Anstieg der Rumpflänge gegen die Zeit bemerkbar, ebenso wie im Kajabach, wo in den letzten vier Wochen zuerst ein Abnehmen der Rumpflänge mit nochmaligem Zunehmen sichtbar wird.

Werden die Rumpflängen gegen das Larvenstadium aufgetragen (Abb. 76), zeigt sich im Kajabach ein Maximum der Rumpflänge bei Gosner- Stadium 38 mit nachfolgendem Abnehmen der Kopf-Rumpf-Länge, was wiederum durch eine Peak-Kurve ( $R^2 = 0,96$ ) gut beschrieben wird. Im Wolfsteich hingegen war bis Stadium 40 ein mehr oder minder stetiger Anstieg der Rumpflänge der Larven messbar.



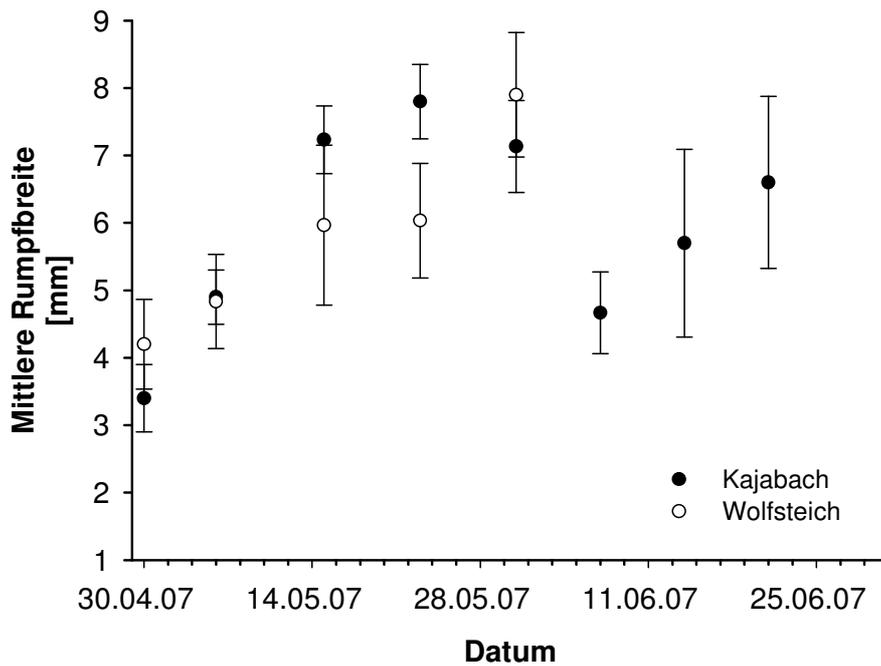
**Abb. 75:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) der Kopf-Rumpf-Längen der Larven nach dem jeweiligen Funddatum in Kajabach und Wolfsteich.



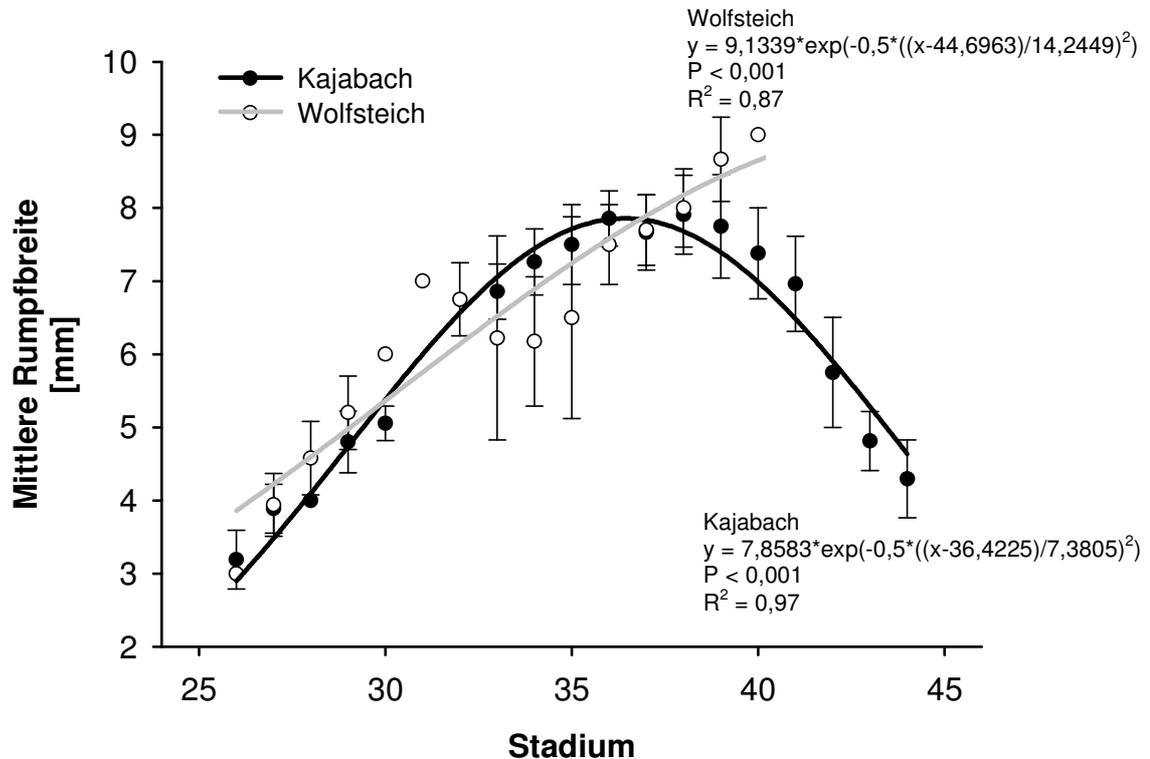
**Abb. 76:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) der Kopf-Rumpf-Längen der Larven in Kajabach und Wolfsteich versus Gosner- Stadien.

Auch die Rumpfbreite der Larven gegen die Zeit (Abb. 77) nimmt einen ähnlichen Verlauf. Ein wenig anders verhält es sich bei der Rumpfbreite aufgetragen gegen das Gosner- Stadium der Larven (Abb. 78).

Nach einem Kurvenanstieg konnte das Abnehmen der Rumpfbreite ab etwa Stadium 38 deutlich dokumentiert werden, ein Trend, der bei den Larven aus dem Wolfsteich nicht sichtbar war (Abb. 78).



**Abb. 77:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) der Rumpfbreiten der Larven nach dem jeweiligen Funddatum in Kajabach und Wolfsteich.

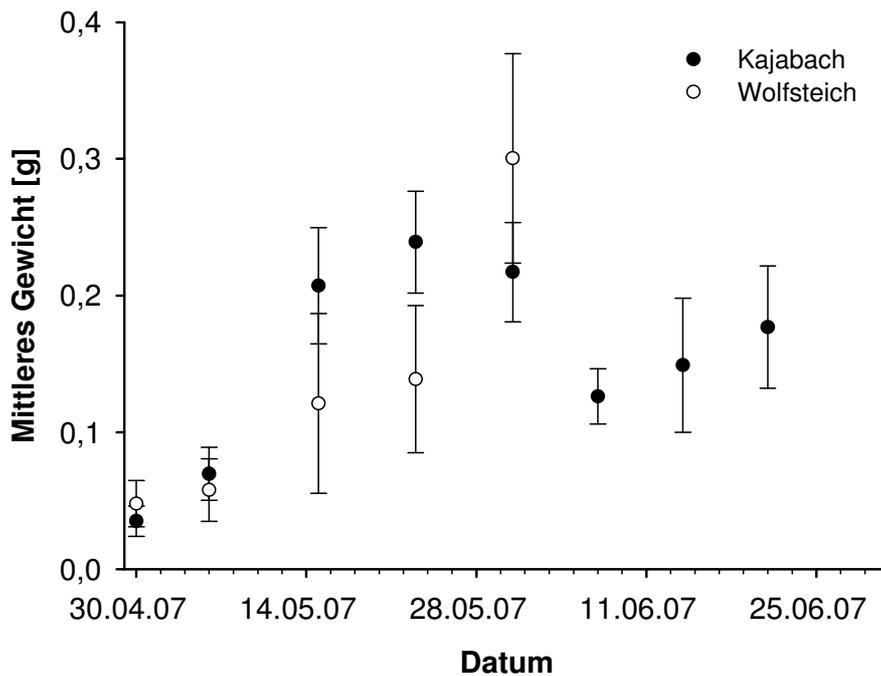


**Abb. 78:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) der Rumpfbreiten der Larven in Kajabach und Wolfsteich nach deren Gosner- Stadien.

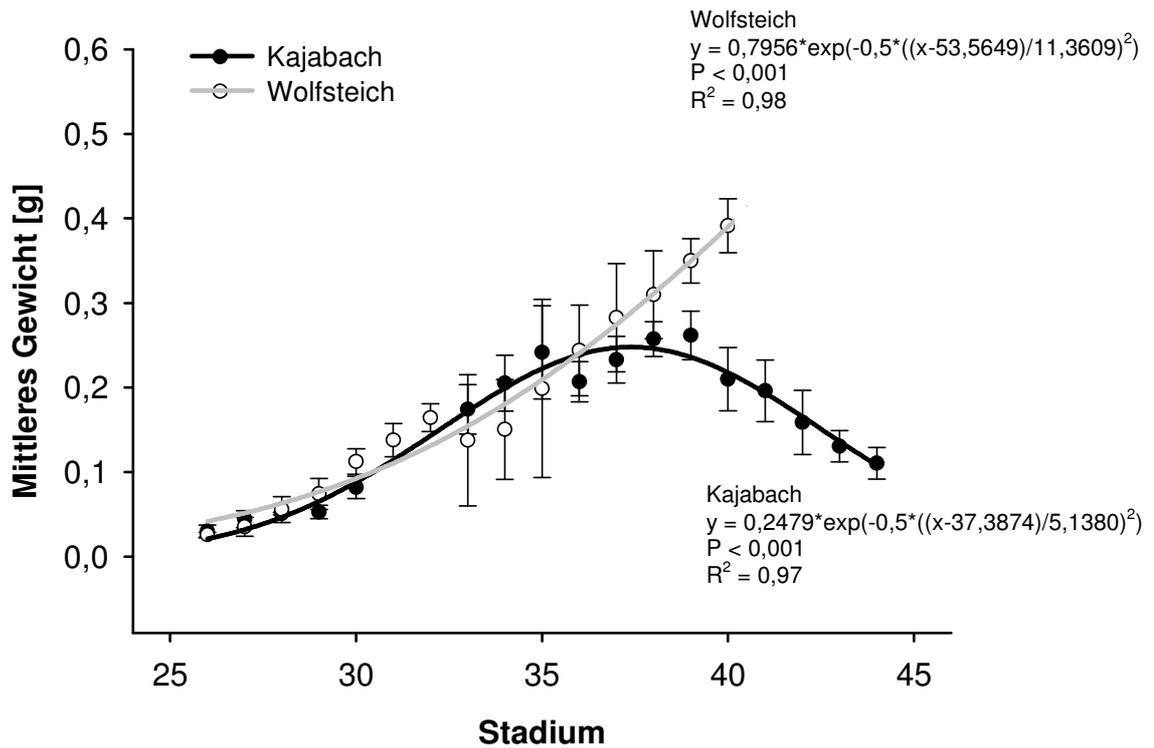
Dieser Trend setzt sich auch bei der Beziehung des Gewichts der Larven gegen die Zeit (Abb. 79) bzw. das Gosner- Stadium (Abb. 80) fort, wo beim Wolfsteich ein deutlich

gleichbleibender Anstieg des Gewichtes mit fortschreitender Entwicklung bis Stadium 40 erkennbar ist, der durch eine Regressionskurve mit einem  $R^2$  von 0,98 ausgezeichnet dargestellt werden kann.

Im Kajabach ist mit fortschreitender Entwicklung ab Stadium 38 ein langsames Abnehmen des Gewichtes der Larven bemerkbar, was durch eine Peak-Kurve ( $R^2 = 0,97$ ) sehr gut beschrieben wird.



**Abb. 79:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) des Gewichtes der Larven nach dem jeweiligen Funddatum in Kajabach und Wolfsteich.

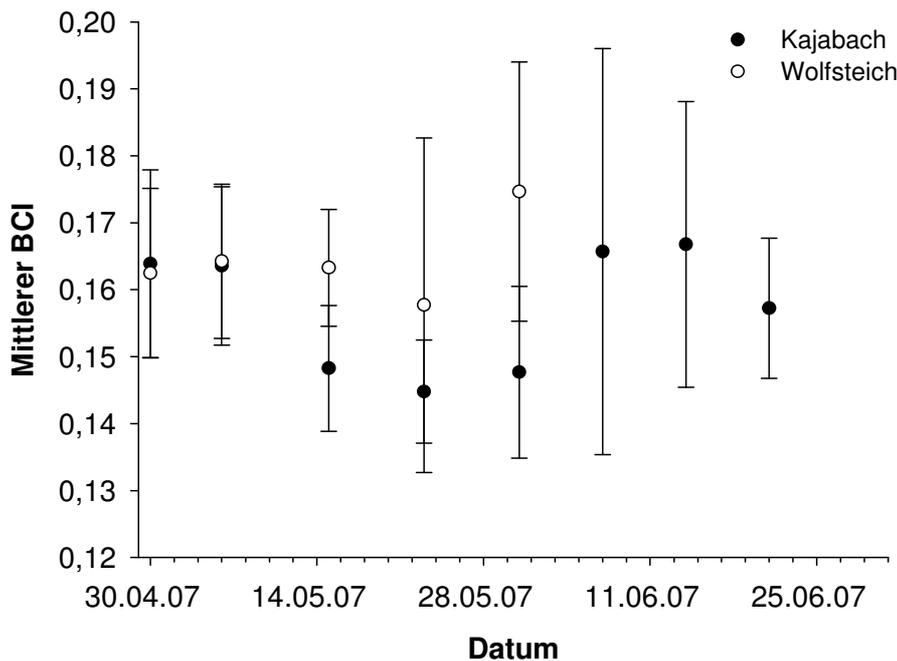


**Abb. 80:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) des Gewichts der Larven in Kajabach und Wolfsteich versus Gosner- Stadien.

Der “body-condition-index” (BCI) oder Gewichtszustandswert jeder einzelnen Larve wurde mittels folgender Formel nach VIERTTEL (1981) berechnet:

$$\log b = \log m - 3 \cdot \log KSL$$

Hierbei ist b der BCI, m ist das Gewicht in mg und KSL die Kopf-Schwanz-Länge in mm. Der BCI kann als eine Maßzahl des größenunabhängigen Gewichtszustandes und damit beispielsweise des Ernährungszustandes einer Larve angesehen werden (SCHWERDTFEGER, 1968; VIERTTEL, 1981).

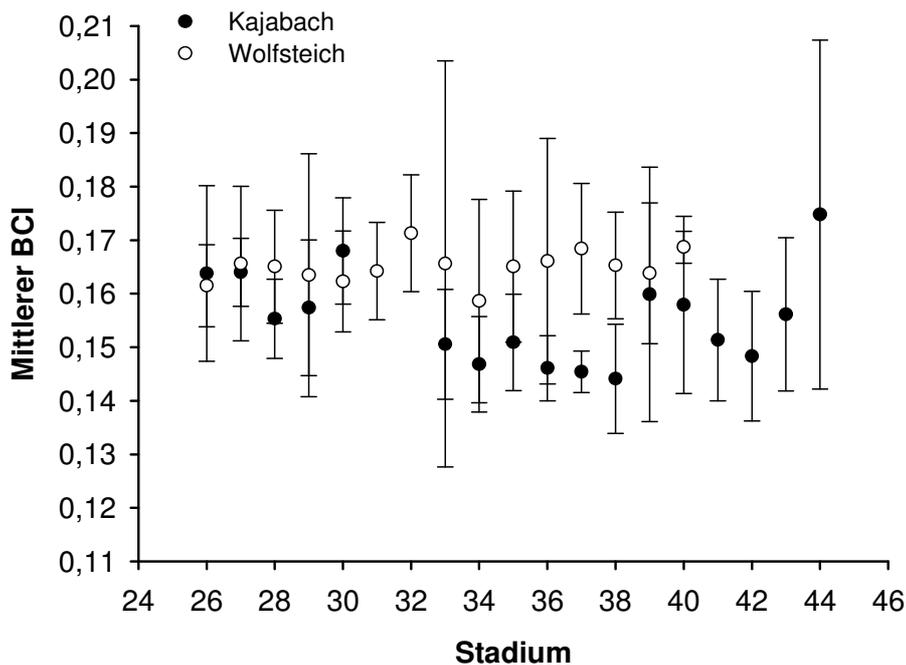


**Abb. 81:** Das arithmetische Mittel (+/- S.D.) des „body-condition-index“ (BCI) der Larven nach dem jeweiligen Funddatum in Kajabach und Wolfsteich.

Wird der Mittelwert des BCI aller biometrisch vermessenen Larven gegen die Zeit aufgetragen (Abb. 81), so werden starke Schwankungen im Gewichtszustandswert sowohl bei Larven des Wolfsteiches als auch bei Larven des Kajabaches sichtbar. Die verhältnismäßig hohen Standardabweichungen deuten auf unterschiedliche Stadien der Larven, bzw. sehr unterschiedliche Ernährungszustände der einzelnen Larven hin. Auffällig ist hierbei, dass der BCI von Larven aus dem Kajabach durchgehend niedriger ausfiel als bei Larven aus dem Wolfsteich.

Der mittlere BCI gegen die Gosner- Stadien der Larven aufgetragen ergibt ein deutlicheres Bild des Gewichtszustandswertes der Larvenpopulation (Abb. 82). Auch hier sind Schwankungen des BCI im Laufe der Larvalentwicklung sichtbar; auch Larven gleichen Stadiums weisen zum Teil beträchtliche Unterschiede in ihren Gewichtszustandswerten auf, was die stellenweise hohe Standardabweichung veranschaulicht.

Im Durchschnitt wiesen die Larven im Wolfsteich einen höheren BCI auf als Larven des gleichen Entwicklungsstadiums im Kajabach.

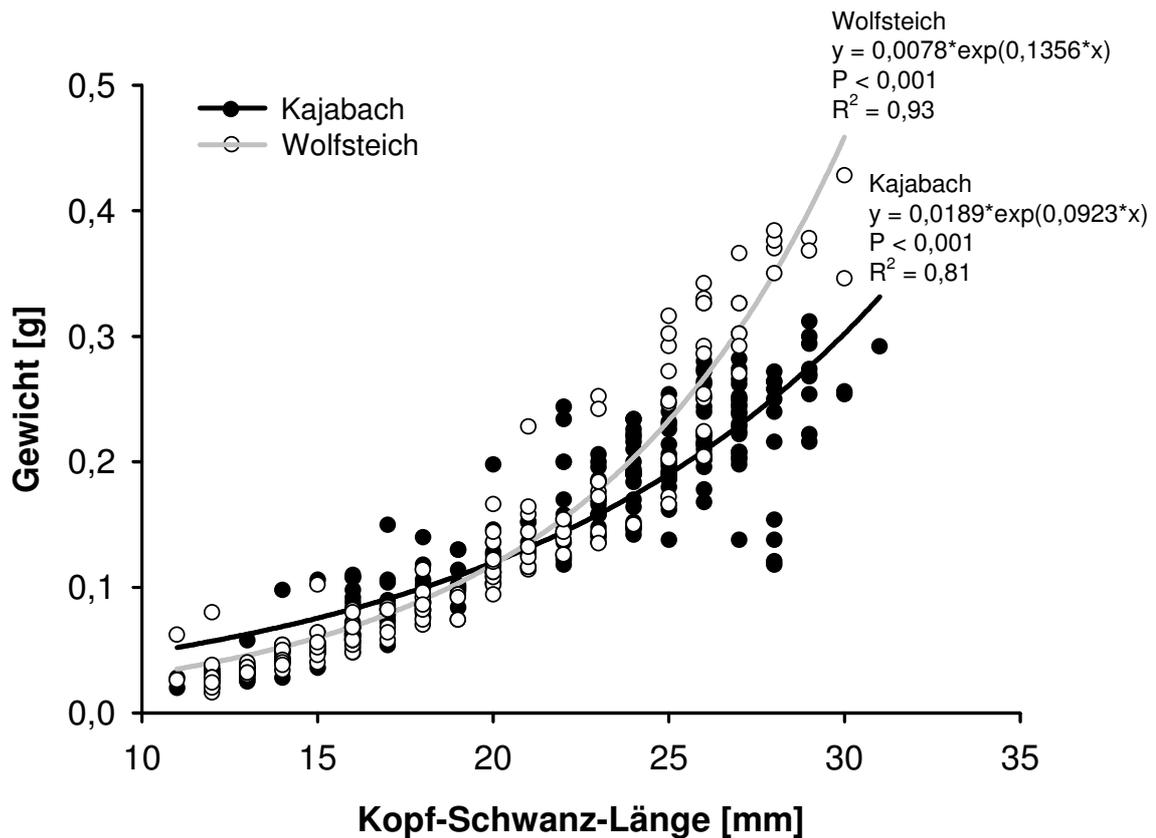


**Abb. 82:** Arithmetisches Mittel (+/- S.D.) des „body-condition-index“ (BCI) der Larven in Kajabach und Wolfsteich für die Gosner- Stadien 26 - 44.

Um mögliche Unterschiede in den Körperproportionen zwischen den Larven des Wolfsteiches und jenen des Kajabaches zu erkennen, wurde das Gewicht einzelner Larven gegen die Körperlänge aufgetragen und sowohl für Larven des Wolfsteiches als auch des Kajabaches einer Regressionsanalyse unterworfen (Abb. 83).

Die Regressionskurve für Larven des Wolfsteiches ist hoch signifikant ( $P < 0,001$ ,  $R^2 = 0,93$ ), jene des Kajabaches ebenso ( $P < 0,001$ ,  $R^2 = 0,81$ ), zeigt jedoch deutlichere Abweichungen vom Mittel innerhalb der Larvenpopulation. Die beiden Regressionskurven veranschaulichen deutlich, dass Larven des gleichen Gewichtes im Wolfsteich eine geringere Kopf-Schwanz-Länge aufwiesen als Larven des Kajabaches. Dies weist auf einen etwas gedrungenen Körperbau der Larven im Wolfsteich bzw. einen schlankeren Körperbau der Larven des Kajabaches hin.

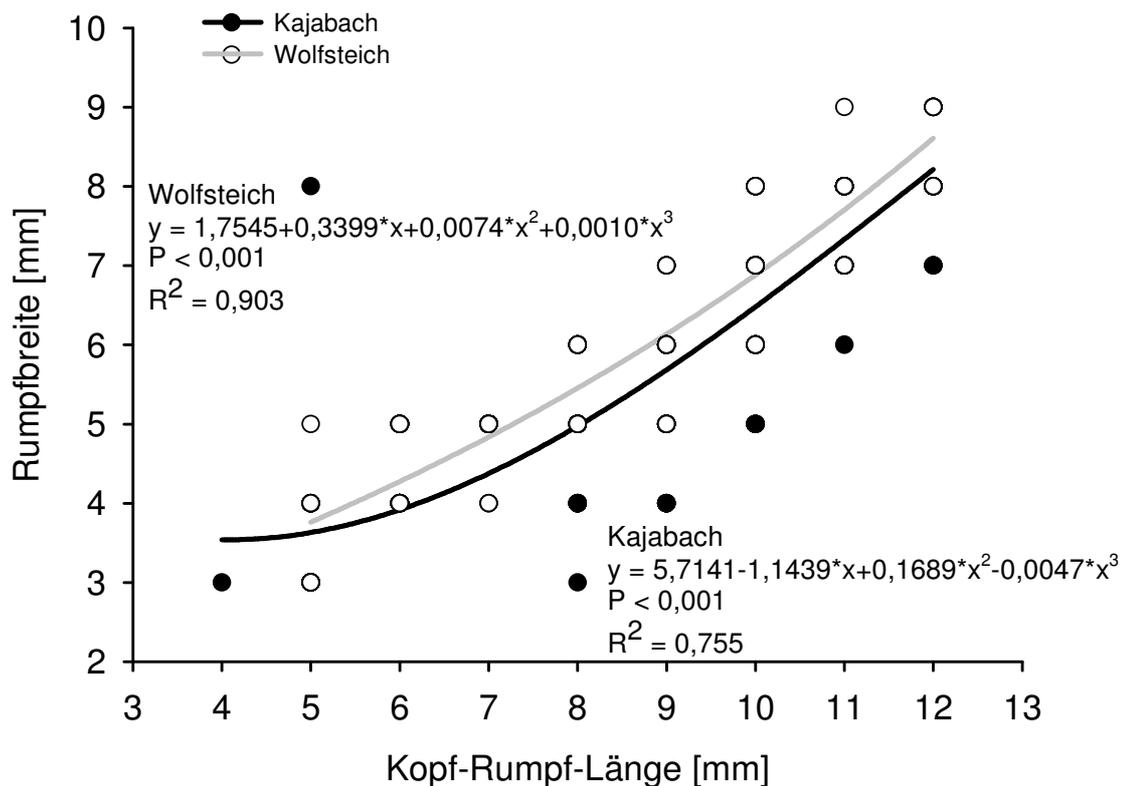
Diese Unterschiede verstärkten sich noch, je größer und schwerer die Larven wurden.



**Abb. 83:** Verhältnis zwischen Kopf-Schwanz-Länge und Gewicht der Larven in Kajabach und Wolfsteich.

Um herauszufinden, ob die unterschiedliche Gewichtsverteilung der Larven beider Gewässer sich auch auf das Verhältnis Kopf-Rumpf-Länge zu Rumpfbreite auswirkt, wurden diese beiden Parameter gesondert für Larven des Wolfsteiches und des Kajabaches gegeneinander aufgetragen und sowohl für Larven des Wolfsteiches als auch des Kajabaches einer Regressionsanalyse unterworfen (Abb. 84).

Die Regressionskurve für Larven des Wolfsteiches ist hoch signifikant ( $P < 0,001$ ,  $R^2 = 0,903$ ), genauso wie jene des Kajabaches ( $P < 0,001$ ,  $R^2 = 0,755$ ), wo es jedoch auch sogenannte „Ausreißer“ gibt. Die beiden Regressionskurven veranschaulichen, dass Larven der gleichen Rumpfbreiten im Wolfsteich eine geringere Kopf-Rumpf-Länge aufwiesen als Larven des Kajabaches. Dies weist wiederum auf einen etwas gedrungenen Körperbau der Larven im Wolfsteich bzw. einen schlankeren Körperbau der Larven des Kajabaches hin.



**Abb. 84:** Verhältnis zwischen Kopf-Rumpf-Länge und Rumpfbreite der Larven in Kajabach und Wolfsteich.

Die biometrischen Daten sowie Stadium, Gewicht und BCI wurden gesondert nach Gewässer mittels t-Test erfolgreich auf Normalverteilung hin überprüft. Da die Daten normalverteilt sind, war es möglich, eine Varianzanalyse (ANOVA) durchzuführen, um mögliche signifikante Unterschiede zwischen Stadien, Körpermaßen, Gewicht und BCI der Larven in Kajabach und Wolfsteich zu überprüfen.

ANOVAs, durchgeführt über den gesamten Entwicklungszeitraum der Larven, wobei Wolfsteich und Kajabach als Faktoren dienten, zeigten nahezu durchgehend hoch signifikante Unterschiede zwischen der Entwicklung der Larven im stehenden und jenen im fließenden Gewässer auf. Lediglich die Rumpfbreiten der Larven unterschieden sich nicht signifikant voneinander (Tabelle 15).

**Tabelle 15:** Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA) über den gesamten Entwicklungszeitraum der Larven im Vergleich Wolfsteich zu Kajabach (KRL = Kopf-Rumpf-Länge, KSL = Kopf-Schwanz-Länge, RB = Rumpfbreite, BCI = „Body condition index“, \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ ).

<b>Vergleich Wolfsteich/ Kajabach (gesamter Entwicklungszeitraum)</b>			
	<b>Signifikanz</b>	<b>df</b>	<b>F</b>
<b>Stadium</b>	< 0,001***	388	93,033
<b>KRL</b>	< 0,01**	388	11,456
<b>KSL</b>	< 0,001***	388	20,079
<b>RB</b>	0,409	388	0,684
<b>Gewicht</b>	< 0,05*	388	4,375
<b>BCI</b>	< 0,001***	388	14,946

ANOVAs, separat durchgeführt für die einzelnen Entwicklungsmonate im direkten Vergleich (für April und Mai; im Juni waren lediglich im Kajabach noch Larven auffindbar), legten hoch signifikante Unterschiede in den Körpermaßen der Larven offen, wobei lediglich im April der BCI der Larven beider Gewässer sich nicht signifikant voneinander unterschied (Tabelle 16).

**Tabelle 16:** Ergebnisse der ANOVA für die Larvalentwicklung in Wolfsteich und Kajabach in den Monaten April und Mai (KRL = Kopf-Rumpf-Länge, KSL = Kopf-Schwanz-Länge, RB = Rumpfbreite, BCI = „Body condition index“, \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ ).

<b>Vergleich Wolfsteich/ Kajabach (Monatsspezifisch)</b>						
	<b>April</b>			<b>Mai</b>		
	<b>Signifikanz</b>	<b>df</b>	<b>F</b>	<b>Signifikanz</b>	<b>df</b>	<b>F</b>
<b>Stadium</b>	< 0,001***	59	55,847	< 0,001***	239	32,183
<b>KRL</b>	< 0,001***	59	23,2	< 0,001***	239	19,226
<b>KSL</b>	< 0,01**	59	12,356	< 0,001***	239	31,349
<b>RB</b>	< 0,001***	59	27,84	< 0,01**	239	11,368
<b>Gewicht</b>	< 0,01**	59	12,049	< 0,01**	239	5,816
<b>BCI</b>	0,683	59	0,169	< 0,001***	239	46,702

Es wurde ebenso ein direkter Vergleich der Entwicklung von Larven des Kajabaches und Larven des Wolfsteiches durchgeführt. Als Beispiele wurden die Gosner- Stadien 29, 38 und 40 analysiert, die annähernd die Zustände von Prä-, Prometamorphose und Metamorphoseklimax widerspiegeln.

Larven in Kajabach und Wolfsteich des Stadiums 29 unterschieden sich untereinander signifikant in allen untersuchten Parametern mit Ausnahme des BCI. Larven des Stadiums 38 wiederum wiesen neben den signifikanten Unterschieden der aufgelisteten Parameter Ähnlichkeiten in der Rumpfbreite auf, wohingegen Larven des Stadiums 40 sich wiederum lediglich in ihrem BCI nicht signifikant voneinander unterschieden.

**Tabelle 17:** Ergebnisse der ANOVA für den Vergleich der Körpermaße (KRL = Kopf-Rumpf-Länge, KSL = Kopf-Schwanz-Länge, RB = Rumpfbreite) des Gewichtes und des Gewichtszustandswertes (BCI) von Larven gleicher Stadien in Wolfsteich und Kajabach (\* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ ).

<b>Vergleich Wolfsteich/ Kajabach (Gosner-Stadium-spezifisch)</b>									
	<b>29</b>			<b>38</b>			<b>40</b>		
	<b>Signifikanz</b>	<b>df</b>	<b>F</b>	<b>Signifikanz</b>	<b>df</b>	<b>F</b>	<b>Signifikanz</b>	<b>df</b>	<b>F</b>
<b>KRL</b>	< 0,001***	34	29,261	< 0,05*	18	8,067	< 0,001***	31	15,445
<b>KSL</b>	< 0,05*	34	5,147	< 0,05*	18	6,556	< 0,01**	31	14,116
<b>RB</b>	< 0,05*	34	4,962	0,72	18	0,133	< 0,001***	31	19,786
<b>Gewicht</b>	< 0,01**	34	12,616	< 0,01**	18	9,403	< 0,001***	31	65,409
<b>BCI</b>	0,431	34	0,636	< 0,001***	18	20,385	0,277	31	1,228

#### 4.2.2 Dispersion

Um die Dispersion der Larven zu dokumentieren, wurde bei jeder Begehung der Aufenthaltsort jener Larven festgehalten, die am weitesten vom Wolfsteich entfernt auffindbar waren (Abb. 85).

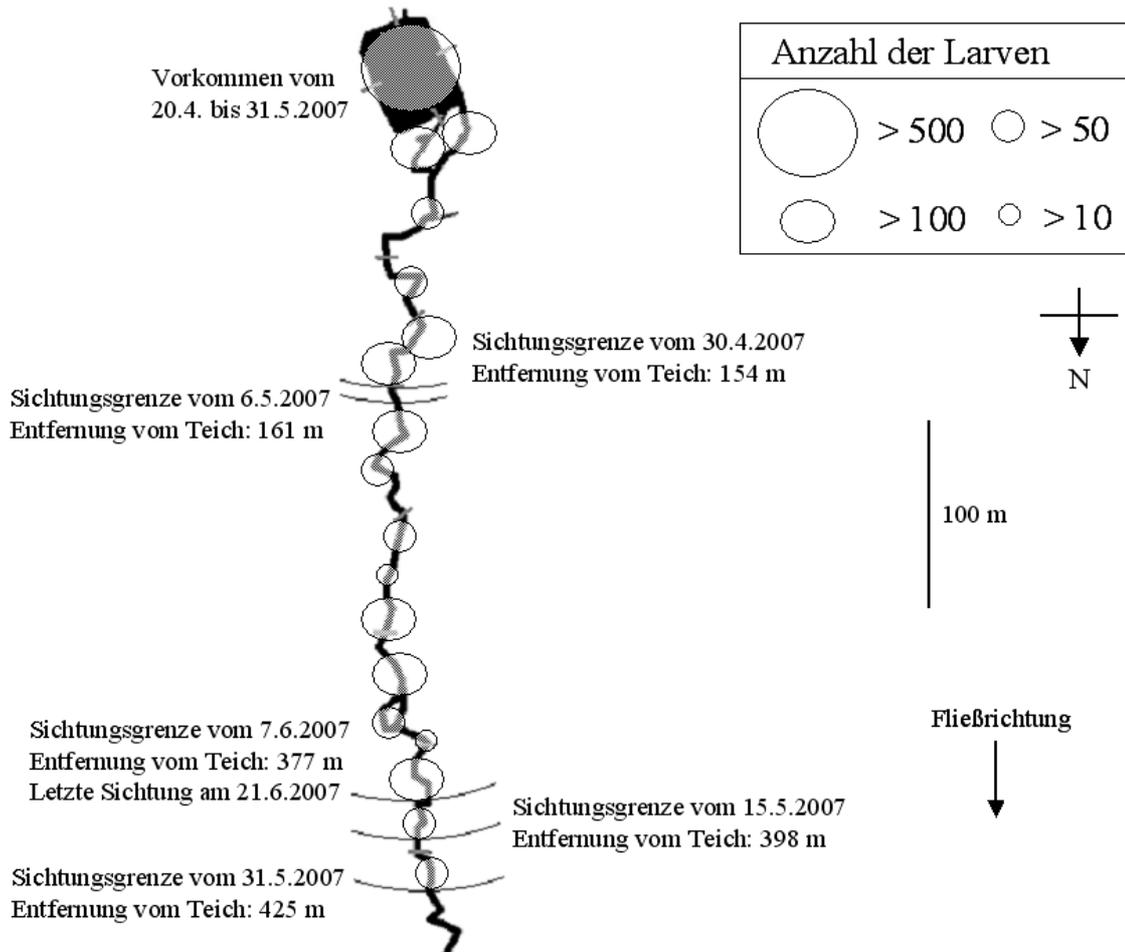
Dabei wurde die Beobachtung gemacht, dass unmittelbar nach dem Schlüpfen der letzten abgelegten Laichschnur keine Larven im gesamten Kajabach auffindbar waren, wohl aber massenhaft im Wolfsteich. Bereits am 20. April 2007 hielten sich dort viele Larven an ihrem Schlüpfort auf, während im Kajabach keine Larven an ihrem Schlüpfort zu finden waren. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Larven in jungen, kaum beweglichen Stadien bachabwärts verdriftet wurden.

Erstmalig traten am 30. April Larven im Abschnitt B3 des Kajabachs auf, 154 m (im Bachverlauf) vom Wolfsteich entfernt. Innerhalb einer Woche wurden die Larven nur eine kurze Strecke von knapp 7 Metern weiter bachabwärts festgestellt, doch eine weitere Woche später, am 15. Mai, war die Sichtungsgrenze bachabwärts bereits 398 m vom Wolfsteich entfernt in Abschnitt B7.

Die größte Entfernung zum Wolfsteich hatten die Larven am 31. Mai erreicht, nämlich 425 m (B8). Ab diesem Zeitpunkt verschob sich die Sichtungsgrenze wieder

bachaufwärts, und die letzte Larve, die am 21. Juni im Kajabach gefunden werden konnte, befand sich im Abschnitt B6 in 377 m Entfernung zum Wolfsteich.

Bereits am 7. Juni waren im Wolfsteich keine Larven mehr auffindbar. Im Kajabach hielten sich demnach Erdkrötenlarven etwa drei Wochen länger auf als im Wolfsteich.



**Abb. 85:** Sichtungsgrenzen der Larven im Kajabach bachabwärts vom Wolfsteich. Die Größe der Kreise spiegelt die geschätzte Larvenanzahl zu den Sichtungsterminen wider.

Vergleicht man die Stadien der Larven in Wolfsteich und Kajabach zeitlich miteinander, sowie die Fließgeschwindigkeiten, in denen sie sich aufhielten, so finden sich Larven bei Fließgeschwindigkeiten größer als  $0 \text{ cm s}^{-1}$  lediglich in einem Entwicklungszeitraum zwischen Gosner- Stadium 33 bis 39 (Tabelle 18). Auffällig ist auch, trotz des späteren Schlüpfens der Larven im Kajabach, dass es bezüglich der Stadien kaum Unterschiede zwischen Wolfsteich und Kajabach gibt. Auch wurden im Wolfsteich keine Larven über Stadium 40 gefunden, während in den drei Wochen, in

denen Larven ausschließlich nur noch im Kajabach aufzufinden waren, Larven bis Stadium 44 gefunden werden konnten.

Dies weist darauf hin, dass jene Larven, die im Kajabach gefunden werden konnten, aus dem Wolfsteich ausgespült worden waren.

**Tabelle 18:** Vergleich der Larvenstadien in Kajabach und Wolfsteich sowie deren Aufenthalt in unterschiedlichen Fließgeschwindigkeitsverhältnissen.

<b>Datum</b>	<b>Gewässer</b>	<b>Stadium</b>	<b>v [cm sec-1]</b>
30.04.2007	Kajabach	26 - 28	0
	Wolfsteich	26 - 29	0
06.05.2007	Kajabach	27 - 30	0
	Wolfsteich	27 - 30	0
15.05.2007	Kajabach	33 - 35	0 - 6
	Wolfsteich	27 - 34	0
23.05.2007	Kajabach	35 - 39	0 - 6
	Wolfsteich	33 - 38	0
31.05.2007	Kajabach	40 - 42	0
	Wolfsteich	29 - 40	0
07.06.2007	Kajabach	41 - 44	0
	Wolfsteich	n. n.	-
14.06.2007	Kajabach	41 - 44	0
	Wolfsteich	n. n.	-
21.06.2007	Kajabach	40 - 44	0
	Wolfsteich	n. n.	-

Durch die unterschiedlichen ökologischen Bedingungen der beiden Gewässer verhielten sich die Larven im Kajabach anders als jene im Wolfsteich.

Bei den Begehungen am 30. April und 6. Mai waren im Wolfsteich die Larven in Schwärmen am Schlüpfort im Uferbereich anzutreffen. Am 15. Mai wurden erstmals im gesamten Teich herumwandernde Larvenschwärme entdeckt, und lediglich in Abschnitt T1 hielten sich junge Larven noch ufernah an ihren Schlüpforten auf. Erstmals wurde beobachtet, wie Larven durch den Ausrinn in den Kajabach gespült wurden.

Am 23. Mai gab es nur noch im Teich umherwandernde Schwärme von Larven, im Uferbereich waren kaum Larven anzutreffen. Wiederum konnte das Abdriften mehrerer Larven beobachtet werden, sogar über den kleinen Ausrinn neben dem Rohr in Abschnitt T1 bzw. B1.

Der 31. Mai schließlich war der letzte Tag, an dem Larven im Wolfsteich auffindbar waren. Am Ufer der Abschnitte T2 und T3 wurden die ersten frisch metamorphosierten Erdkröten gesichtet.

Im Kajabach war das Verhalten der Larven dem Fließgewässer angepasst: Am 30. April, als die ersten Larven im Bach gefunden wurden, wurde vielfach ein Abdriften der Junglarven beobachtet. Die Larven hielten sich bevorzugt am Grund liegend nahe des Ufers in strömungsberuhigten Bereichen auf.

Am 6. Mai wurde erstmals das erfolgreiche Anschwimmen von Larven gegen geringe Fließgeschwindigkeiten von 1 bis 3 cm s<sup>-1</sup> beobachtet, allerdings nur stellenweise. Immer noch lagen die Larven bevorzugt auf dem Gewässergrund und wichen der Strömung aus, andere wurden verdriftet.

Am 15. und 23. Mai wurde das Anschwimmen von Larven gegen Fließgeschwindigkeiten bis zu 6 cm s<sup>-1</sup> beobachtet, ohne dass sie verdriftet wurden. Auch wurde beobachtet, dass Larven mit der Strömung bachabwärts schwammen, um nach einigen Metern aktiv zum Gewässerrand zu schwimmen und sich dort am Grund niederzulassen. Wurden am Gewässergrund liegende Larven aufgestört, so flohen sie in kurzen Bewegungsschüben.

Am 31. Mai wurden keine freischwimmenden Larven mehr gesichtet. Die bereits weit entwickelten Larven hielten sich nahe der Ufer am Gewässergrund auf und mieden die Strömung. Nur nach starker Störung flohen sie in kurzen Bewegungsschüben, allerdings nur wenige Zentimeter weit.

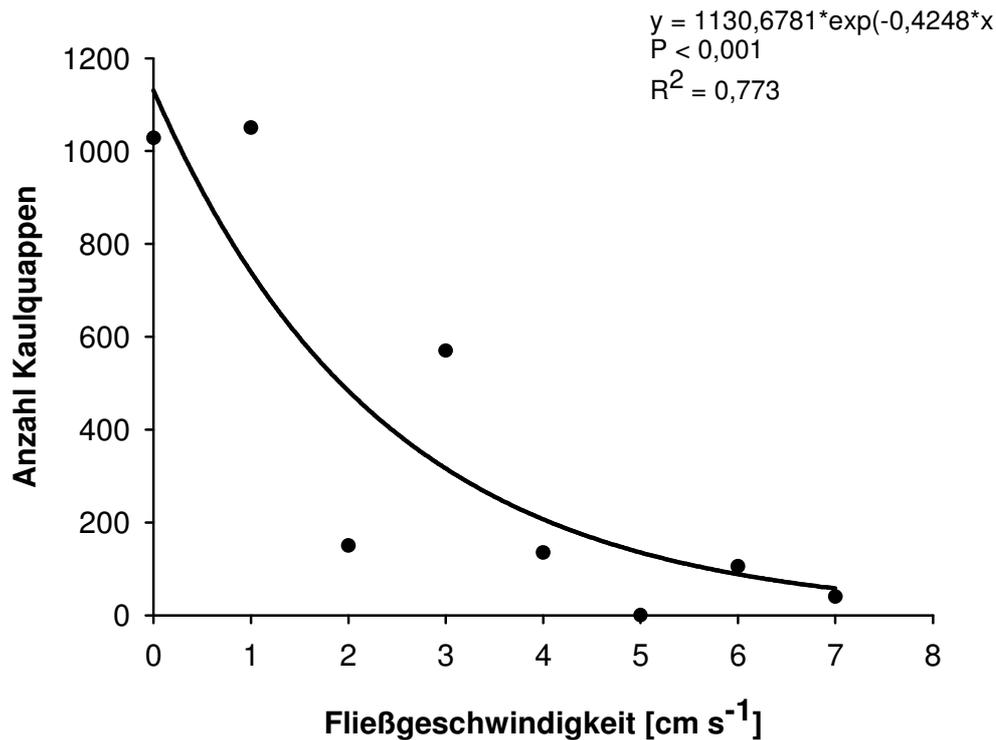
Am 7. und 14. Juni waren noch viele Larven im Kajabach auffindbar, die bereits bei Annäherung flüchteten, indem sie nahe des Gewässergrundes und die Strömung ausnutzend in langen Bewegungsschüben bachabwärts davonschwammen. Frisch metamorphosierte Erdkröten hielten sich zahlreich an Land auf.

Am 21. Juni schließlich waren kaum mehr als 30 Larven auffindbar, die sich allesamt am Grund liegend, nahe dem Gewässerrand aufhielten und bei Annäherung rasch flüchteten. Eine Woche später fanden sich nur noch junge Erdkröten in Ufernähe und keine Larven mehr im Gewässer.

### **4.2.3 Larven und Strömung**

Eine Übersicht über die bevorzugten Fließgeschwindigkeiten der Erdkrötenlarven im Kajabach zeigt Abb. 86.

Wie deutlich zu sehen ist, nahm die Anzahl der Larven mit zunehmender Fließgeschwindigkeit rasch ab. Bis zu einer Fließgeschwindigkeit von 7 cm s<sup>-1</sup> konnten Larven gefunden werden, die allerdings bei diesen relativ starken Strömungsverhältnissen verdriftet wurden.



**Abb. 86:** Anzahl gesichteter Larven bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten im Kajabach. Die Regressionskurve ist hoch signifikant.

Die biometrisch vermessenen Larven des Kajabaches wurden zur Analyse der Strömungspräferenz gesondert nach ihrem Metamorphosefortschritt aufgetrennt. Hierbei wurde zwischen Prämetamorphose (bis Gosner- Stadium 35), Prometamorphose (Stadium 36 bis 41) und Metamorphoseklimax (ab Stadium 42) unterschieden:

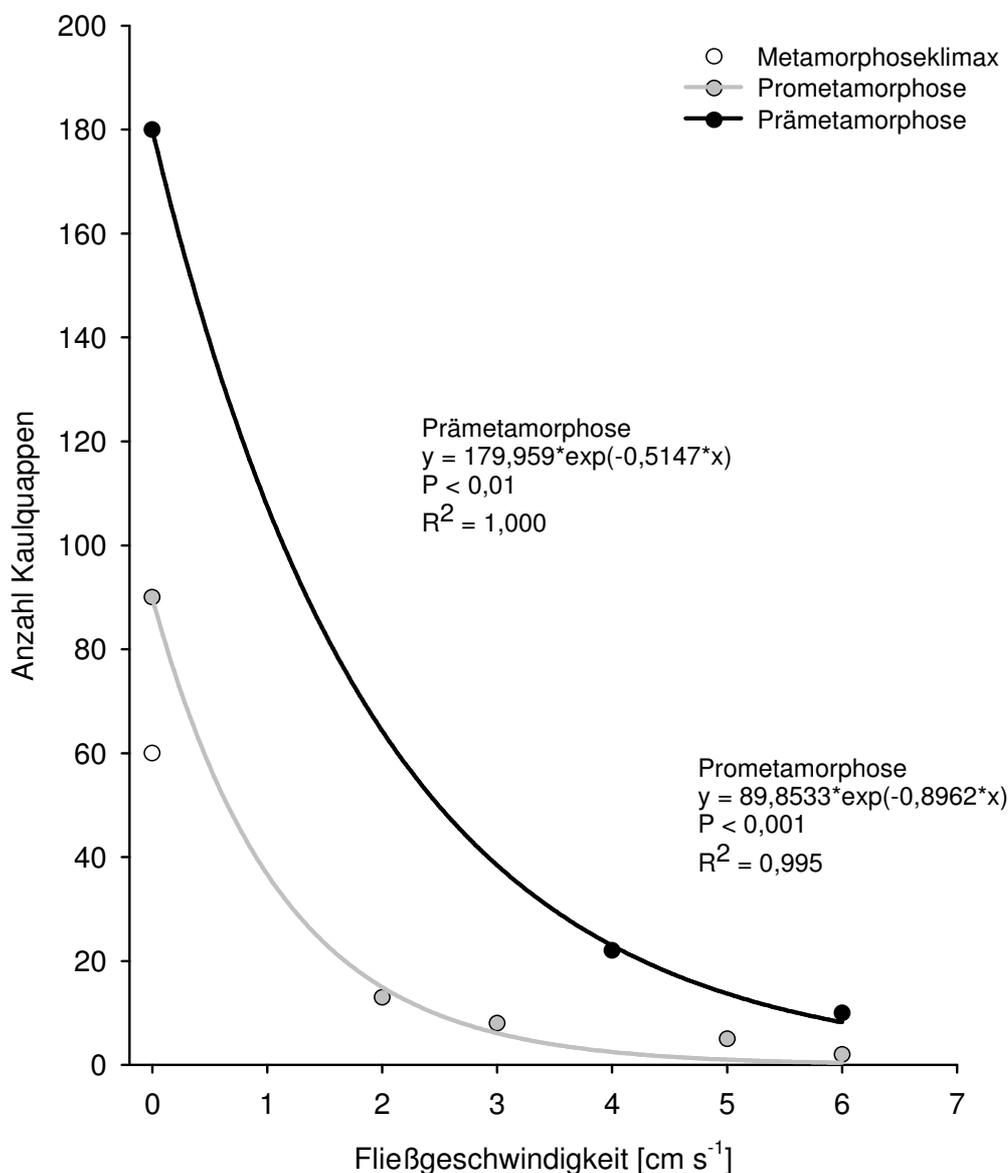
Bei DUELLMAN & TRUEB (1986) wird die Prämetamorphose als jener Zeitraum definiert, in dem die Larve beträchtliches Wachstum zeigt und Larvalstrukturen entwickelt, ohne dabei bereits in den Metamorphoseprozess einzutreten. Die Prometamorphose ist jener Zeitraum, in dem die Larve noch weiterhin wächst und an ihr bereits kleine Metamorphoseänderungen wie Gliedmaßenwachstum auftreten. Als Metamorphoseklimax schließlich wird jener Zeitraum beschrieben, in dem es hormonell bedingt zu radikalen Änderungen kommt, die zum Verlust der meisten Larvalstrukturen führen, wie etwa der Rückbildung des Schwanzes.

In Abb. 87 wurde die Anzahl der Kaulquappen nach dem jeweiligen Metamorphosefortschritt aufgetrennt und gegen die Fließgeschwindigkeit aufgetragen, in der sie sich aufhielten. Hier wird wiederum deutlich, dass sich ein Großteil der Larven (85 %), unabhängig von ihrer Entwicklung, bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen des Kajabaches aufhielt.

Einige wenige Larven (15 %), die sich noch in der Prämetamorphose befanden, fanden sich auch bei höheren Fließgeschwindigkeiten von 4 bis 6 cm s<sup>-1</sup>. Hier war ein exponentieller Abfall der Larvenanzahl bei zunehmender Fließgeschwindigkeit bemerkbar.

In der Prometamorphose hatten sich die Larven mehr über den Gewässerquerschnitt verteilt und setzten sich häufiger (28 %) der Strömung aus. Wiederum war hier ein exponentieller Abfall der Larvenzahl bei zunehmender Fließgeschwindigkeit beobachtbar.

In Metamorphoseklimax befindliche Larven wiederum wurden nur in vollkommen strömungsberuhigten Bereichen gefunden.



**Abb. 87:** Anzahl der Larven in Prä-, Prometamorphose und Metamorphoseklimax bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten im Kajabach. Die Regressionskurven waren hoch signifikant.

Mithilfe der einzelnen Körperlängen der Larven (KSL), der jeweiligen Fließgeschwindigkeit ( $v$ ), welcher die Larven ausgesetzt waren, und der kinematischen Viskosität ( $\nu$ ), die u.a. von der Wassertemperatur abhängig ist, wurde die organismische Reynoldszahl berechnet, welcher die Erdkrötenlarven im Kajabach ausgesetzt waren. Die Werte der kinematischen Viskosität wurden DINGMAN (1984) entnommen. Die organismische Reynoldszahl ergibt sich nach DINGMAN (1984) aus:

$$Re = \frac{v \cdot KSL}{\nu}$$

In Tabelle 19 ist ersichtlich, dass sich der überwiegende Anteil der Erdkrötenlarven (84,6 %) unter einer organismischen Reynoldszahl von unter 500 aufhielt, d.h. in laminaren Strömungsverhältnissen. Hingegen wurde lediglich eine Larve in voll turbulenten Strömungsverhältnissen gefunden (Reynoldszahl über 2000).

Weiters ist der Vergleich der Körperlängen und der Gosner- Stadien der einzelnen Larven möglich, wobei auffällig ist, dass jene Larven, die sich in laminaren Strömungsbereichen aufhielten, im Mittel etwas kleiner waren als jene im Übergangsbereich laminar zu turbulent. Der Median der Stadien weist darauf hin, dass sich geringfügig jüngere Stadien bevorzugt in laminaren Strömungsbereichen aufhielten, allerdings wird dieses Ergebnis durch die vergleichsweise hohe Standardabweichung etwas relativiert.

Jene Larve, die sich unter voll turbulenten Strömungsverhältnissen aufhielt, war mit 3,1 cm Körperlänge im Vergleich zu den übrigen Larven (deren KSL-Spannweite lediglich 1,1 bis 3,0 cm erreichte) sehr groß und mit Gosner- Stadium 39 auch schon recht weit entwickelt. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass die Exposition dieser einen Larve in voll turbulenten Strömungsbereichen des Gewässers bereits im Zuge des passiven Drifteintritts stattfand.

**Tabelle 19:** Anzahl (n), Kopf-Schwanz-Länge (KSL) und Gosner- Stadium der Larven mit ihrer jeweiligen organismischen Reynoldszahl (Re). Reynoldszahlen geringer als 500 deuten auf laminare Strömungsverhältnisse hin, größer als 2000 hingegen auf voll turbulente Verhältnisse.

	<b>Organismische Reynolds Zahl</b>		
	<b>&lt; 500</b>	<b>500 - 2000</b>	<b>&gt; 2000</b>
<b>n</b>	330	59	1
<b>n %</b>	84,6	15,1	0,3
<b>Range KSL [cm]</b>	1,1 - 3,0	2,2 - 3,0	3,1
<b>MW KSL [cm]</b>	2,0	2,6	3,1*
<b>STABW KSL</b>	0,492	0,191	0*
<b>Stadium</b>	26 - 44	36 - 39	39
<b>Median Stadium</b>	34	35	39*

\* nur 1 Fall beobachtet

# 5 Diskussion

## 5.1 Laich

### 5.1.1 Abblachen

Der Beginn der Frühjahrsaktivität bei Erdkröten findet innerhalb einer Population zum gleichen Zeitpunkt statt, weshalb mit Massenansammlungen von Erdkröten am Laichgewässer innerhalb relativ kurzer Zeiträume zu rechnen ist (BUCK, 1985), wie sie im Untersuchungszeitraum auch im Wolfsteich auftraten.

Nach JUNGFER (1943) werden Erdkröten erst dann aktiv, wenn die Lufttemperaturen nicht mehr unter den Gefrierpunkt fallen. Am Wolfsteich trafen erste Kröten bereits am 31. März ein. Obwohl die nächtlichen Lufttemperaturen am 5. April noch einmal auf -2 °C sanken, konnten doch aktive Krötenmännchen und Paare am Wolfsteich angetroffen werden. Massenhaft Erdkröten trafen allerdings erst nach diesem letzten Nachtfrost ein, womit ein Zusammenhang zwischen Lufttemperatur und Stärke der Wanderungen, der schon von HEUSSER (1960 & 1968a) und KLEINSTEUBER (1964) aufgezeigt wurde, bestätigt werden kann. Zwar tritt die Kältestarre bei Amphibien bei 4 bis 5 °C ein, doch wurden selten auch Wanderungen bei 0 °C beobachtet (HEUSSER, 1960 & 1968a; KLEINSTEUBER, 1964). Für KLEINSTEUBER (1964) ist zudem die Bodentemperatur der entscheidende Faktor für den Beginn der Laichplatzwanderung.

Da während des gesamten Wanderungszeitraumes im Untersuchungsgebiet kein Regen fiel, fällt im Untersuchungsjahr Niederschlag als bedeutender Auslöser für Amphibienwanderungen (SAVAGE, 1935) weg. Das zahlreiche Vorkommen von Erdkröten am Wolfsteich trotz ungünstiger Bedingungen (niedrige Lufttemperaturen, kein Niederschlag) kann nach dem Triebmodell von LORENZ (1950) durch den natürlichen Wandertrieb der Erdkröten erklärt werden (MOORE, 1954; HEUSSER 1968a). Außerdem nutzten die anwandernden Erdkröten das Bachbett bzw. das feuchte Ufer des Kajabaches als Zuwanderungsstrecke, wohin sie möglicherweise durch die im Untersuchungsgebiet vorherrschende Trockenheit auswichen. Hier handelt es sich allerdings nicht um einen Einzelfall, denn bereits in den Vorjahren wurden im Kajabach anwandernde Erdkröten beobachtet (WARINGER-LÖSCHENKOHL, 2007), und auch KUHN (2001a & 2006) stellte bereits fest, dass Erdkröten auf ihren Wanderungen sogar Wildflüsse wie die Isar queren. Das in dieser Untersuchung beobachtete Anwandern der Erdkröten im Kajabach gegen Strömung scheint also nicht ganz ungewöhnlich zu sein.

Der festgestellte Männchen-Überschuss am Laichgewässer (Abb. 44) ist typisch in Erdkrötenpopulationen (HEUSSER, 1958; DAVIES & HALLIDAY, 1977- 1979; GITTINS, 1983; KUHN 1984), wo auf ein Weibchen durchschnittlich sogar etwa acht Männchen kommen können (EIBL-EIBESFELD, 1950).

Der Zeitraum zwischen dem Eintreffen der Erdkröten am Laichplatz und dem Ablachen, die sogenannte Vorlaichzeit (SAVAGE, 1961; HEUSSER, 1968b), beträgt bei der Erdkröte mindestens 3, meist jedoch 6 bis 14 Tage (BUCK, 1985). Dies erklärt das bereits große Vorkommen von Erdkröten am Wolfsteich (Abb. 44) bereits einige Tage vor den ersten Laichschnurfunden.

Die Lufttemperatur scheint beim Ablachen eine nicht unbedeutende Rolle zu spielen, denn es konnten sowohl im Wolfsteich als auch im Kajabach positive Korrelationen zwischen der Laichschnuranzahl und der maximalen Lufttemperatur nachgewiesen werden. Dies lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass sich mit zunehmender Temperatur mehr Erdkröten zum Laichgewässer begeben (vgl. Zusammenhang zwischen Lufttemperatur und Stärke der Wanderungen), allerdings muss hierbei die zeitliche Verzögerung des Ablachens durch die Vorlaichzeit ebenfalls berücksichtigt werden. Außerdem besteht ein Zusammenhang zwischen Lufttemperatur und Wassertemperatur, die zusammen mit der Lufttemperatur ansteigt.

Die Wassertemperatur spielt beim Ablachen eine wichtige Rolle; sie sollte zwischen 5 bis 14 °C liegen (HEUSSER, 1968b), was im Wolfsteich zum Zeitpunkt des Ablachens zutrif, da hier die Wassertemperaturen stets deutlich über 5 °C lagen (zum Zeitpunkt des erstmaligen Ablachens bei 9,5 °C). Es konnte sogar eine positive Korrelation zwischen der Anzahl der Laichschnüre im Wolfsteich und dessen maximaler und minimaler Wassertemperatur nachgewiesen werden, d. h. mit zunehmender Wassertemperatur nahm die Anzahl der Laichschnüre zu. Im Kajabach hingegen konnte kein deutlicher Zusammenhang zwischen Laichschnuranzahl und Wassertemperatur nachgewiesen werden, was möglicherweise darauf zurückzuführen sein könnte, dass im Kajabach allgemein geringere Wassertemperaturamplituden nachgewiesen werden konnten als im Wolfsteich.

Das beobachtete explosionsartige Zunehmen der Laichschnuranzahl und das ebenso schnelle Abnehmen der Erdkrötenanzahl am Gewässer lassen sich dadurch erklären, dass die Weibchen einer Population aufgrund gleicher Temperaturbedingungen stets innerhalb weniger Tage ablaichen (HEUSSER, 1963) und nach dem Ablachen das Gewässer bald wieder verlassen, meist in der Nacht danach. Nur wenige Männchen

bleiben länger, dafür dann bis in den Mai hinein, am Laichgewässer (HEUSSER, 1968a).

Erdkröten bevorzugen als Laichgewässer in der Regel großflächige, stabile und strukturreiche Stillgewässer (BLAB, 1978; NÖLLERT & NÖLLERT, 1992; LAURILA, 1998; KUHN, 2006), oft auch extensiv genutzte Fischteiche (FILODA, 1981; NÖLLERT & NÖLLERT, 1992), wie der Wolfsteich einer ist, da die Kaulquappen der Erdkröte aufgrund ihres Hautgiftes von Fischen nicht oder nur sehr selten gefressen werden (HEUSSER, 1971; FILODA, 1981; WERNER & MCPEEK, 1994; DENTON & BEEBEE, 1997). So konnte denn auch im Wolfsteich eine klare Ablauch-Präferenz der Erdkröte festgestellt werden. Im Abschnitt T2 wurden die meisten Laichschnüre der Erdkröte nachgewiesen, und dort war der Erdkrötenlauch vielfach mit Grasfroschlauch (*Rana temporaria*) durchsetzt.

KUHN (2006) wies 1994 einen statistisch starken positiven Zusammenhang zwischen der Erdkröten-Laichmenge und der Grasfrosch-Laichballenanzahl nach, den er mit einander überlappenden Laichplatzansprüchen beider Arten erklärt. LAURILA (1998) fand einen nichtsignifikanten positiven Zusammenhang zwischen Grasfrosch- und Erdkrötenlauch. Dies könnte zum Nachteil der Erdkröte sein, da sich Grasfroschlarven als Laichräuber betätigen (KUHN 2001b & 2006). Bereits vor dem ersten Auftauchen von Erdkrötenlauch im Wolfsteich wurden Laichballen des Grasfrosches gefunden, aber mit dem Erscheinen von Erdkröten-Laichschnüren tauchten vermehrt Laichballen des Grasfrosches an Erdkrötenlauch befestigt auf. Möglicherweise bringt der Grasfrosch bevorzugt Laichballen an Erdkrötenlauch an, um eine bessere Nahrungsverfügbarkeit für seine Larven zu erreichen, oder aber zum Schutz des eigenen Laiches. Vielleicht bietet der frische Erdkrötenlauch aber auch einfach neue Strukturen zum Anheften der Laichballen.

Insgesamt wurden im Wolfsteich 481 Laichschnüre nachgewiesen, im Kajabach hingegen lediglich 93 von denen ein Großteil unweit des Wolfsteiches in Abschnitt B1 zu finden war. Schon bei einer früheren Begehung (2006) wurden in diesem Abschnitt Laichschnüre der Erdkröte gesichtet (WARINGER-LÖSCHENKOHL, 2007). Der eindeutige Unterschied zwischen Wolfsteich und Kajabach in der Anzahl der Laichschnüre (Tabelle 20), macht deutlich, dass das Anpassungsvermögen einzelner Paare an suboptimale Bedingungen, wie es für Erdkröten ein Fließgewässer darstellt,

größer ist als das der gesamten Population (BUCK, 1985). Diese muss auf optimale Laichplätze zurückgreifen, um das Überleben der Population zu garantieren.

Die Anzahl der Laichschnüre im Kajabach nahm allerdings rasch mit zunehmender Entfernung vom Wolfsteich ab (Abb. 49), d. h. mit zunehmender Entfernung zum Teich scheint die Attraktivität des Kajabaches als Laichgewässer zusätzlich abzunehmen. WERBA (2006) stellte bei Untersuchungen über die Ablaihpferenzen des Grasfrosches (*Rana temporaria*) im Wienerwald hingegen fest, dass die Anzahl der Laichballen in einem Fließgewässer mit zunehmender Entfernung vom stehenden Gewässer zunimmt.

Hierzu können nur Mutmaßungen angestellt werden: Da mit zunehmender Entfernung zum Wolfsteich erstens immer später und zweitens bei höheren Fließgeschwindigkeiten abgelaiht wurde, wäre es möglich, dass es sich hierbei um Nachzüglerweibchen handelte, die bereits aus physiologischen Gründen ablaihen mussten und daher nicht mehr so wählerisch waren, was die Auswahl des Laichplatzes betrifft. Es wäre auch möglich, dass einige wenige Erdkrötenweibchen zwecks Konkurrenzvermeidung größere Distanzen zum hauptsächlichen Laichgewässer bevorzugen, bzw. dass sie mäßige Fließgeschwindigkeiten zum Ablaihen bevorzugen, da der Laich dadurch besser mit Sauerstoff versorgt werden kann. Gegen diese Annahme spricht jedoch die Tatsache, dass die Gallerte der Laichschnüre unter Strömungseinfluss recht bald nach dem Ablaihen reißt und die noch wenig entwickelten Embryonen verdriftet werden. Hier ist die Gefahr der Beschädigung der Eier, bzw. Verletzung der Junglarven gegeben; weiters werden die Larven, sofern es zu einer vollständigen Entwicklung kommt, wahrscheinlich durch Verdriften voneinander getrennt und genießen somit nicht mehr den Schutz eines größeren Larvenschwarmes. Auch WERBA (2006) stellte hohe Driftverluste (bis zu 22 %) des Grasfroschlaiches in Fließgewässern fest, wobei unbefestigte oder an Steinen befestigte Laichballen stets verdriftet wurden.

BAKER & GILLET (1996) äußerten in einer Untersuchung über den Grasfrosch außerdem die Vermutung, dass die Strömungsverhältnisse in Fließgewässern die äußere Befruchtung der Anuren beeinträchtigen kann. Dies wäre auch für Erdkröten relevant, bei denen es ebenfalls zu einer äußeren Befruchtung kommt. Die Gefahr einer größeren Anzahl an unbefruchteten Eiern dürfte in Fließgewässern generell höher als in stehenden Gewässern sein.

In dieser Untersuchung spiegelt der Schlüpferfolg die Anzahl an befruchteten Eiern wider, da es in den Säckchen zu keiner Verschlammung oder Verpilzung des Laichs

gekommen ist. Entwicklungsstörungen wurden nicht beobachtet. Tatsächlich fiel der Schlüpfertag bei Laich in geringer Strömung niedriger aus (vgl. 5.1.2.2 Schlüpfertag). Des Weiteren mied der Großteil der Erdkrötenweibchen beim Ablachen strömungsexponierte Stellen im Kajabach, was die exponentielle Abnahme in der Anzahl der Laichschnüre bei zunehmender Fließgeschwindigkeit deutlich zeigt (Abb. 65).

Beim Ablachen benötigen Erdkröten, wie bereits erwähnt, ausreichend Strukturen zum Befestigen der Laichschnüre (BLAB, 1978). Diese werden von den Weibchen regelrecht zwischen verschiedenen Strukturen wie etwa Totholz kreuz und quer aufgespannt und sind meist auch mit anderen Laichschnüren „verflochten“, was mitunter dichte Laichschnur-Packen ergeben kann.

Im Wolfsteich sowie im Kajabach war das bevorzugte Befestigungssubstrat der Erdkröten Totholz, das sich scheinbar durch seine hohe Festigkeit gut zum Fixieren von Laichschnüren eignet (Tabelle 20). Im Kajabach kam zusätzlich hinzu, dass das viele Totholz Staubereiche mit geringer oder gar keiner Strömung bildete, was für Erdkröten ein günstigerer Laichplatz ist als die strömungsexponierten Stellen. Häufig wurde im Kajabach auch Wurzelwerk zum Befestigen der Laichschnüre gewählt, das aufgrund seiner Starrheit und Ufernähe Schutz vor der Strömung bietet. Auch bei WERBA (2006) war Wurzelwerk jene Befestigungsstruktur, an der Grasfroschlaich am Besten vor dem Verdriften geschützt war.

Im Wolfsteich ragten weitaus weniger Wurzeln ins Wasser als im Kajabach, und meist war dies an stark beschatteten Stellen des Gewässers der Fall, die grundsätzlich von den Erdkröten seltener aufgesucht wurden als sonnenbeschienene und dadurch wärmere Stellen. Röhricht bzw. überstaute, krautige Ufervegetation als Befestigungsmöglichkeit fehlt im Kajabach völlig, während es im Wolfsteich nach dem Totholz die häufigste Art der Befestigung darstellt, wahrscheinlich, weil hier das Ufer relativ flach abfällt und die festen Stängel der Pflanzen sich gut zum Aufspannen der Laichschnüre eignen.

Unbefestigte oder auf mineralischem Untergrund angebrachte Laichschnüre waren im Kajabach nur sehr spärlich zu finden, im Wolfsteich überhaupt nicht, was sich mit der Tatsache deckt, dass auf dem Gewässergrund liegender Laich nur selten zur Entwicklung kommt (BLAB, 1978). Natürlicherweise zieht es ein Weibchen vor, die für den Laich besten Bedingungen herzustellen, um die Fortpflanzung zu sichern.

Da die Erdkröte scheinbar im Wolfsteich andere Befestigungspräferenzen hat als im Kajabach, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Tiere einfach den im Gewässer vorherrschenden Bedingungen anpassen und zur Laichschnur-Befestigung nehmen, was verfügbar und zweckmäßig ist. Vor allem große Laichschnuransammlungen scheinen andere Erdkröten anzuziehen, um den eigenen Laich ebenfalls an dieser Stelle zu befestigen. Dies stellt allerdings bloß eine Vermutung dar und bedarf weiterer Untersuchungen.

Die Ausprägung der Uferentwicklung nimmt in dieser Untersuchung keinen sichtbaren Einfluss auf die Laichschnurmenge. Für die Erdkröten scheinen tatsächlich in erster Linie Strukturen im Wasser wichtiger zu sein als die morphologische Ausformung des Ufers.

**Tabelle 20:** Zusammenfassung der Ergebnisse der Embryonal- und Larvalentwicklung im Vergleich Wolfsteich zu Kajabach. Die Angaben zum Entwicklungsstadium treffen auf die Monate April wie auch Mai zu; die Angaben zu Kopf-Schwanz-Länge, Kopf-Rumpf-Länge, Rumpfbreite, Gewicht und BCI beziehen sich jeweils auf Larven des Gosner- Stadiums 38 (> = größer als im Vergleichsgewässer, < = kleiner als im Vergleichsgewässer, \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ , n.s. =  $P > 0,05$ ).

Parameter	Stat. Test	Wolfsteich	Kajabach
Anzahl Laichschnüre	T-Test	> ***	< ***
Bevorzugte Befestigungsstruktur	$\chi^2$	Totholz	Totholz & Wurzelwerk
Entwicklungsdauer	T-Test	< ***	> ***
Schlüpferfolg	T-Test	> n.s.	< n.s.
Entwicklungsstadium	ANOVA	< ***	> ***
Kopf-Schwanz-Länge	ANOVA	< *	> *
Kopf-Rumpf-Länge	ANOVA	< *	> *
Rumpfbreite	ANOVA	< n.s.	> n.s.
Gewicht	ANOVA	< **	> **
Gewichtszustandswert (BCI)	ANOVA	> ***	< ***
Körperlänge vs. Gewicht	Regression	< *** (gedrungen)	> *** (lang und schlank)
Rumpflänge vs. Rumpfbreite	Regression	< *** (gedrungen)	> *** (schlank)

## 5.1.2 Schlüpfen

### 5.1.2.1 Entwicklungsdauer

Die Entwicklungsdauer der Embryonen vom Zeitpunkt des Ablai chens bis zum Schlüpfen aus der Gallerte umfasste eine Spannweite von 6 bis 9 Tagen; dabei war sie bei den Laichschnüren im Wolfsteich und jenen im Kajabach statistisch hoch signifikant verschieden (Tabelle 20). Es lag also eine Beeinflussung der Entwicklungsdauer durch die geänderten Bedingungen im Fließgewässer vor. Auch beim Grasfrosch konnte eine

längere Entwicklungsdauer in Fließgewässern und beschatteten temporären Gewässern im Vergleich zu besonnten stehenden Gewässern nachgewiesen werden (WERBA, 2006).

Die Unterschiede in der Dauer der Embryonalentwicklung sind zumindest teilweise durch die unterschiedlichen Wassertemperaturen beider Gewässer bedingt, da nachgewiesen werden konnte, dass höhere Temperaturen eine signifikant kürzere Entwicklungsdauer zur Folge hatten. Die Wassertemperaturen waren im Entwicklungszeitraum der Embryonen im Wolfsteich durchschnittlich höher als im Kajabach, woraus auch eine kürzere Entwicklungsdauer (bzw. raschere Embryonalentwicklung) im Wolfsteich resultierte.

Logischerweise ergibt sich mit zunehmender Entwicklungsdauer auch ein späteres Schlüpfdatum, das wiederum mit einem späteren Ablaidatum positiv korreliert. Auch mit zunehmender Ablageentfernung zum Wolfsteich ergaben sich späteres Ablaiden, eine längere Entwicklungsdauer und späteres Schlüpfen.

Es zeigte sich des Weiteren eine signifikante positive Korrelation zwischen der Entwicklungsdauer mit der Fließgeschwindigkeit, was bedeutet, dass bei zunehmender Fließgeschwindigkeit auch die Entwicklungszeit zunimmt. Dies liegt möglicherweise daran, dass in bewegtem Wasser (Strömung) der Abtransport von Wärme (als einem bedeutenden Faktor der raschen Embryonalentwicklung) aus dem Gelege schneller vonstatten geht als in stehenden Bachabschnitten. Zwar sind die Sauerstoffversorgung und der CO<sub>2</sub>-Abtransport in einem Fließgewässer besser gewährleistet, doch scheint dies nicht zwingend ausschlaggebend für eine effizientere Entwicklung der Embryonen zu sein.

### **5.1.2.2 Schlüpfertag**

Erdkröten-Embryonen verlassen die Gallerte durchschnittlich im Gosner- Stadium 18, was auch schon von VIERTTEL (1980) beobachtet wurde. Dies wurde in dieser Untersuchung ebenso beobachtet wie teilweise auch schon ein Schlüpfen im Stadium 17. Das Verlassen der Gallerte findet jedenfalls durchgehend zu einem Zeitpunkt statt, an dem die Larven noch weitestgehend unbeweglich sind, weswegen sie bis zum Erreichen eines schwimmfähigen Stadiums an den Laichschnüren oder an Strukturen (wie z. B. Pflanzen) in der Nähe des Geleges hängen (HEUSSER, 1960).

Der Schlüpfertag der Embryonen wird durch verschiedenste Faktoren bestimmt, von denen die in dieser Arbeit untersuchten näher erläutert werden:

Die Entwicklungsdauer der Embryonen wirkte sich geringfügig auch auf deren Schlüpfertag aus: Je länger die Embryonen für ihre Entwicklung benötigten, desto geringer fiel ihr jeweiliger Schlüpfertag aus. Dies könnte daran liegen, dass die Embryonen gleichzeitig länger in einem sensiblen, da unbeweglichen, Stadium verweilen und somit auch Umwelteinflüssen wie starker Sonnenstrahlung ausgesetzt sind. VIERTEL (1980) wiederum stellte fest, dass die Mortalität (abzüglich der Prädation) bis zum Stadium 18, also bis zum Schlüpfen der Embryonen, gering ist. Da sich die untersuchten Laichschnurstücke in einer von Räubern sicheren Umgebung- den mehr oder minder abgeschlossenen Laichsäckchen- befanden, kann in dieser Untersuchung ebenfalls eine Prädation der Eier bzw. Embryonen ausgeschlossen werden. Da sich jene Embryonen mit der längsten Entwicklungsdauer vornehmlich im Kajabach entwickelten, legt dies den Schluss nahe, dass ein Fließgewässer grundsätzlich suboptimalere Bedingungen für Erdkrötenembryonen darstellt als ein stehendes Gewässer.

Bei Wasserüberdeckungen von 1 bis 3 cm ist ein leichter Anstieg des Schlüpfertages und ein leichter Abfall ab einer Überdeckung von etwa 8 cm zu bemerken, wobei jedoch eine eindeutige Korrelation nicht festgestellt werden konnte. Jedoch ergaben sich signifikante Unterschiede beim Schlüpfertag bei unterschiedlicher Wasserüberdeckung des Laichs. WERBA (2006) hingegen konnte keinen signifikanten Einfluss der Wasserüberdeckung auf den Schlüpfertag von Grasfroschlaich feststellen.

Zwar konnten keine signifikanten Unterschiede im Schlüpfertag bei unterschiedlicher Entfernung zum Wolfsteich festgestellt werden, allerdings war auffallend, dass sich im Kajabach bereits bei geringer Entfernung zum Wolfsteich schon durchschnittlich geringere Schlüpfertage der Gelege ergaben, sowie relative hohe Abweichungen vom Mittel (also höhere Schwankungen im zu erwartenden Schlüpfertag). Dies könnte einerseits an der stärkeren Beschattung, verbunden mit kälterem Wasser im Kajabach, andererseits auch am Stressfaktor Strömung liegen. Dennoch ist die Entwicklung gesunder Erdkröten-Embryonen in Fließgewässern bewiesenermaßen möglich.

Bei unterschiedlichen Befestigungsmodi waren auch signifikante Unterschiede im Schlüpfertag bemerkbar: An Wurzeln oder Totholz befestigte Laichschnüre wiesen einen durchgehend hohen Schlüpfertag mit geringen Abweichungen vom Mittel auf, was erklären würde, wieso Erdkröten vor allem diese Befestigungsstrukturen beim

Ablaichen präferierten. Laichschnüre, die an Röhricht bzw. an überstauten krautigen Pflanzen der Ufervegetation befestigt waren, hatten im Mittel einen geringeren Schlüpfertfolg mit auffallend hoher Standardabweichung, was an dem flachen Uferabfall mit seichtem und somit warmen Wasser sowie hoher Sonneneinstrahlung am südöstlichen Ufer des Wolfsteiches liegen könnte. Nur ein Gelege im Kajabach wurde unbefestigt auf dem Gewässergrund liegend aufgefunden. Hier fiel der Schlüpfertfolg mit 90 % verhältnismäßig gering aus, was wiederum BLABs (1978) Beobachtung bestätigt, dass unbefestigter Laich sich weniger gut entwickelt als befestigter.

Der Faktor Fließgeschwindigkeit hatte einen hoch signifikanten Einfluss auf den Schlüpfertfolg, da bei geringen Fließgeschwindigkeiten der durchschnittlich geringste Schlüpfertfolg nachweisbar war (wenngleich kein linearer Zusammenhang aufgedeckt werden konnte). Diese Tatsache deckt sich auch mit den Beobachtungen von WERBA (2006), wo der Gesamtschlüpfertfolg von in Strömung abgelegtem Grasfroschlaich mit lediglich 28 % signifikant geringer war als jener von in strömungsberuhigten Bereichen positioniertem Laich (90,9 %).

Die Ergebnisse dieser Untersuchung beziehen sich allerdings auf den Krötenlaich innerhalb der Laichsäckchen und könnten dadurch verfälscht sein, dass strömungsexponierter Laich meist nicht an Ort und Stelle des Ablageplatzes blieb, sondern bereits wenige Tage nach dem Ablaichen verdriftet wurde. Darum sind keine eindeutigen Aussagen zum tatsächlichen Schlüpfertfolg von strömungsexponiertem Laich möglich. Weitere Untersuchungen in dieser Richtung wären hochinteressant, da nicht klar ist, ob jene Embryonen, die noch vor dem Schlüpfen verdriftet wurden, eine Überlebenschance haben und wenn ja, wie hoch diese ist.

## **5.2 Larven**

### **5.2.1 Morphologie**

Ab dem 24. April waren keine Laichschnüre mehr auffindbar, d. h. die letzten Larven waren bereits aus den Laichschnur-Gallerten geschlüpft. Am 30. April begann die Vermessung der Larven, die bis dahin zwar im Wolfsteich an deren jeweiligen Schlüpferten zu sehen waren, im Kajabach jedoch bis zu diesem Zeitpunkt nicht auffindbar waren. LAURILA (1998) beschreibt das scheinbare Verschwinden von Erdkrötenlarven nach dem Schlüpfen im Untersuchungsgewässer und deren

Wiederauftauchen zwei Wochen später und führt dies auf hohe Prädation der Junglarven zurück. Im Kajabach ist der wahrscheinlichere Grund für das Fehlen der Junglarven das Abdriften aufgrund der Strömung, da die Larven beim Schlüpfen zunächst nicht schwimmfähig sind (HEUSSER, 1960) und somit der Strömung nicht ausweichen können.

Die Entwicklung der Larven bis hin zur Metamorphose erfolgte vor allem im Wolfsteich, aber auch im Kajabach verhältnismäßig rasch. Dies dürfte in erster Linie mit den hohen Wassertemperaturen zusammenhängen, da sich der Wolfsteich als flaches und durchgehend sonnenbeschienenes Gewässer schnell erwärmt. Dies beeinflusste in Folge auch die Wassertemperaturen des Kajabaches als Ausrinn des Wolfsteiches. Die Abhängigkeit der Dauer der Larvalentwicklung u.a. von der Wassertemperatur, aber auch von der Gewässergröße, vom pH-Wert, den hydroperiodischen Bedingungen oder der Quantität und Qualität verfügbarer Nahrung (SMITH-GILL & BERVEN, 1979; NEWMAN, 1992; KUHN, 1993a; KUPFERBERG et al., 1994; TEJEDO & REQUES 1994a & 1994b; LAURILA et al., 1998) sowie von Konkurrenz (GRIFFITHS, 1991) wurde bereits mehrmals beobachtet. Auch bei hohem Prädationsdruck innerhalb des Gewässers kann die Larvalperiode verkürzt sein (WASSERSUG, 1975; LAURILA et al., 1998).

Gründe für die drei Wochen frühere Metamorphose der Erdkrötenlarven im Wolfsteich gegenüber dem Kajabach könnten bessere Nahrungsverfügbarkeit, höhere Wassertemperatur sowie höherer Prädationsdruck durch Fische und räuberische Insekten (CHOVANEK, 1992) sein.

LAURILA (1998) konnte allerdings keine Beeinflussung des Wachstums oder der Körpergröße von Erdkrötenlarven durch die Präsenz von Prädatoren aufzeigen. Das Vorhandensein von Fischen kann sogar die Entwicklung von Erdkrötenlarven fördern, da sie die Anzahl an invertebraten Räubern durch Fraß verringern, jedoch kaum Erdkrötenlarven angreifen (WERNER & MCPEEK, 1994; DENTON & BEEBEE, 1997). Auch CLAUSNITZER (1983) berichtet von der Erdkröte als einzigem Amphib, dessen Larven sich problemlos im Freiwasser von Karpfenzuchtteichen entwickeln können.

Die vergleichsweise höhere Streuung in den gefundenen Gosner- Stadien der Wolfsteich-Larvenpopulation scheint nicht ungewöhnlich zu sein, da bereits KUHN (2006) darauf hingewiesen hat, dass die Metamorphose-Termine (und somit die

Spannweite der vorhandenen Entwicklungsstadien einer Larven-Generation) in ein und demselben Tümpel über mehrere Wochen streuen können.

Auffällig ist allerdings, dass trotz der höheren Spannweite in den gefundenen Entwicklungsstadien im Wolfsteich und den dort durchschnittlich noch weniger weit entwickelten Larven (Tabelle 20), im Kajabach drei Wochen länger Erdkrötenlarven aufzufinden waren als im Wolfsteich. Hier liegt die Vermutung nahe, dass aufgrund des eher standortgebundenen Verhaltens von Junglarven und des Wanderverhaltens älterer Larven v. a. letztere vermehrt in den Kajabach gespült wurden (siehe auch 5.2.2 Dispersion, 5.2.3 Larven und Strömung). Dies würde möglicherweise auch zum Teil erklären, weshalb im Wolfsteich keine Larven älter als Gosner- Stadium 40 gefunden wurden und die Streuung gefundener Larvenstadien im Kajabach geringer ausfiel.

Allerdings sagt die Dauer der Larvalentwicklung allein nichts über den Zustand der Larven aus, wie z. B. über die ökologische Fitness. Denn oftmals bedingt eine kürzere Larvalperiode auch kleinere Tiere bei der Metamorphose (WILBUR & COLLINS, 1973; SMITH-GILL & BERVEN, 1979), wobei Metamorphosegröße und Fitness bei Amphibien nachweislich positiv korrelieren (BERVEN & GILL, 1983; SMITH, 1987; SEMLITSCH et al., 1988).

Tatsächlich ist im Wolfsteich ein kontinuierlicher Anstieg der Kopf-Schwanz-Länge mit fortschreitendem Gosner- Stadium zu beobachten, genauso wie gegen die Zeit. Im Kajabach allerdings ist ab dem Zeitpunkt des Verschwindens von Erdkrötenlarven im Wolfsteich ein Zurückgehen und nochmaliges leichtes Ansteigen der Körperlänge zu beobachten (Abb. 73), das sich bei Betrachtung der Gosner- Stadien als deutlicher Rückgang der Körperlängen mit fortschreitender Metamorphose erweist (Abb. 74).

Dies ist nicht ungewöhnlich, denn es finden sich bei VIERTEL (1981) und KATZMANN et al. (2003) sehr ähnliche Ergebnisse in der Kopf-Schwanz-Längenentwicklung von Erdkrötenlarven bei fortschreitender Entwicklung. In beiden Fällen ist ein linearer Anstieg der Körperlängen mit fortschreitenden Gosner- Stadien zu beobachten, ein Höhepunkt bei den Stadien 38 und 39 (in denen die Prometamorphose richtig anläuft), und etwa ab Stadium 40 ist wiederum ein Abfall in den Körperlängen zu bemerken, der sich durch das Verkürzen des Schwanzes erklären lässt. Diese Wachstumskurven wurden auch noch von anderen Autoren beschrieben (z.B. TEJEDO & REQUES, 1994a & 1994b).

Dies ist auch einer der Gründe, warum im Wolfsteich kein Abfall in den Körperlängen mit fortschreitender Metamorphose zu bemerken ist, denn hier wurden nur bis Stadium

40 Erdkrötenlarven gefunden. Im Kajabach, wo bis Stadium 44 Kaulquappen gefunden werden konnten, ist der entwicklungsbedingte Verlust der Körperlänge deutlich zu beobachten.

Das Verkürzen des Schwanzes ist allerdings nicht der alleinige Grund für das Abnehmen der Körperlängen ab den Stadien 38- 40, denn die Kopf-Rumpf-Länge sowie auch die Rumpfbreite und das Körpergewicht nahmen in ähnlichem Maße ab wie die Körperlänge, was bedeutet, dass mit zunehmenden Entwicklungsstadien die Individuen an sich kleiner (und leichter) wurden. Dies ist wiederum ein normaler Entwicklungsvorgang, der (mangels Funden von Larven älter als Stadium 40 im Wolfsteich) wiederum nur im Kajabach beobachtet werden konnte.

Einerseits hängt das Abnehmen der Rumpfgöße und des Gewichtes mit den starken physiologischen Veränderungen der Larven während der Metamorphose, v.a. auch während der Metamorphoseklimax (z.B. Veränderungen des Verdauungstraktes: BARRINGTON, 1946) zusammen, in welchem die Larven auch keine Nahrung mehr zu sich nehmen und dadurch rasch an Gewicht- und somit Körpergröße- verlieren (KATZMANN et al., 2003). Möglicherweise hängt das Abnehmen der Rumpfgöße und des Gewichtes aber auch zusätzlich mit einem schlechteren Ernährungszustand der Larven, bzw. mit einer schlechteren Nahrungsverfügbarkeit im Kajabach zusammen (siehe weiter unten, Diskussion des „body condition index“).

HOFFMANN, LEBOUTE & SOUZA (1989) stellten außerdem fest, dass das Gewicht von *Rana catesbeiana*- Larven in hoch signifikantem Zusammenhang mit der Wassertemperatur steht, wonach hohe Temperaturen auch ein höheres Gewicht bedingen.

Die Körpergrößen bei der Metamorphose sind trotz der schnellen Larvalentwicklung weder auffallend groß noch klein (vgl. VIERTEL, 1981; KATZMANN et al., 2003; KUHN, 2006). Dies legt wiederum den Schluss nahe, dass die Wassertemperaturen allein wahrscheinlich nicht der ausschlaggebende Grund für eine kurze Larvalperiode waren, da bei KUHN (2006) hohe Wassertemperaturen auffallend geringe Körpergrößen bei der Metamorphose zur Folge hatten.

Die Qualität und Quantität von Nahrung ist ein weiterer Faktor, der die Entwicklungsgeschwindigkeit einerseits und die Körpergröße der Larven andererseits beeinflusst. LAURILA et al. (1998) und LAURILA (2000) zeigten, dass Erdkrötenlarven bei hohem Nahrungsangebot eine raschere Larvalentwicklung

durchmachen und dabei eine größere Metamorphosegröße aufweisen als eine Vergleichsgruppe mit geringerem Nahrungsangebot. Dies würde darauf hindeuten, dass sich die Larven des Wolfsteiches und des Kajabaches aufgrund eines hohen Nahrungsangebotes rasch entwickelten.

Erdkrötenlarven ernähren sich von Plankton und Detritus, gelten also sowohl als Filtrierer als auch als Substratfresser (SAVAGE, 1952). Im Ausrinn eines stehenden Gewässers findet sich innerhalb der ersten 100 m ein erhöhtes Planktonvorkommen, das durch Filtrierer flussabwärts aber rasch reduziert wird (BRIGGS, 1948; MÜLLER, 1954; RICHARDSON & MACKAY, 1991). Also gibt es in einem Fließgewässer wie z. B. dem Kajabach durchaus eine Nahrungsgrundlage für Erdkrötenlarven. Allerdings ist in einem sonnenbeschienenen, stehenden Gewässer mit Fischvorkommen und gutem Pflanzenbewuchs, wie es der Wolfsteich ist, allgemein mit höheren Plankton- und Detritusdichten zu rechnen.

Die Gewichtszustandswerte der Larven stützen diese Annahme, denn sowohl gegen die Zeit als auch gegen die Stadien aufgetragen, wiesen die Larven des Wolfsteiches fast durchgehend höhere Gewichtszustandswerte auf als jene des Kajabaches, sind also besser ernährt (Tabelle 20). Grundsätzlich sind die Larven sowohl des Kajabaches als auch des Wolfsteiches gut ernährt, wenngleich bei den Gewichtszustandswerten der Larven des Wolfsteiches gegen die Zeit bzw. die Stadien aufgetragen, geringere Schwankungen zu beobachten waren als bei Larven des Kajabaches.

Im Kajabach ist ein deutlicher Abfall des BCI bei Stadium 33 zu bemerken, der sich bis zum Stadium 38 zieht, wo wieder ein leichter Anstieg im BCI zu verzeichnen war. Dies könnte an Schwankungen in der Nahrungsverfügbarkeit im Kajabach liegen. Interessanterweise ist ab dem Gosner- Stadium 42, also ab dem Beginn der Metamorphoseklimax, ein Anstieg in den Gewichtszustandswerten der Larven zu erkennen. Die Larven verlieren demnach zwar deutlich an Gewicht und Körpergröße, sind aber weiterhin gut ernährt. Bei VIERTEL (1981) wurde ebenfalls ein Anstieg des BCI in der Prometamorphose beobachtet, und auch bei KATZMANN et al. (2003) wurde ein plötzlicher Anstieg des BCI im Gosner- Stadium 44 verzeichnet, wenngleich darauf im Stadium 45 ein genauso deutlicher Abfall folgte.

Der gute Ernährungszustand der Larven im Untersuchungsgebiet, v.a. aber im Wolfsteich, spiegelt sich auch in deren Körperproportionen (Kopf-Schwanz-Länge zu Gewicht bzw. Kopf-Rumpf-Länge zu Rumpfbreite) wider: Der Körperbau der Larven

im Wolfsteich war gedrungenener als im Kajabach, was sich auch mit den etwas höheren Gewichtszustandswerten der Wolfsteich-Larvenpopulation deckt. Die Larven im Kajabach scheinen durchwegs schlanker zu sein, was ihnen in einem Fließgewässer sogar Vorteile verschaffen könnte (Tabelle 20). Dies stellt die Frage in den Raum, ob Erdkrötenlarven in Fließgewässern möglicherweise nicht aufgrund geringerer Nahrungsverfügbarkeit, sondern vielleicht aufgrund einer Anpassung an den Lebensraum „Fließgewässer“ schlanker bleiben als die Larven des Stillgewässers.

Dies erscheint allerdings unwahrscheinlich in Anbetracht der Beobachtung, dass zahlreiche Larven des Kajabaches (möglicherweise auch der Großteil) aus dem Wolfsteich stammen, aus dem sie ausgespült wurden. Der schlankere Körperbau hängt also wohl eher mit der geringeren Nahrungsverfügbarkeit zusammen.

Außerdem sind nach HOFF & WASSERSUG (2000) kürzere Schwänze (welche einen gedrungenen Körperbau bedingen) bei Anurenlarven viscoelastischer und steifer als lange Schwänze und außerdem leichter und flexibler, was ein schnelleres Schwimmen und damit ein Vermeiden von großem hydraulischem Stress erleichtert. Dies würde den in dieser Untersuchung gemachten Beobachtungen widersprechen, in der die Larven des Kajabaches deutlich schlanker gebaut waren als jene des Wolfsteiches.

Andererseits beobachtete auch WERBA (2006), dass die Totallänge von Grasfroschlarven in einem Fließgewässer größer war als in stehenden Gewässern, was sich mit den Ergebnissen dieser Untersuchung über Erdkrötenlarven decken würde. VANBUSKIRK, MCCOLLUM & WERNER (1997) und STÅHLBERG, OLSSON & ULLER (2001) stellten überdies eine höhere Totallänge von Anurenlarven in Gewässern mit hoher Prädatorenanzahl fest, wenngleich die Anzahl der Prädatoren in einem stehenden Gewässer wie dem Wolfsteich wahrscheinlich höher ist als in einem Fließgewässer wie dem Kajabach.

THIESMEIER & SCHUHMACHER (1990) beobachteten weiters, dass größere Feuersalamanderlarven weniger verdriftungsanfällig als kleinere Larven waren, und in Laborversuchen von RICHARDS (2002) wiesen größere Kaulquappen von *Mixophyes schevilli*, *Litoria genimaculata* und *L. nannotis* höhere Strömungsresistenzen als kleinere Larven derselben Art auf.

Da in der Literatur also teilweise widersprüchliche Aussagen über Körperproportionen von Amphibienlarven in Fließgewässern zu finden sind, wären weitere Studien über mögliche morphologische Anpassungen von Erdkrötenlarven in Fließgewässern sicherlich sinnvoll.

Dass es zum Teil hoch signifikante morphologische Unterschiede in der Entwicklung von Erdkrötenlarven in stehenden (Wolfsteich) und fließenden (Kajabach) Gewässern gibt, konnte jedenfalls deutlich gemacht werden und lädt ebenso dazu ein, dahingehend weitere Untersuchungen durchzuführen. Da über lange Zeit angenommen wurde, dass Erdkröten fast ausschließlich in stehende Gewässer mit möglichst großer Wasserfläche ablaichen, wurden Fließgewässer somit bei den meisten Entwicklungsstudien außer Acht gelassen.

### **5.2.2 Dispersion**

Nach dem Schlüpfen aus der Laichschnur-Gallerte ist es den noch unbeweglichen Junglarven nicht möglich, aus eigenem Antrieb ihren Standort zu wechseln, und so treiben sie an der Wasseroberfläche oder hängen an Laichschnüren, Pflanzen oder anderen Strukturen. Erst mit dem Erreichen der Schwimmfähigkeit einige Tage nach dem Schlüpfen beginnt die Dispersion: Nach SCHWERDTFEGGER (1968) halten sich die Larven im Gosner- Stadium 26 höchstens drei Meter von der Gallerte möglichst im extremen Flachwasserbereich auf. Erst mit Erreichen des Stadiums 29 entfernen sich die Larven bis zu 7,5 m vom Schlüpfort und wandern auch in etwas tiefere Bereiche des Gewässers (bis zu 60 cm Wassertiefe). Mit fortschreitender Entwicklung schließen sich nach HEUSSER (1960) die Larven schließlich zu Schwärmen zusammen und durchziehen gemeinsam das Gewässer (EIBL-EIBESFELD, 1953; GRIFFITHS & FOSTER, 1998), wobei sie Entfernungen von 100 m und mehr zurücklegen können (HEUSSER, 1969).

Im Untersuchungsgewässer konnte dieses Verhalten der Larven bestätigt werden. Im Wolfsteich hielten sich die Larven unmittelbar nach dem letzten Schlüpfen (24. April) an ihrem Schlüpfort im Uferbereich auf. Dort blieben sie, zumindest bis zum Stadium 30. Ab Gosner- Stadium 33 wurden nur noch in Schwärmen umherziehende Erdkrötenlarven gefunden, die den Teich nach Nahrung durchsuchten und des Öfteren durch den Ausrinn in den Kajabach gespült wurden. Diese Beobachtung bestätigt das in der Literatur beschriebene Verhalten von Erdkrötenlarven.

Im Kajabach hingegen waren am 24. April keine Larven an ihrem Schlüpfort zu finden, da sie vermutlich in jungen, kaum beweglichen Stadien bachabwärts verdriftet wurden. Ein Überleben dieser verdrifteten Larven ist ungewiss.

Auffällig ist, dass eine Woche nach dem letzten Schlüpfen Erdkrötenlarven im Kajabach wieder gesichtet wurden, etwa 154 m vom Wolfsteich entfernt. Hier stellt sich die Frage, ob die jungen, unbeweglichen Larven zwischen Strukturen wie Wurzeln, Totholz oder Steine gespült und übersehen wurden, oder ob die neuerlich gesichteten Larven zum Großteil oder zur Gänze aus dem Wolfsteich eingespült wurden.

Innerhalb mehrerer Wochen wurden Erdkrötenlarven immer weiter bachabwärts gefunden, was zum einen am Abdriften der Larven liegt, zum Anderen wäre ein gewolltes Wandern der Larven denkbar, da sie möglicherweise auf der Suche nach Nahrung mit der Strömung bachabwärts schwammen. Auch im Kajabach waren die Larven, sofern sie nicht nur vereinzelt am Gewässergrund liegend aufgefunden wurden, in Schwärmen unterwegs, was ihrem Verhalten in Stillgewässern entspricht.

Nach RICHARDSON & MACKAY (1991) reduzieren Filtrierer das Nahrungsangebot in Form von aus dem Stillgewässer eingespültem Plankton innerhalb weniger hundert Meter vom Stillgewässer bis zu einem Minimum, und auch die Qualität der eingespülten Nahrung nimmt bachabwärts rasch ab. Da Erdkrötenlarven selbst Filtrierer sind, wäre es also denkbar, dass sich die Larven trotz der Gefahr, verdriftet zu werden, selbst bei Strömung auf die Suche nach Nahrung begeben.

Tatsächlich wurden Larven ab dem Gosner- Stadium 33 in der Strömung schwimmend und auch gegen sie anschwimmend beobachtet, während sie in jüngeren Stadien nur bei Nullströmung gefunden wurden. Dies passt zu den Beobachtungen, die im Wolfsteich gemacht wurden, wonach die Erdkrötenlarven etwa ab dem Stadium 33 begannen, im Gewässer umherzuwandern. Dieses Wanderverhalten scheint auch in Fließgewässern zumindest zum Teil ausgebildet zu sein.

Bei WERBA (2006) wurde bei Grasfroschlarven das genaue Gegenteil hiervon beobachtet: Ausschließlich Kaulquappen früher Gosner- Stadien hielten sich bei Fließgeschwindigkeiten von bis zu  $12 \text{ cm s}^{-1}$  auf; ältere Larven waren lediglich in völlig strömungsberuhigten Bereichen auffindbar.

Das Dispersionsverhalten von Arten entlang eines Fließgewässers ist u.a. abhängig von Refugialräumen mit geringem hydraulischem Stress, wie etwa Totholzansammlungen oder Stillwasserzonen hinter großen Steinen, wie sie in Fließgewässern niedriger Flussordnung gehäuft auftreten (BILBY & LIKENS, 1980; GORE, 1996). Im Kajabach finden sich viele solcher Refugialräume, vornehmlich durch Totholzansammlungen

gebildet, die den Erdkrötenlarven Schutz vor der Strömung bieten können. Das Dispersionsverhalten der Erdkrötenlarven wurde von solchen Refugialräumen beeinflusst, die wie Pufferzonen wirkten, in denen die Larven vor dem Abdriften geschützt waren. Die Erdkrötenlarven hielten sich auch meist in solchen Refugialräumen bzw. in deren Nähe auf.

Eine gewisse Anpassung an den Lebensraum Fließgewässer wurde allerdings dennoch beobachtet, da die Larven ab etwa Gosner- Stadium 40 nicht mehr frei im Gewässer umher schwammen, sondern sich am Gewässergrund niederließen und sich entweder in kurzen Bewegungsschüben fortbewegten oder bei Annäherung bachabwärts mit der Strömung schwimmend flüchteten.

### **5.2.3 Larven und Strömung**

Erdkrötenlarven sind morphologisch an Stillgewässer angepasst und weisen, wie bereits zuvor erwähnt (5.2.1 Morphologie), kaum deutliche Anpassungen an Fließgewässer auf. Dass morphologische Adaptation jedoch nicht zwingend dafür notwendig ist, um in Fließgewässern zu überleben, zeigt das Beispiel der Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*), deren morphologische Anpassungen an Fließgewässer nur schwach ausgeprägt sind (GRIFFITHS, 1996), die jedoch regelmäßig in Fließgewässern niedriger Flussordnung anzutreffen sind (MALKMUS, 1970; THIESMEIER, 1992; THIESMEIER & GÜNTHER, 1996), wo sie sich bevorzugt, aber nicht ausschließlich, in strömungsberuhigten Mikrohabitaten aufhalten (BAUMGARTNER et al., 1999).

Hier gibt es Parallelen zu den Erdkröten, die sich, wie Abb. 86 zeigt, bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen des Kajibaches aufhielten. Hier kann aufgrund von Beobachtungen allerdings davon ausgegangen werden, dass die Larven vielfach ungewollt in die Strömung gerieten, da sie ab Fließgeschwindigkeiten von 6- 7 cm s<sup>-1</sup> bachabwärts verdriftet wurden.

Es zeigte sich weiters, dass sich in der Prämetamorphose befindliche Larven seltener der Strömung aussetzten als Larven, die sich bereits in der Prometamorphose befanden. Dies spiegelt sich auch darin wider, dass sich jüngere Stadien bevorzugt bei organismischen Reynoldszahlen von unter 500, also in laminaren Strömungsbereichen aufhielten, und diese Larven im Mittel auch etwas kleiner waren als jene im Übergangsbereich laminar zu turbulent.

Auch bei BAUMGARTNER et al. (1999) hielten sich jüngere Stadien der Feuersalamanderlarven bevorzugt in Mikrohabitaten geringer Strömung bzw. geringen

hydraulischen Stresses auf, während sich ältere Larven häufiger in strömungsexponierten Bereichen aufhielten. Allerdings ist an dieser Stelle anzumerken, dass in Metamorphoseklimax befindliche Erdkrötenlarven nur in völlig strömungsberuhigten Bereichen gefunden wurden. Eine mögliche Erklärung hierfür wäre, dass diese Larven, da sie sich nicht mehr auf Nahrungssuche begeben mussten, weniger aktiv waren und daher nicht mehr (oder nicht mehr so häufig) unbeabsichtigt in die Strömung eintraten.

### **5.3 Gewinn oder Verlust für die Population durch Laichen in Bächen- Meta-Populationstheorien**

Bei einer Meta-Population handelt es sich um ein Netzwerk, das aus mehreren grundsätzlich gleichwertigen Populationen besteht. Dadurch wird sichergestellt, dass es im Falle des Aussterbens einer der Populationen zu einer Wiederbesiedelung des Habitats durch eine der anderen Populationen kommen kann. Dabei ist die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedelung umso höher, je geringer die Distanz zwischen den Habitaten der einzelnen Lokalpopulationen ist und je genetisch ähnlicher einander benachbarte Lokalpopulationen sind (LAMPERT & SOMMER, 1993; KLEIN & VEITH, 1997).

Im Falle des Grasfrosches ist die Reproduktion in Fließgewässern ein wichtiger Beitrag zum Erhalt der Population, vor allem in Gebieten, in denen keine stehenden Gewässer vorhanden sind (WERBA, 2006). Die Bedeutung der Reproduktion der Erdkröte im Kajabach hingegen kann nicht so eindeutig festgelegt werden.

Es ist nicht gesichert, dass es sich bei jenen Erdkröten, die in den Kajabach ablaichten und jenen, die den Wolfsteich als Laichgewässer wählten, um zwei eigenständige Populationen handelt. Hier wären umfassende genetische Untersuchungen angebracht.

Fest steht allerdings, dass im Kajabach deutlich weniger Erdkrötenlaich gefunden wurde als im Wolfsteich (insgesamt im Wolfsteich 481, im Kajabach nur 93 Laichschnüre). Sollte es sich hierbei um zwei Populationen handeln, so ist eher von einer Stamm-Satelliten-Population als von einer Meta-Population auszugehen.

Bei einer Stamm-Satelliten-Population gibt es eine große Population (Stamm) und davon ausgehend viele kleinere Teilpopulationen (Satelliten). Die Teilpopulationen sind daher der Stammpopulation genetisch sehr ähnlich (LAMPERT & SOMMER, 1993). Auch die Tatsache, dass der meiste Laich im Kajabach unweit des Wolfsteiches

gefunden wurde, würde die Annahme, dass es sich im Untersuchungsgebiet um eine Stamm-Satelliten-Population handelt, stützen.

Die Autorin vertritt aus mehreren Gründen die Ansicht, dass es sich bei der Erdkrötenpopulation, die den Kajabach als Laichgewässer nützt, um einen wichtigen Beitrag zur Gesamtpopulation der Erdkröte im Untersuchungsgebiet handelt:

Die Larven im Kajabach entwickelten sich durchwegs gut bis hin zur Metamorphose und waren ausreichend ernährt. Außerdem war im Kajabach ein deutlich geringerer zwischenartlicher Konkurrenzdruck vorhanden, da, im Gegensatz zum Wolfsteich, Grasfroschlaich nur sehr spärlich und Springfroschlaich überhaupt nicht aufzufinden war.

Weiters ist der Raubdruck, dem die Larven ausgesetzt sind, in Fließgewässern geringer als in stehenden Gewässern: So konnten von WERBA (2006) in Teichen des Wienerwaldes acht verschiedene Prädatoren des Grasfrosches kartiert werden, in den Fließgewässern hingegen lediglich eine einzige Art. Demnach fanden sich in Teichen evertbrate Räuber wie Großlibellenlarven (z.B. Aeshnidae) und Schwimmkäfer (Dytiscidae), sowie vertebate Räuber wie Molche (Adulte und Larven) und andere Anurenlarven (WERBA, 2006). BAUMGARTNER et al. (1999) beobachteten, dass die bachbewohnenden Larven von *Cordulegaster* sp. Jagd auf Feuersalamanderlarven machten, welche in Fließgewässern bei der Untersuchung von WERBA (2006) zusammen mit adulten Feuersalamandern zu den einzigen Prädatoren von Anurenlarven zählten. Somit haben Erdkrötenlarven im Kajabach zumindest im Hinblick auf den Raubdruck durch Evertebraten eindeutig einen Vorteil gegenüber Larven im Wolfsteich.

Durch die spätere Metamorphose der Larven des Kajabachs und die stärkere zeitliche Streuung der Metamorphosetermine könnte das Überleben der Population besser abgesichert sein als durch wenige große Metamorphoseschübe, wie sie im Wolfsteich vorkommen. Durch zeitliche und damit auch räumliche Trennung der Jungkröten könnte der Nahrungserwerb an Land möglicherweise schneller und effektiver möglich sein als bei massenhaft auftretenden Jungkröten. Außerdem könnten einzelne Jungtiere Katastrophenereignissen, wie z.B. dem großflächigen Zertreten der Tiere durch Fußgänger oder zahlreichem Fraß durch Raubtiere, besser ausweichen.

Außerdem ist das Vorkommen von Erdkrötenlaich und -larven in einem Fließgewässer an sich beachtenswert und ein Gewinn für Studien über die Erdkrötenfortpflanzung: Es ist wahrscheinlich, dass Erdkröten des Öfteren auch andere Fließgewässer als

Laichgewässer nutzen (z.B. die Fugnitz im Thayatal in den Jahren 2006 & 2007, WARINGER-LÖSCHENKOHL, unpubl.), was in Zeiten zunehmender Trockenlegungen von Feuchtgebieten und Lebensraumzertrennung durch Straßenbau einen wichtigen Beitrag zum Erhalt dieser Art darstellen könnte.

## 6 Zusammenfassung

Es wurde der direkte Vergleich zwischen einem Stillgewässer (Wolfsteich) und einem Fließgewässer (Kajabach), beides Laichgewässer der Erdkröte (*Bufo bufo* L.), angestellt, wobei die Auswirkungen unterschiedlicher Strömungsbedingungen auf das Abblanchverhalten der adulten Tiere und auf die Embryonal- und Larvalentwicklung der Jungtiere bis hin zur Metamorphose untersucht wurden.

Hierfür wurden Wasser- und Lufttemperatur, Pegelstände sowie die chemischen Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH-Wert des Wassers aufgenommen. Weiters wurden Abblanchort mit zugehöriger Fließgeschwindigkeit sowie die Art der Befestigung des Laiches dokumentiert, mithilfe von Laichstücken in Stoffsäckchen die Entwicklungsdauer und -geschwindigkeit der Embryonalentwicklung der Larven bestimmt und mittels Vermessung der Larven und Bestimmung der Entwicklungsstadien deren Entwicklungszustand mit eventueller gewässerspezifischer Merkmalsdifferenzierung dokumentiert.

Insgesamt wurden im Wolfsteich 481 Laichschnüre nachgewiesen, im Kajabach 93. Das Abblanchen von Erdkröten im Fließgewässer war also durchaus kein Einzelfall. Möglicherweise werden Fließgewässer von den Tieren direkt als Laichgewässer gewählt, jedoch eher gegen Ende der Laichperiode. Dies könnte damit in Zusammenhang stehen, dass die Anwanderung der Tiere vielfach durch das Fließgewässer erfolgt.

Die Erdkröte hat beim Abblanchen im Wolfsteich grundsätzlich andere Befestigungspräferenzen als im Kajabach, aber es kann davon ausgegangen werden, dass sich die Tiere einfach den im Gewässer vorherrschenden Bedingungen anpassen und zur Laichschnur-Befestigung nehmen, was verfügbar und zweckmäßig ist.

Beim Abblanchen werden durchaus auch Bereiche höherer Fließgeschwindigkeiten ( bis zu  $10 \text{ cm s}^{-1}$ ) gewählt, wobei die Laichschnüre sorgfältig an Totholz oder Wurzelwerk befestigt werden. Mehrfach wurde vorzeitiges Auflösen bzw. Reißen der Gallerte in der Strömung und folglich das Verdriften des Laichs im Kajabach beobachtet. Die Strömung hatte auch einen signifikant negativen Einfluss auf den Schlüpfertag der Larven.

Die Entwicklungsdauer der Embryonen fiel im Kajabach signifikant länger aus als im Wolfsteich, was an den niedrigeren Temperaturen im Bach, aber auch an der höheren Strömung liegt.

Es konnte nicht nachgewiesen werden, dass jene Larven, die sich aus dem im Kajabach abgelegten Laich entwickelten, zur vollständigen Entwicklung bis hin zur Metamorphose gelangten, da der Großteil der Larven nach dem Schlüpfen weit bachabwärts verdriftet wurde.

Des Weiteren konnten optimale Bedingungen für die Larvalentwicklung im Kajabach bei geringen Strömungsverhältnissen dokumentiert werden. Hier fanden sich signifikante Unterschiede in Bezug auf Stadien, Körpermaße, Gewicht und Gewichtszustandswerte (BCI) zwischen den Larven des Kajabaches und jenen des Wolfsteiches. Im Wolfsteich waren demnach die Larven durchschnittlich weniger weit entwickelt als im Kajabach, wenngleich die Larvalperiode kürzer ausfiel, sie wiesen einen gedrungeneren Körperbau und ein höheres Gewicht sowie einen höheren Gewichtszustandswert auf.

Es gibt also deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Larven, abhängig davon, ob sie sich in stehenden oder fließenden Gewässern entwickeln. Die Gründe hierfür dürften vornehmlich mit den Temperaturunterschieden und der verfügbaren Nahrung zusammenhängen, könnten aber auch mit dem größeren hydraulischen Stress im Kajabach zu tun haben.

Es wurde belegt, dass sich Erdkrötenlarven auch in Fließgewässern wie dem Kajabach zu Schwärmen zusammenschließen und auf der Suche nach Nahrung umherwandern, und es besteht die Vermutung, dass sie sich dabei langsam bachabwärts bewegen. Auch wurde die Beobachtung gemacht, dass dabei strömungsexponierte Bereiche des Gewässers aktiv gemieden werden. Dabei setzten sich eher Larven in der Prometamorphose der Strömung aus.

Der unkontrollierte Eintritt in die Strömung wurde von älteren Larven durch Fortbewegung in kurzen Bewegungsschüben vermieden. Dies könnte eine Anpassung des Verhaltens an den Lebensraum Fließgewässer sein.

## 7 Literatur

- Allan, J. D. (1995): Stream ecology- Structure and function of running waters. Kluwer Academic Publishers, Dordbrecht/ Boston/ London, 388 p.
- Aßmann, O. (1991): Stützkraftstufe Landau a. d. Isar. Schr. R. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 24, 61-73.
- Baker, J. & Gillett, L. G. (1996): Frogs breeding in streams. British Herpetological Society Bulletin 57, 24- 25.
- Barrington, E. J. W. (1946): The delayed development of the stomach in the frog (*Rana temporaria*) and the toad (*Bufo bufo*). Proc. Zool. Soc. 116, 1- 21.
- Bauer, S. (1995): Amphibienschutz im Landkreis Ravensburg. Naturschutz im Landkreis Ravensburg 2, 1-109.
- Baumgartner, N., Waringer, A. & Waringer, J. (1999): Hydraulic microdistribution patterns of larval fire salamanders (*Salamandra salamandra salamandra*) in the Weidlingbach near Vienna, Austria. Freshwater Biology 41, 31- 41.
- Beinlich, B., Polivka, R. & Groß, P. (1992): Bestandsentwicklung bei Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Erdkröte (*Bufo bufo*) (Amphibia, Anura) - Ergebnisse einer nach 10 Jahren wiederholten Amphibienkartierung. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1, 67-69.
- Berven, K. A. & Gill, D. E. (1983): Interpreting geographic variation in life history traits. American Zoologist 23, 85- 97.
- Beshkov, V., Deltcheva, M., Dobrev, D. (1986): Breeding Movements and Strict Fidelity to the Place of Egg-Laying of the Common Toads (*Bufo bufo bufo* (L.)) in Stream Water Reservoirs. Ecology 19, 62-70.
- Bilby, R. E. & Likens, G. E. (1980): Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. Ecology 61, 1107- 1113.
- Blab, J. (1978): Untersuchungen zur Ökologie, Raumzeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 18.
- Briggs, J. C. (1948): The quantitative effects of a dam upon the bottom fauna of a small California stream. Trans. Am. Fish. Soc. 78, 70- 81.
- Buck, T. (1985): Zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* unter besonderer Berücksichtigung des Fortpflanzungsverhaltens. Informationsdienst Naturschutz, Nr. 1- Mai 1985- 5. Jahrgang (ISSN 0724-2646), 26 pp.

- Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen (1999): Österreich Karte (ÖK)-Ost: ÖK50, ÖK500, ÖK200-Blattübersicht (1° - 1° (GK).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserkraft (2006): Nationalpark Thayatal (FB\_20Thayatal\_202006[1].pdf).
- Cabela, A., Grillitsch, H. & Tiedemann, F. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs- Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, 88 p.
- Chovanec, A. (1992): The influence of tadpole swimming behaviour on predation by dragonfly nymphs. *Amphibia-Reptilia* 13, 341- 349.
- Clausnitzer, H. J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. *Salamandra* 19, 158- 162.
- Dalbeck, I., Hachtel, M., Heyd, A., Schäfer, K., Schäfer, M. & Weddeling, K. (1997): Amphibien im Rhein-Sieg-Kreis und in der Stadt Bonn: Verbreitung, Gewässerpräferenzen, Vergesellschaftung und Gefährdung. *Decheniana* 150, 235-292.
- Davies, N. B. & Halliday, T. R. (1977): Optimal mate selection in the toad *Bufo bufo*. *Nature* 269, 56- 58.
- Davies, N. B. & Halliday, T. R. (1978): Deep croaks and fighting assessment in toads *Bufo bufo*. *Nature* 274, 683- 685.
- Davies, N. B. & Halliday, T. R. (1979): Competitive mate searching in male common toads, *Bufo bufo*. *Animal Behaviour* 27, 1253- 1267.
- Denton, J. S. & Beebee, T. J. C. (1997): Effects of predator interactions, prey palatability and habitat structure on survival of natterjack toad *Bufo calamita* larvae in replicated semi-natural ponds. *Ecography* 20, 166- 174.
- Dingman, S. L. (1984): *Fluvial Hydrology*. W. H. Freeman & Company, 383.
- Duellman, W. E., Trueb, L. (1986): *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company, 670.
- Eibl-Eibesfeld, I. (1950): Ein Beitrag zur Verhaltensbiologie der Erdkröte. *Behaviour* II, 217- 237.
- Eibl-Eibesfeld, I. (1953): Bestimmung der Kaulquappen nach ihrem Verhalten. *Die Aquarien- und Terrarienzeitschrift* 6, 16- 18.
- Filoda, H. (1981): Das Vorkommen von Amphibien in Fischgewässern des östlichen Teils Lüchow-Dannenberg. *Beitrag Naturk. Niedersachsens* 34, 185- 189.

- Fischer, I., Paar, M. (1992): Landschaftserhebung Thayatal. Geplanter Nationalpark und Umland unter besonderer Berücksichtigung der Wiesen und Trockenrasen. Umweltbundesamt Reports, UBA-92-058, 58 pp.
- Frazer, J. F. D. (1953): The breeding habits of toads *Bufo bufo* L. in lake Windermere. Brit. Journ. Herpet. 1, 153- 159.
- Frazer, J. F. D. (196): A breeding colony of toads *Bufo bufo* L. in Kent. Brit. Journ. Herpet. 3, 236- 252.
- Gittins, S. P. (1983): The breeding migration of the Common Toad (*Bufo bufo*) to a pond in mid-Wales. Journal of Zoology 199, 555- 562.
- Gore, J. A. (1996): Response of aquatic biota to hydrological change. River Biota-Diversity and Dynamics (eds G. Petts & P. Calow). Blackwell Science Ltd. Oxford, 209- 230.
- Gosner, K. L. (1960): A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. Herpetologica 16, 183- 190.
- Griffiths, R. A. (1991): Competition between common frog, *Rana temporaria*, and natterjack toad, *Bufo calamita*, tadpoles: the effect of competitor density and interaction level on tadpole development. Oikos 61, 187- 196.
- Griffiths, R. A. (1996): Newts and Salamanders of Europe. Poyser Natural History, London.
- Griffiths, R. A. & Foster, J. P. (1998): The effect of social interactions on tadpole activity and growth in the British anuran amphibians (*Bufo bufo*, *B. calamita*, *Rana temporaria*). Journal of Zoology 245, 431- 437.
- Heusser, H. (1958): Über die Beziehungen der Erdkröte zu ihrem Laichplatz I. Behaviour 12, 208- 232.
- Heusser, H. (1960): Über die Beziehungen der Erdkröte zu ihrem Laichplatz II. Behaviour 16, 93- 109.
- Heusser, H. (1963): Die Ovulation des Erdkrötenweibchens im Rahmen der Verhaltensorganisation von *Bufo bufo*. Rev. Suisse Zool. 70, 741- 758.
- Heusser, H. (1968a): Die Lebensweise der Erdkröte *Bufo bufo* (L.), Wanderungen und Sommerquartiere. Rev. Suisse Zool. 75, 927- 982.
- Heusser, H. (1968b): Die Lebensweise der Erdkröte, Laichzeit, Umstimmung, Ovulation, Verhalten. Vierteljahresschreiben Naturfreunde Ges. Zürich 113, 257- 289.
- Heusser, H. (1969): Die Lebensweise der Erdkröte *Bufo bufo* (L.). Das Orientierungsproblem. Rev. Suisse Zool. 76, 443- 518.

- Heusser, H. (1971): Differenziertes Kaulquappen-Fressen durch Molche. *Experientia* 27, 475.
- Heusser, H. (1982): Froschperspektiven. *Natur*, Nr. 2, 71- 81.
- Heusser, H. & Ott, J. (1968): Wandertrieb und populationsspezifische Sollzeit der Laichwanderung bei der Erdkröte *Bufo bufo* (L.). *Rev. Suisse Zool.* 75, 1005- 1022.
- Hoff, K. V. S. & Wassersug, R. J. (2000) : Tadpole locomotion : Axial movement and tailfunctions in a largely vertebraeless vertebrate. *American Zoologist* 40 (1), 62- 76.
- Hoffmann, D. F., Leboutte, E. M. & Souza, S. M. G. D. (1989) : Effect of temperature on performance and development of bullfrog tadpoles *Rana catesbeiana* SHAW (1802). *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia* 18 (6), 557- 566.
- Hydrographischer Dienst in Österreich (2006): Jahresauswertung: Monats- und Abschnittsmittel der Lufttemperatur in °C, Monats- und Abschnittssummen der Niederschläge in mm; Messstelle Riegersburg Fugnitzbach (Daten von 1991 bis 2005).
- Jungfer, W. (1943): Beiträge zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* mit besonderer Berücksichtigung der Wanderung zu den Laichgewässern. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 40, 117- 157.
- Jungfer, W. (1951): Wie findet die Erdkröte ihre Laichgewässer. *Kosmos* 47, 136- 138.
- Jungfer, W. (1954): Die einheimischen Kröten. *Ziemsen Verlag*, 44 p.
- Katzmann, S., Waringer-Löschenkohl, A. & Waringer, J. A. (2003): Effects of inter- and intraspecific competition on growth and development of *Bufo viridis* and *Bufo bufo* tadpoles. *Limnologica* 33, 122- 130.
- Klein, M. & Veith, M. (1997): Metapopulationen- ein sinnvolles Konzept für den Amphibienschutz? In: Henle, K. & Veith, M. (Hrsg.): *Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie*. *Mertensiella* 7, 17- 28.
- Kleinsteuber, H. (1964): Untersuchungen zur Laichplatzwanderung der einheimischen Erdkröte *Bufo bufo* (L.). *Diss. Göttingen*, 54 p.
- Kuhn, J. (1984): Eine Population der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) auf der Ulmer Alb: Wanderungen, Straßentod und Überlebensaussichten 1981. *Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde Württemberg* 139, 123- 159.
- Kuhn, J. (1992): Die Erdkröte *Bufo bufo bufo* in einer Wildflüßbaue. *Herpetofauna* 14, 25-33.
- Kuhn, J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflüßbaue. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2, 1-10.

- Kuhn, J. (2001a): Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo*) in einer Wildflusslandschaft (obere Isar, Bayern). Zeitschrift für Feldherpetologie 8, 31- 42.
- Kuhn, J. (2001b): Amphibien in der Wildflusslandschaft der oberen Isar (Bayern): Auswirkungen der „Teilrückleitung“ seit 1990 und des Spitzenhochwassers 1999. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 43- 56.
- Kuhn, J. (2006): Populationsökologie, Lebensgeschichte und Fortpflanzungsbiologie der Erdkröten (*Bufo bufo*) in der Wildflusslandschaft der oberen Isar. Zeitschrift für Feldherpetologie 13, 165- 210.
- Kupferberg, S. J., Marks, J. C. & Power, M. E. (1994): Effects of variation in natural algal and detrital diets on larval anuran (*Hyla regilla*) life-history traits. Copeia 1994, 446- 457.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, 448 pp.
- Laurila, A. (1998): Breeding habitat selection and larval performance of two anurans in freshwater rock-pools. Ecography 21, 484- 494.
- Laurila, A. (2000): Competitive ability and the coexistence of anuran larvae in freshwater rock-pools. Freshwater Biology 43, 161- 174.
- Laurila, A., Kujasalo, J. & Ranta, E. (1998): Predator-induced changes in life history in two anuran tadpoles: effects of predator diet. Oikos 83, 307- 317.
- Lorenz, K. (1950): The comparative method in studying innate behavior patterns. Symp. Soc. Exper. Biol. 4, 221- 268.
- Malkmus, R. (1970): Die Verbreitung der Larve des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra* (L.)) im Spessart. Abhandlungen der Naturwissenschaftlichen Vereinigung in Würzburg 11, 77- 96.
- Moore, H. J. (1954): Some observations on the migration of the toad *Bufo bufo*. Brit. Journ. Herpet. 1, 194- 224.
- Müller, K. (1954): Faunistisch-ökologische Untersuchungen in nordschwedischen Waldbächen. Oikos 5, 77- 93.
- Newman, R. A. (1992): Adaptive plasticity in amphibian metamorphosis. Bioscience 42, 671- 678.
- Nöllert, A. & Nöllert, C. (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh-Kosmos, 365 pp.
- Richards, S. J. (2002): Influence of flow regime on habitat selection by tadpoles in an Australian rain forest stream. London, J. Zool. 257, 273- 279.

- Richardson, J. S. & Mackay, R. J. (1991): Lake outlets and the distribution of filter feeders: an assessment of hypotheses. *Oikos* 62, 370- 380.
- Savage, R. M. (1934): The breeding behaviour of the Common Frog, *Rana temporaria temporaria* LINN. and of the Common Toad, *Bufo bufo bufo* LINN.. *Proc. Zool. Soc. London* 104, 55- 70.
- Savage, R. M. (1952): Ecological, physiological and anatomical observations on some species of anuran tadpoles. *Proc. Zool. Soc.* 122, 467- 514.
- Savage, R. W. (1935): The influence of external factors on the spawningdate and migration of the common frog, *R. t. temporaria*. *Proc. Zool. Soc. London*, 49- 98.
- Savage, R. W. (1961): The ecology and life history of the common frog *R.t. temporaria*. London, 221 p.
- Schwerdtfeger, F. (1968): Ökologie der Tiere. Demökologie II; Hamburg, Berlin.
- Semlitsch, R. D., Scott, D. E. & Pechmann, J. H. K. (1988): Time and size at metamorphosis related to adult fitness in *Ambystoma talpoideum*. *Ecology* 69, 184- 192.
- Smith, D. C. (1987): Adult recruitment in chorus frogs: effects of size and date at metamorphosis. *Ecology* 68, 344- 350.
- Smith, M. (1954): The british amphibians and reptiles. London, 221 p.
- Smith-Gill, S. J. & Berven, K. A. (1979): Predicting amphibian metamorphosis. *American Naturalist* 113 (4), 563- 585.
- Spindler, T. (2000): Nationalpark Thayatal- Fischökologische Untersuchung. Gutachten im Auftrag der Nationalpark-Verwaltung Thayatal, 43 pp. & Anhänge.
- Ståhlberg, F., Olsson, M. & Uller, T. (2001): Population divergence of the developmental thermal optima in Swedish common frogs, *Rana temporaria*. *J. Evol. Biol.* 14, 755- 762.
- Tejedo, M. & Reques, R. (1994a): Plasticity in metamorphic traits of natterjack tadpoles: the interactive effects of density and pond duration. *Oikos* 71, 295- 304.
- Tejedo, M. & Reques, R. (1994b): Does larval growth history determine the timing of metamorphosis in anurans; a field experiment. *Herpetologica* 50, 113- 118.
- Thiesmeier, B. (1992): Ökologie des Feuersalamanders. Essen Westarp Wissenschaften Ökologie, Vol. 6.
- Thiesmeier, B. & Günther, R. (1996): Feuersalamander- *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands (ed R. Günther). Gustav Fischer-Verlag, Berlin, pp. 82- 104.

- Thiesmeier, B. & Schuhmacher, H. (1990): Causes of larval drift of the fire salamander, *Salamandra salamandra terrestris*, and its effects on population dynamics. *Oecologia* 82, 259- 263.
- Uthleb, H. (1998): Die Froschlurche (Anura) eines ausgewählten Untersuchungsgebietes an der unteren Unstrut im Kyffhäuserkreis /Thüringen. *Thüringer Faunistische Abhandlungen* 5, 5-15.
- VanBuskirk, J., McCollum, S. A. & Werner, E. E. (1997): Natural selection for environmentally induced phenotypes in tadpoles. *Evolution* 51 (6), 1983- 1992.
- Viertel, B. (1980): Überlebensraten und Mortalität bei Erdkrötenlarven (*Bufo bufo* L.) im Freiland. *Salamandra* 16, 19- 37.
- Viertel, B. (1981): Wachstumsraten, Gewichtszustandswert und Ätilität bei Erdkrötenlarven (*Bufo bufo* L.) im Freiland. *Salamandra* (Frankfurt/ M.) 17, 20 – 42.
- Waringer-Löschenkohl, A. (2007): Amphibienkartierung im Nationalpark Thayatal. Gutachten im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH, 94.
- Waringer-Löschenkohl, A., Baumgartner, C. & Pintar, M. (2001): Laichplatzverteilung von Amphibien in niederösterreichischen Donauauen in Abhängigkeit von der Gewässerdynamik. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 8, 179- 188.
- Wassersug, R. J. (1975): The adaptive significance of the tadpole stage with comments on the maintenance of complex life cycles in anurans. *American Zoologist* 15, 405- 417.
- Wells, K. D. (1977): The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour* 25, 666- 693.
- Werba, F. (2006): Reproduktionsstrategien von *Rana temporaria* (LINNAEUS 1758) in stehenden und fließenden Gewässern des Wienerwaldes. Diplomarbeit an der Universität Wien, 113 pp.
- Werner, E. E. & McPeck, M. A. (1994): Direct and indirect effects of predators on two anuran species along an environmental gradient. *Ecology* 75, 1368- 1382.
- Wiesbauer, H. (1991): Fisch-, Benthos- und Amphibienfauna an der Oberen Drau. *Carinthia* II 181, 529-546.
- Wilbur, H. M. & Collins, J. P. (1973): Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science* 182, 1305- 1314.
- www.np-thayatal.at (2007): Fakten ([www.np-thayatal.at/pages/fakten.shtml](http://www.np-thayatal.at/pages/fakten.shtml)), Entstehung (...[pages/entstehung.shtml](http://www.np-thayatal.at/pages/entstehung.shtml)), Chronologie (...[pages/chronik.shtml](http://www.np-thayatal.at/pages/chronik.shtml)).

Wübbenhorst, D. & Lindeiner, A. v. (1998): Naturschutzorientierte Untersuchungen zur Froschlurchfauna der mittleren Theißregion in Nordost-Ungarn unter besonderer Berücksichtigung der Teichwirtschaft. Zeitschrift für Feldherpetologie 5, 167-180.

# 8 Lebenslauf

## Persönliche Daten

Name: Barbara Scheckenhofer  
Geboren am: 01. Dezember 1983 in Wien  
Wohnhaft in: 2201 Gerasdorf bei Wien  
Kontakt: 0676/6039760  
b\_scheckenhofer@hotmail.com

## Schulbildung

September 1998– Juni 2002 BORG 3 in Wien, Landstraßer Hauptstraße 70;  
Naturwissenschaftlicher Zweig mit Schwerpunkten in  
Mathematik, Physik, Biologie und Chemie

## Studium

Oktober 2002– Oktober 2008 Biologie an der Universität Wien, Zweig Ökologie,  
Fach Limnologie.  
Diplomarbeit: „Reproduktionsstrategien von *Bufo bufo*  
L. in stehenden und fließenden Gewässern im  
Einzugsgebiet des Kajabachs“ am Department für  
Limnologie und Hydrobotanik. Betreuer: Ao. Univ.-  
Prof. Dr. Johann Waringer

Wien, am 12. Oktober 2008