



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Laichaktivität und Larvenwachstum von Amphibien in
Wasserkörpern unterschiedlicher Morphologie an der
Exelbergstraße (Wien)“

verfasst von

Katharina Stefan

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 439

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomarbeit Biologie (Zoologie)

Betreut von:

Ao. Univ. Prof. Dr. Johann Waringer

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	5
2	Untersuchungsgebiet.....	7
2.1	Gewässerbeschreibung	9
2.1.1	Wald	9
2.1.2	Lange Wiese	24
3	Material und Methode.....	44
3.1	Abiotische Faktoren.....	44
3.2	Gewässer - und Geländevermessung.....	45
3.3	Laichkartierung.....	46
3.3.1	Braunfrösche.....	46
3.3.2	Erdkröten	48
3.4	Vermessung der Larven.....	48
3.5	Datenauswertung	50
4	Ergebnisse	51
4.1	Artenzusammensetzung und Reproduktionserfolg.....	51
4.2	Laichphänologie	52
4.2.1	Zeitlicher Ablauf der Laichperiode	52
4.2.2	Räumliche Verteilung des Laichgeschehens.....	62
4.2.3	Schlüpfertolg	65
4.3	Ablauf des Laichgeschehens in den einzelnen Gewässern	66
4.3.1	Laichphänologie - <i>Rana dalmatina</i>	66
4.3.2	Laichphänologie - <i>Rana temporaria</i>	79
4.3.3	Laichphänologie - <i>Bufo bufo</i>	84
4.3.4	<i>Triturus carnifex</i>	87
4.3.5	<i>Ichthyosaura alpestris</i>	88
4.3.6	<i>Lissotriton vulgaris</i>	88
4.3.7	<i>Hyla arborea</i>	89

4.3.8	<i>Pelophylax ridibundus</i>	90
4.4	Larvenwachstum und Entwicklung	91
4.4.1	<i>Rana dalmatina</i>	91
4.4.2	Konditionsindex - <i>Rana dalmatina</i>	101
4.4.3	<i>Rana temporaria</i>	104
4.4.4	Konditionsindex - <i>Rana temporaria</i>	111
4.4.5	<i>Bufo bufo</i>	113
4.4.6	<i>Pelophylax ridibundus</i>	115
4.4.7	<i>Lissotriton vulgaris</i>	119
4.4.8	<i>Triturus carnifex</i> , <i>Ichthyosaura alpestris</i>	121
4.4.9	<i>Hyla arborea</i>	122
5	Diskussion	123
5.1	Zum Untersuchungsgebiet	123
5.2	Wanderdaten vom Amphibienschutzzaun Exelbergstraße	123
5.3	<i>Rana dalmatina</i>	126
5.4	<i>Rana temporaria</i>	128
5.5	<i>Bufo bufo</i>	132
5.6	<i>Pelophylax ridibundus</i>	135
5.7	<i>Lissotriton vulgaris</i>	136
5.8	<i>Triturus carnifex</i>	137
5.9	<i>Ichthyosaura alpestris</i>	138
5.10	<i>Hyla arborea</i>	138
5.11	Welche Faktoren bedingen ein optimales Amphibiengewässer?	140
5.12	Laich- und Kaulquappenprädation	144
6	Zusammenfassung	146
7	Summary	147
8	Literaturverzeichnis	148
	Danksagung	157
	Curriculum Vitae	159

1 Einleitung

Für Amphibien sind Wanderungen ein zentraler Teil ihrer Lebensweise (JEHLE & SINSCH 2007). Viele Amphibienarten wandern regelmäßig zwischen Laichplätzen, Sommerquartieren und Überwinterungsplätzen und legen dabei Strecken von wenigen Metern bis zu einigen Kilometern zurück (GROSSENBACHER 1985, DONAT 1989, WEISSMAIR 1996, CABELA et al. 2003).

Dabei müssen vor allem bei den Frühjahrswanderungen viele Amphibienarten oft stark befahrene Straßen überqueren, um zu ihrem Laichgewässer zu gelangen. Straßenverkehr behindert nicht nur die Frühjahrswanderungen, sondern auch die Wanderungen der Jungtiere und Adulten zu ihrem Sommerlebensraum, sowie die Herbstwanderung (BUCK 1985, MÜNCH 1992, KUSCHKA 2010).

Wanderungen, bei denen Amphibien eine Straße überqueren müssen, finden auch an der Exelbergstraße im 17. Wiener Gemeindebezirk statt. Jährlich sind bei den Frühjahrswanderungen die drei früh laichenden Amphibienarten Springfrosch (*Rana dalmatina*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Erdkröte (*Bufo bufo*) in hoher Anzahl am Amphibienschutzzaun anzutreffen. Der Amphibienschutzzaun wurde ab dem Jahr 2009 weitgehend durch dauerhafte Tunnelleitanlagen ersetzt und ermöglicht den Amphibien und anderen Tieren ein sicheres Unterqueren der stark befahrenen Exelbergstraße. Die Amphibien wandern am nahe gelegenen Eckbach entlang und verlassen diesen an unterschiedlichen Stellen, um über die Straße zu gelangen und ihr Laichgewässer aufzusuchen. In der Diplomarbeit von STOCKINGER (2010) konnten signifikant unterschiedliche Wanderdichten an den verschiedenen Zaunabschnitten festgestellt werden: Erdkröten wanderten am häufigsten aus nördlicher Richtung, Springfrösche und Grasfrösche aus südlicher Richtung ins Laichgebiet ein (STOCKINGER 2010). Die Hypothese, dass die Amphibienarten den Bach an unterschiedlichen Stellen verlassen, um die kürzeste Route zu ihrem Gewässer zu wählen, sollte durch eine Laichkartierung überprüft werden.

Ziel dieser Arbeit ist somit eine Bestandsaufnahme der laichenden Amphibienpopulationen im eingezäunten Gebiet der MA 49 südwestlich der Exelbergstraße. Dort befinden sich insgesamt 14 Laichgewässer, die im Zuge dieser Diplomarbeit näher untersucht werden sollten, um Aufschluss über Arteninventar, Laichgewässerpräferenzen und Reproduktionsnachweise der einzelnen Arten zu erhalten. Die Laichkartierung sollte weiters den zeitlichen Ablauf der Laichperiode der explosiv laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und

Bufo bufo dokumentieren. Um dies zu gewährleisten, musste das Untersuchungsgebiet jeden Tag besucht werden. Ein weiteres Ziel dieser Arbeit war es, die Entwicklungsdauer und das Wachstum der Amphibienlarven in den verschiedenen Gewässern miteinander zu vergleichen und dadurch eine Klassifizierung der Laichgewässer zu erarbeiten.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist ein ca. drei Hektar großes, eingezäuntes Gebiet im Besitz der MA 49 und liegt im 17. Wiener Gemeindebezirk, südwestlich der Exelbergstraße (Abb. 1). Dort befinden sich insgesamt 14 Laichgewässer, die mitunter der Grund für starke Amphibienwanderungen im umliegenden Gebiet sind. Das hohe Verkehrsaufkommen auf der Exelbergstraße führte zum Tod vieler Tiere, die versuchten die Straße zu überqueren. Seit dem Jahr 2000 wird die Amphibienwanderstrecke an der Exelbergstraße aktiv betreut. Mitglieder des 2007 gegründeten Vereins „Amphibienschutz Wienerwald“ und viele freiwillige Helfer versuchen seit Jahren mit der „Zaun – Kübel – Methode“ die Tiere sicher auf die andere Straßenseite zu bringen. Seit 2009 wird von der Stadt Wien eine dauerhafte Amphibienschutzanlage errichtet. Nun gibt es bereits 7 Leittunnelsysteme, die den Amphibien, aber auch anderen Tieren eine sichere Unterquerung der Straße ermöglichen.

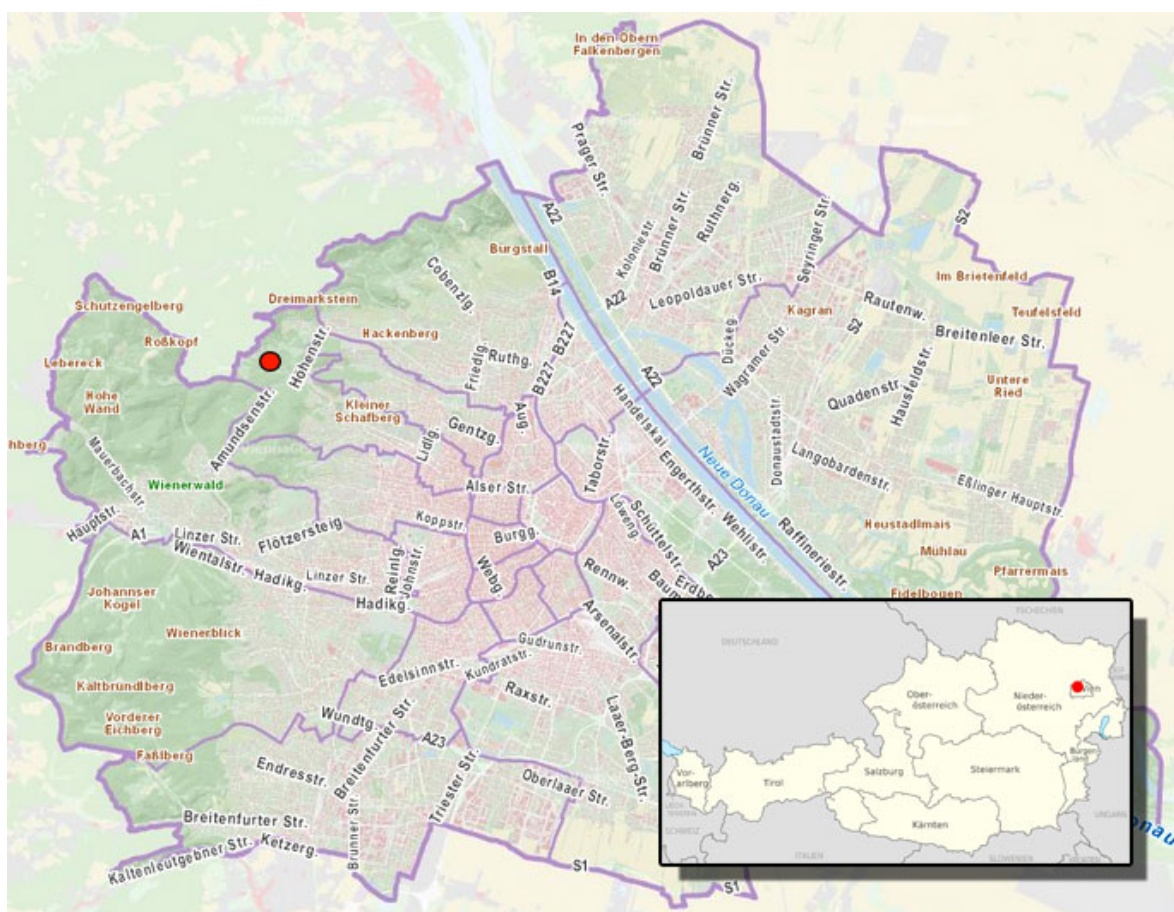


Abb. 1: Übersichtskarte Wien; Lage des Untersuchungsgebiets mit rotem Punkt markiert.

Das größte Gewässer (Gewässer 2) ist mit über 50 Jahren das älteste von allen. Die restlichen Gewässer wurden vor ungefähr 15 – 20 Jahren künstlich angelegt. Das Untersuchungsgebiet weist trotz der räumlichen Nähe der Gewässer unterschiedliche Gegebenheiten auf. Einige Tümpel sind aufgrund ihrer Lage im Wald im Sommer fast zur Gänze beschattet. Die anderen Gewässer befinden sich auf einer Wiese mit 100-prozentiger Sonneneinstrahlung, nur zwei finden Schatten unter alten Weiden. Durch das Vorkommen von Makrophyten und einen gut strukturierten Litoralbereich wurden diese Gewässer von vielen Amphibienarten angenommen.



Abb. 2: Übersichtskarte mit Lage der Gewässer im Untersuchungsgebiet; die Lage des Untersuchungsgebiets in Wien wurde mit rotem Punkt markiert.

Die Waldtümpel 3, 4 und 5 waren im Vergleich zu den anderen Gewässern frei von Makrophyten. Nicht alle vierzehn Gewässer waren ständig wasserführend, Gewässer 4, 5, 11, 7 und 19 trockneten während der Datenaufnahme fast oder vollständig aus. Untersucht wurden die Gewässer Nummer 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 16 und 19 (Abb. 2).

Die Nummerierung der Gewässer geht auf eine Untersuchung der Universität für Bodenkultur (SCHEDL & PINTAR 2008) zurück. Die damals vorgefundenen temporären Gewässer 12, 14, 15, 17, 18, 20 und 21 waren bei der Erhebung im Jahr 2012 nicht mehr vorhanden. Die Nummerierung der Gewässer wurde aus Gründen der Kontinuität beibehalten.

2.1 Gewässerbeschreibung

2.1.1 Wald

Die Gewässer 1, 2, 3, 4, 5, und 6 befanden sich im Wald bzw. am Waldrand. Diese unterschieden sich von den Gewässern auf der Langen Wiese durch höhere Beschattung und das Vorhandensein von Falllaub und Totholz. Gewässer 6 wies, vor allem was die Vegetation betrifft, Ähnlichkeiten mit Gewässern auf der Langen Wiese auf und wurde deswegen nicht zu den Gewässern im Wald gezählt.

Gewässer 1

Das erste Gewässer ist ein künstlich angelegter, kreisrunder Betonteich mit einem Durchmesser von 5,2 m. Durch eine Frischwasserzufuhr mit einem Schlauch wurde der Pegel konstant gehalten. Große Teile der Wasseroberfläche waren von Wasserlinsen (*Lemna minor*) und *Cladophora* sp. bedeckt. Auch trieben vereinzelt alte Holzbretter an der Wasseroberfläche. Die angrenzende Vegetation sorgte für eine Beschattung von etwa 50% des Teichs. Durch das klare Wasser war an schönen Tagen eine Sicht bis zum Grund möglich. Aus Sicherheitsgründen wurde das 1,7 m tiefe Gewässer im Jahr 2012 eingezäunt, was eine Untersuchung der Kaulquappen leider nicht möglich machte. Trotzdem wurden einmal im Monat der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Lichtintensität gemessen. Ebenso wurden im Frühling und im Sommer Wasserproben entnommen und im Labor der Universität Wien analysiert.



Abb. 3: Gewässer 1. Aufgenommen am 19.5.2012; Blick Richtung Nord-Westen.

Abiotik

Der Sauerstoffgehalt stieg von März bis Mai an und fiel erst im August unter 100%. Die Leitfähigkeit schwankte zwischen $995 \mu\text{S cm}^{-1}$ am 25. März und $888 \mu\text{S cm}^{-1}$ am 8. August. Die Strahlungswerte erreichten ihr Maximum mit 1070 Watt m^{-2} am 25. April. Der pH-Wert schwankte zwischen 7,5 (gemessen im August) und 8 (gemessen im März) (Tab. 1).

Tabelle 1 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 1.

Tab. 1: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 1.

Gewässer 1	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	106	116.6	220	182.4	61.3
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	11.8	13.65	20.2	14.37	5.33
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	995	941	888	894	888
Licht [Watt m ⁻²]	860	1070	900	909	765
pH-Wert	8	7.7	8	7.5	7.5
Alkalinität [mval l ⁻¹]	5.88	-	-	-	5.04
Natrium [mg l ⁻¹]	33	-	-	-	37
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0
Kalium [mg l ⁻¹]	2.3	-	-	-	3.1
Calcium [mg l ⁻¹]	147.5	-	-	-	117.5
Magnesium [mg l ⁻¹]	27.1	-	-	-	23.6
Chlorid [mg l ⁻¹]	106.7	-	-	-	114.4
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.26
Nitrat [mg l ⁻¹]	5.83	-	-	-	0.35
Phosphat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.14
Sulfat [mg l ⁻¹]	74.4	-	-	-	54

Gewässer 2

Das zweite Gewässer ist mit einer maximalen Länge von 73,6 m und einer maximalen Breite von 21,8 m das größte von allen. Die Tiefe wurde von einem Schlauchboot aus an mehreren Stellen gemessen und dabei die maximale Tiefe von 2,1 m notiert.

Das Gewässer wies viel Totholz auf und zeichnete sich durch gut strukturierte Uferbereiche mit einem Röhrichtgürtel aus Rohrkolben am Nordufer aus. Durch die dichten Baumkronen von Erlen und Eschen bot dieses Gewässer neben den sonnigen Freiwasserbereichen auch schattige Bereiche im Litoral. Der Teich hat sowohl einen Zufluss als auch eine Drainage, die das Wasser in den ca. 4,5 m tiefer gelegenen und parallel fließenden Bach führt.



Abb. 4: Gewässer 2. Aufgenommen am 24.6.2012; Blick vom Ostufer Richtung Westen.

Abiotik

Der Sauerstoffgehalt sank ab der Messung Ende März bis zum 24. Mai stark ab, stieg dann aber bis August wieder an. Die Leitfähigkeit in Gewässer 2 war im Vergleich zu den anderen Gewässern etwas höher und nahm im Laufe der Messungen bis August ab. Die höchsten Strahlungswerte wurden im Juni und im Juli gemessen. Der pH-Wert des Wassers lag im Zeitraum der Untersuchung bei Werten von 8 bis 8,2. Am 24. Juli wurde ein Wert von 7,5 gemessen (Tab. 2).

Der Pegelstand in Gewässer 2 blieb über den Untersuchungszeitraum hinweg relativ konstant. Nach Regenereignissen wurde das überschüssige Wasser durch den künstlichen Abfluss abgeleitet (Abb. 5.)

Gewässer 3

Das dritte Gewässer ist 19,4 m lang, 14,2 m breit und ist nordwestlich von Teich 2 gelegen. Im Sommer bildeten Erlen dichte Baumkronen, die das Gewässer fast vollkommen beschatteten (90%). Der Sapropelboden des Tümpels war bedeckt mit Falllaub und abgebrochenen Ästen.

Das Wasser war durch Schwebstoffe sehr getrübt und hatte einen etwas modrigen Geruch. Die Oberfläche war mit einer grünbräunlichen Schicht bedeckt, Makrophyten fehlten.

Der Uferbereich war an der Südwestseite sehr steil und lief an der Ostseite etwas flacher aus.

Am 26. März 2012 wurde die maximale Tiefe von 1,1 m gemessen.



Abb. 6: Gewässer 3. Aufgenommen am 27.5. 2012; Blick Richtung Westen.

Abiotik

Der Sauerstoffgehalt in Gewässer 3 nahm innerhalb der Datenaufnahme rapide ab. Am 25. April betrug der Sauerstoffgehalt an der Oberfläche 130.3% (14.2 mg l^{-1}), einen Monat später, am 25. Mai, nur noch 38.4% (3.08 mg l^{-1}). Der niedrigste Wert wurde am 8. August gemessen (9.3%, 0.83 mg l^{-1}), jedoch konnte schon im Juni ein Absinken unter 1 mg Sauerstoff pro Liter Wasser festgestellt werden (10.1% , 0.96 mg l^{-1}). Mit $787 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ wurde die höchste Leitfähigkeit des Gewässers im Mai gemessen, die niedrigste wurde am 25. März mit $635 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ notiert. Die gemessenen Strahlungswerte erreichten im Juni mit 128 Watt m^{-2} ihren Tiefpunkt. Der pH-Wert lag bei allen Messungen zwischen 7,5 und 8 (Tab. 3).

Ab Anfang Mai konnte ein deutliches Absinken des Wasserpegels beobachtet werden. Insgesamt ergaben sich Schwankungen von 30 cm. Nach einer Regenperiode im April stieg der Pegel um 10 cm an und sank dann stark ab (Abb. 7).

Mit einer durchschnittlichen Wassertemperatur von $10,1^{\circ}\text{C}$ (Mittelwert von 17. März bis 8. Mai) zählt Gewässer 3 zur Gruppe der kältesten untersuchten Wasserkörper.

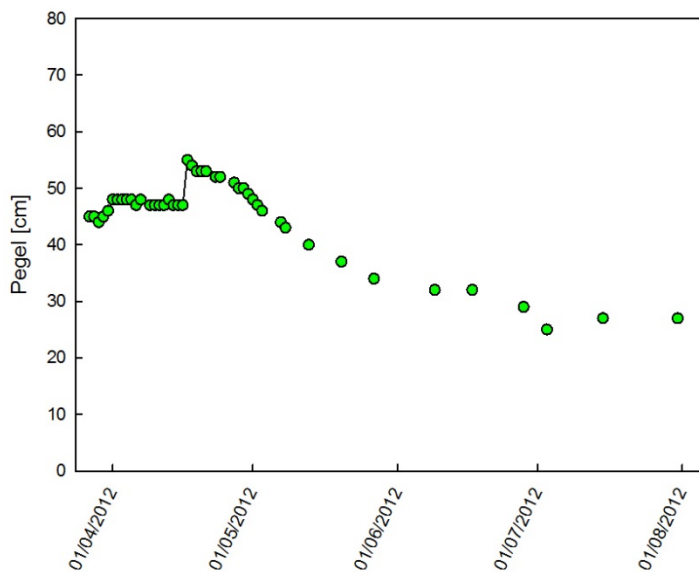


Abb. 7: Pegelgang im Gewässer 3 von April bis August.

Tabelle 3 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 3.

Tab. 3: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 3.

Gewässer 3	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	93	130.3	38.4	10.1	9.3
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	10.6	14.2	3.08	0.96	0.83
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	635	652	787	730	666
Licht [Watt m ⁻²]	860	890	673	128	525
pH-Wert	7.8	7.5	8	7.5	7.6
Alkalinität [mval l ⁻¹]	4.08	-	-	-	5.04
Natrium [mg l ⁻¹]	37.9	-	-	-	37.8
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	3.58
Kalium [mg l ⁻¹]	3.9	-	-	-	4.2
Calcium [mg l ⁻¹]	71.1	-	-	-	67.5
Magnesium [mg l ⁻¹]	24.1	-	-	-	25.3
Chlorid [mg l ⁻¹]	10.9	-	-	-	8.7
Nitrit [mg l ⁻¹]	0.12	-	-	-	0.22
Nitrat [mg l ⁻¹]	0.94	-	-	-	0.02
Phosphat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	1.58
Sulfat [mg l ⁻¹]	120.5	-	-	-	104.8

Gewässer 4

Nur wenige Meter entfernt vom dritten Gewässer in nordwestlicher Richtung befindet sich Gewässer Nummer 4. Durch die Lage mitten im Wald drang im Sommer wenig Licht (10%) zur Oberfläche durch. Totholz und Falllaub bedeckten den Gewässerboden aus Faulschlamm, der für einen modrigen Wassergeruch sorgte. Durch das trübe Wasser reichte die Sichttiefe nur wenige Zentimeter. Die maximale Tiefe, gemessen am 26. März 2012 in der Mitte des Gewässers, betrug 64 cm bei einer Gesamtlänge von 12 m und einer Breite von 10 m. Die Böschung rund um das Ufer war sehr steil. Dieses Gewässer trocknete während der Datenaufnahme bis auf wenige Pfützen komplett aus.



Abb. 8: Gewässer 4. Aufgenommen am 31.5. 2012; Blick Richtung Nord-Westen.

Abiotik

Ebenso wie in Gewässer 3 nahm auch in Gewässer 4 der Sauerstoffgehalt im Zeitraum der Datenerhebung stark ab. Ausgehend von 103% Sauerstoffgehalt am 25. März fiel der Sauerstoffgehalt des Wassers bis zum 24. Juni auf 7.4% (0.6 mg l^{-1}). Bei solchen Werten spricht man bereits von Sauerstoffmangel (Hypoxie). Die Leitfähigkeit sank ebenso auf $367 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ ab (gemessen am 8. August). Die höchste Leitfähigkeit wurde am 25. Mai gemessen und betrug $523 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$. Die Strahlungswerte sanken vom 25. April bis 8. August kontinuierlich und erreichten ihr Minimum am 8. August mit 124 Watt m^{-2} . Der pH-Wert wies keine großen Schwankungen auf und bewegte sich zwischen 7 und 7,5 (Tab. 4). Über den Untersuchungszeitraum hinweg zeigte sich eine Abnahme des Wasserstandes (Abb. 9).

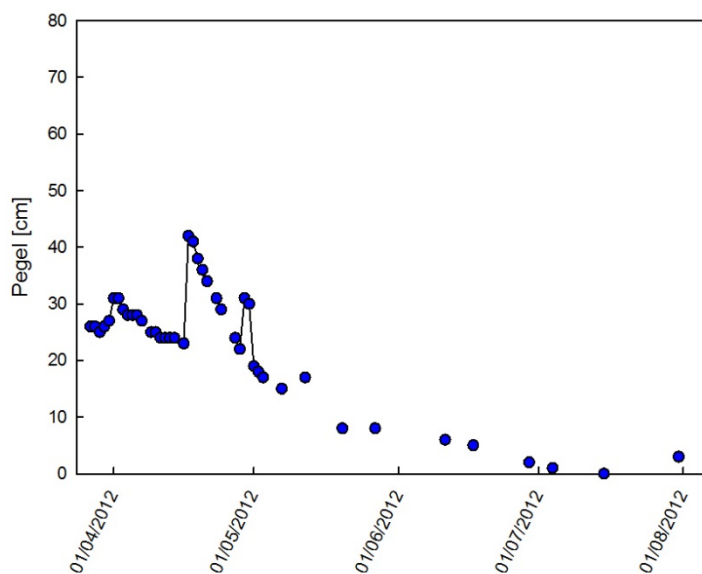


Abb. 9: Pegelgang im Gewässer 4 von April bis August.

Tabelle 4 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 4.

Tab. 4: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 4.

Gewässer 4	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	103	103.2	20.9	7.4	11.1
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	11.5	11	2.25	0.6	0.95
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	502	468	523	412	367
Licht [Watt m ⁻²]	640	910	840	628	124
pH-Wert	7.3	7	7.5	7.5	7.5
Alkalinität [mval l ⁻¹]	2.2	-	-	-	2.96
Natrium [mg l ⁻¹]	24.1	-	-	-	10.6
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	7.76
Kalium [mg l ⁻¹]	3.1	-	-	-	4.8
Calcium [mg l ⁻¹]	56.7	-	-	-	37.2
Magnesium [mg l ⁻¹]	16.9	-	-	-	10.2
Chlorid [mg l ⁻¹]	11.2	-	-	-	4.0
Nitrit [mg l ⁻¹]	0.05	-	-	-	1.65
Nitrat [mg l ⁻¹]	0.57	-	-	-	0.10
Phosphat [mg l ⁻¹]	0.03	-	-	-	1.81
Sulfat [mg l ⁻¹]	125.9	-	-	-	36.3

Gewässer 5

Gewässer Nummer 5 liegt nordwestlich im Untersuchungsgebiet und ist 13,5 m lang und 5 m breit. Mit einer Tiefe von 44 cm, gemessen am 26. März 2012, war es eines der seichtesten Gewässer. Es liegt ungefähr 1,2 m über dem vierten Tümpel.

Die Wasserstandsschwankungen waren sehr hoch, im Sommer ist der Pegel gesunken und das Gewässer trocknete bis auf wenige kleine Pfützen aus. Das Wasser war sehr trüb, der Geruch modrig und die Sichttiefe gering. Da Gewässer Nummer 5 mitten im Wald liegt, war es im Sommer von dichten Baumkronen beschattet. Der mit Faulschlamm versetzte Boden war mit alten Ästen bedeckt.



Abb. 10: Gewässer 5. Aufgenommen am 11.6.2012; Blick Richtung Westen.

Abiotik

Ähnlich Gewässer 3 und 4 sank auch in Gewässer 5 der Sauerstoffgehalt an der Oberfläche im Zeitraum der Erhebungen sehr stark ab. Bereits am 25. Mai wurde ein Sauerstoffmangel im Gewässer festgestellt. Der Wert betrug zu diesem Zeitpunkt unter 2 mg l^{-1} . Am 24. Juni wurde ein Sauerstoffgehalt von 9.3% (0.9 mg l^{-1}) gemessen. Somit herrschten anaerobe Bedingungen vor. Die Leitfähigkeit sank ab 25. Mai von $766 \mu\text{S cm}^{-1}$ auf $481 \mu\text{S cm}^{-1}$ am 8. August. Die Strahlungswerte fielen im Sommer wegen der zunehmenden Vegetationsentwicklung stark ab. Am 24. Juni konnte lediglich ein Mittags-Wert von 83 Watt m^{-2} gemessen werden, der am 8. August noch geringer ausfiel (43 Watt m^{-2}). Die im Freiland gemessenen pH-Werte lagen alle bei 7,5. Im Labor waren die Werte für März mit 7,9 und für August mit 7,8 etwas höher (Tab. 5). Die Pegelschwankungen in Gewässer 5 waren mit 41 cm sehr hoch; im Juli trocknete das Gewässer aus (Abb. 11).

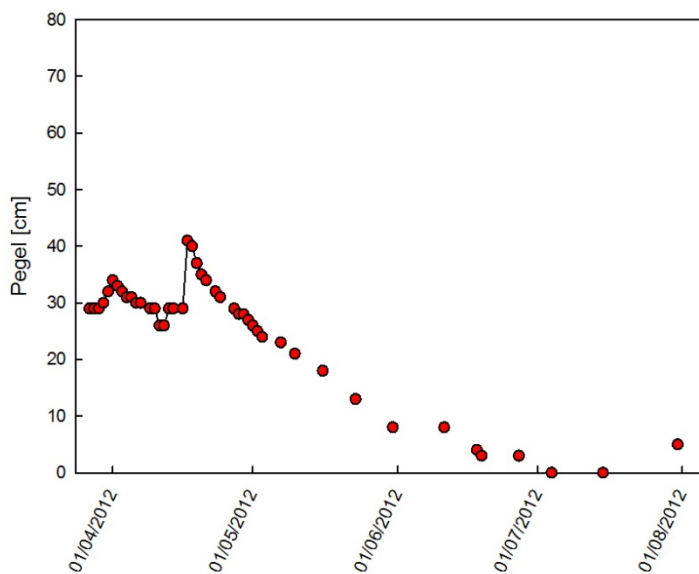


Abb. 11: Pegelgang im Gewässer 5 von April bis August.

Tabelle 5 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 5.

Tab. 5: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 5.

Gewässer 5	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	113	117.3	22.2	9.3	18.5
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	11.5	11.77	1.96	0.9	2.11
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	740	706	766	577	481
Licht [Watt m ⁻²]	870	416	344	83	43
pH-Wert	7.9	7.5	7.5	7.5	7.8
Alkalinität [mval l ⁻¹]	3.72		-	-	4.4
Natrium [mg l ⁻¹]	47.9	-	-	-	24.3
Ammonium [mg l ⁻¹]	0.09	-	-	-	2.46
Kalium [mg l ⁻¹]	3.4	-	-	-	4.7
Calcium [mg l ⁻¹]	90.5	-	-	-	55.7
Magnesium [mg l ⁻¹]	14.9	-	-	-	10
Chlorid [mg l ⁻¹]	55.3	-	-	-	20.7
Nitrit [mg l ⁻¹]	0.62	-	-	-	3.83
Nitrat [mg l ⁻¹]	9.22	-	-	-	14.7
Phosphat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.96
Sulfat [mg l ⁻¹]	105.4	-	-	-	4.8

Gewässer 6

Gewässer Nummer 6 liegt am westlichen Ende des Untersuchungsgebiets. Die am Ufer wachsenden Schwarzerlen und Eschen boten viel Schatten (60-70%). Ein sonniger Abschnitt fand sich im steilen Ostuferbereich. Der Teich war 16,2 m lang und 8,8 m breit, die Tiefenmessung ergab 72 cm. Der Boden des Teiches war lehmig und abgebrochene Äste dienten den Amphibien als Befestigungsmöglichkeit für ihre Laichballen. Das Gewässer wies einen dichten Laichkrautbewuchs auf. Das Wasser war klar und die Sichttiefe reichte bis ca. 20 cm über Grund. Bei niedrigem Wasserstand im Sommer war eine Sicht bis zum Grund des Gewässers möglich.



Abb. 12: Gewässer 6. Aufgenommen am 22.5.2012; Blick Richtung Westen.

Abiotik

Der geringste Sauerstoffgehalt wurde am 24. Juni gemessen. Im Vergleich zu den Gewässern 3, 4 und 5 sank er jedoch nicht so stark ab und war mit 27% und $2,18 \text{ mg l}^{-1}$ (niedrigster gemessener Wert) immer noch höher als in Gewässer 4 und 5. Die Leitfähigkeit sank von $830 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$, gemessen am 25. April, auf $580 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ im August. Die Strahlungsintensität blieb relativ konstant und erreichte einen Höchstwert von 931 Watt m^{-2} im April und im Mai. Der pH-Wert schwankte zwischen 7,5 (gemessen im Freiland) und 7,8 (gemessen im Labor) und blieb somit relativ konstant (Tab. 6).

Der relative Pegelstand stieg nach einem starken Regen im April 5 cm an und sank daraufhin im Laufe der weiteren Datenaufnahme um 25 cm ab (Abb. 13).

2.1.2 Lange Wiese

Die Gewässer 7, 8, 9, 10, 11, 13, 16 und 19 befinden sich alle auf der „Langen Wiese“ im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Die Gewässer 7, 8 und 9 liegen nur wenige Meter voneinander entfernt. Südlich liegen die Gewässer 10 und 11 in unmittelbarer Nähe zueinander.

Der Niveau-Unterschied zwischen dem Gewässer Nummer 10 und Gewässer Nummer 2, gemessen am 3.3.2012, ergab 2,2 m.

Gewässer Nummer 13 und Nummer 16 liegen 3 bis 4 Meter voneinander entfernt weiter östlich im Untersuchungsgebiet. Gewässer Nummer 19 läuft parallel zum Gehweg, der vom unteren Parkplatz an der Exelbergstraße am Forsthaus vorbei Richtung Schottenwald führt.

Gewässer 7

Das Gewässer 7 war am südöstlichen Ufer von Weiden (*Salix alba*) umgeben, welche das Gewässer im Sommer zur Hälfte beschatteten. Es ist 27,5 m lang und 5,5 m breit. Die maximale Tiefe, gemessen am 26. März 2012, betrug ca. 1 m.

An der Westseite des Ufers wuchs Rohrkolben (*Typha* sp.), *Potamogeton natans* bildete einen dichten Schwimmblattgürtel. Algenwatten von *Cladophora* sp. waren im Uferrandbereich vorzufinden, Totholz fehlte. Das Ufer reichte von einem etwas flacheren Bereich am nordöstlichen Ende bis hin zu einem Steiluferbereich an der Südwestseite. Der Boden war lehmig und das Wasser wies eine leichte Trübung auf, was zu einer geringen Sichttiefe führte. Der Geruch des Wassers war neutral.

Gegen Ende der Datenaufnahme trocknete das Gewässer, beginnend an der Südseite, im Spätsommer fast vollkommen aus.



Abb. 14: Gewässer 7. Aufgenommen am 31.5.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

In Gewässer 7 wurde der geringste Sauerstoffgehalt, ähnlich wie in den anderen Gewässern, am 24. Juni gemessen. Der Wert lag mit $3,58 \text{ mg l}^{-1}$ (42,5%) deutlich höher als in den anderen Gewässern. Am 25. Mai betrug der Sauerstoffgehalt noch 115,1%. Die Leitfähigkeit blieb mit Werten von $450 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (8. August) und $515 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (25. April) relativ konstant. Gewässer 7 war vergleichsweise sonnenexponiert (1093 Watt m^{-2} am 25. Mai zu Mittag). Der niedrigste Wert von 800 Watt m^{-2} wurde am 25. März notiert. Der pH-Wert schwankte zwischen 7,5 und 8 (Tab. 7).

Der Pegelstand in diesem Gewässer sank einen halben Meter ab (Abb. 15). Bei den letzten Begehungen im August und Anfang September konnte nur noch eine größere, wenige Zentimeter tiefe Wasserstelle beobachtet werden. Mit einer mittleren Wassertemperatur von über $13,11^\circ\text{C}$ (Mittelwert von 17. März bis 8. Mai) war Gewässer 7 neben Gewässer 11 das wärmste aller Gewässer.

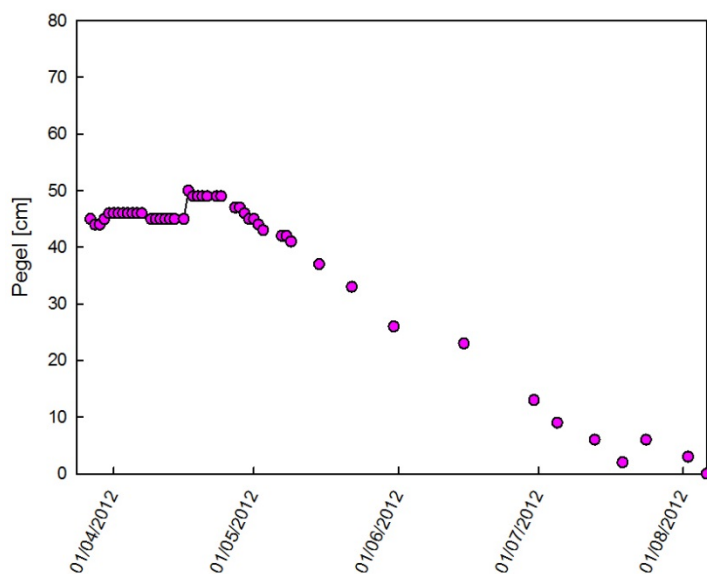


Abb. 15: Pegelgang im Gewässer 7 von April bis August.

Tabelle 7 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 7.

Tab. 7: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 7.

Gewässer 7	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	102	124.8	115.1	42.5	104.6
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	9.8	12.78	11.37	3.58	8.83
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	503	515	506	492	450
Licht [Watt m ⁻²]	800	977	1093	950	1050
pH-Wert	7.6	8	8	7.5	7.9
Alkalinität [mval l ⁻¹]	1.6	-	-	-	3
Natrium [mg l ⁻¹]	9.5	-	-	-	10.9
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.43
Kalium [mg l ⁻¹]	3.2	-	-	-	2.8
Calcium [mg l ⁻¹]	72	-	-	-	61.8
Magnesium [mg l ⁻¹]	16.5	-	-	-	17.3
Chlorid [mg l ⁻¹]	3.3	-	-	-	2.3
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.01
Nitrat [mg l ⁻¹]	0.01	-	-	-	0.01
Phosphat [mg l ⁻¹]	0.04	-	-	-	0.03
Sulfat [mg l ⁻¹]	171.5	-	-	-	92.1

Gewässer 8

Das Gewässer Nummer 8 ist mit 1,2 m eines der tiefsten Gewässer. Es ist 10 m lang und 5,60 m breit und liegt ebenso wie das 9. Gewässer ca. 4 m über Gewässer Nummer 2.

Durch die exponierte Lage auf der Wiese und das Fehlen von umliegenden Bäumen und Sträuchern war der Teich zu 100% besonnt.

Am Westufer waren Binsen (*Scirpus* sp.; 10% Deckungsgrad) zu finden. Der flache Uferbereich war von einem dichten Röhrichtgürtel (*Typha* sp.) umgeben. Außerdem waren ungefähr 30% der Wasseroberfläche mit *Cladophora* sp. bedeckt. Ebenso häufig (ca. 30%) trat die Dreifurchige Wasserlinse (*Lemna trisulca*) auf.



Abb. 16: Gewässer 8. Aufgenommen am 19.5.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

Der Sauerstoffgehalt nahm in Gewässer 8 im Laufe der Datenaufnahme kontinuierlich von 13,2 mg l⁻¹ Ende März auf 1,9 mg l⁻¹ Anfang August stark ab. Die Sonneneinstrahlung betrug 100%, was auch die hohen gemessenen Strahlungswerte erklärt. Am 25. Mai wurde die höchste Strahlung von 1122 Watt m⁻² gemessen. Die Leitfähigkeit blieb über den Untersuchungszeitraum hinweg relativ konstant, der höchste gemessene Wert betrug 836 µS cm⁻¹ Ende Mai und der niedrigste 742 µS cm⁻¹ Anfang August. Der niedrigste gemessene pH-Wert betrug 7, der höchste im Freiland gemessene 8. Im Labor ergab die pH-Wert Auswertung für den 26.3.2012 einen Wert von 8,2 (Tab. 8).

Ähnlich wie in Gewässer 7 nahm auch hier der Pegelstand im Laufe der Datenerhebung deutlich ab. Am 2. August wurde der niedrigste Pegelstand registriert (Abb. 17). Der mit Rohrkolben gesäumte Uferbereich fiel trocken.

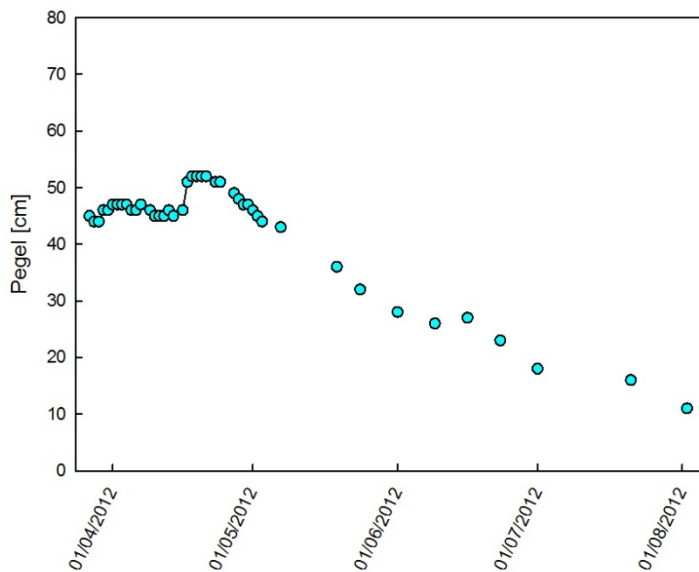


Abb. 17: Pegelgang im Gewässer 8 von April bis August.

Tabelle 8 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 8.

Tab. 8: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 8.

Gewässer 8	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	135	131.4	68.5	33.3	22.2
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	13.2	14.46	6.24	2.9	1.9
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	814	805	836	800	742
Licht [Watt m ⁻²]	760	945	1122	826	928
pH-Wert	8.2	7	7.25	7.5	7.5
Alkalinität [mval l ⁻¹]	4.9	-	-	-	5.12
Natrium [mg l ⁻¹]	30	-	-	-	31.7
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	1.21
Kalium [mg l ⁻¹]	3.1	-	-	-	0.7
Calcium [mg l ⁻¹]	120.2	-	-	-	94.9
Magnesium [mg l ⁻¹]	28.7	-	-	-	32.1
Chlorid [mg l ⁻¹]	10.7	-	-	-	1.2
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0
Nitrat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.01
Phosphat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	1.26
Sulfat [mg l ⁻¹]	191	-	-	-	166.5

Gewässer 9

Das Gewässer Nummer 9 besaß einen künstlichen Zufluss, wobei zu erwähnen ist, dass die Wasserzufuhr nicht regelmäßig stattfand. Trotz einer Sonneneinstrahlung von 100% war es durch das zugeführte Frischwasser etwas kühler als die anderen Gewässer auf der Wiese. Der Teich ist mit einer Länge von 5 m und einer Breite von 3 m relativ klein. Die Tiefe, gemessen am 26.3.2012, betrug 67 cm. Auf eine Röhrichtzone mit *Typha* sp. folgte ein starker Algent Teppich mit *Cladophora* sp.. Das Ufer war sehr flach ausgebildet. Der Boden war schlammig und das Wasser wies eine starke Trübung auf, was die Sichttiefe dementsprechend einschränkte. Durch die künstliche Wasserzufuhr konnte es zu einem Überlauf in die Wiese kommen, was aber nur selten vorkam.



Abb. 18: Gewässer 9. Aufgenommen am 19.5.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

Durch eine gelegentliche Frischwasserzufuhr waren die Werte für die Sauerstoffsättigung in Gewässer 9 im Mai und im Juni etwas höher als in den anderen Gewässern und unterschritten nie 60%. Die durchschnittliche Wassertemperatur betrug trotz hoher Strahlungswerte von über 1000 Watt m⁻² und einer Sonnenexposition von 100% nur 9,5°C. Die Leitfähigkeit blieb von März bis Juni mit Werten um 900 µS cm⁻¹ relativ konstant, im August wurde der niedrigste Wert von 856 µS cm⁻¹ erreicht. Der gemessene pH-Wert schwankte zwischen 8,2 am 25. März und 7-7,5 im Mai und Juni (Tab. 9).

Auffallend war der konstante Pegel, der sich über mehrere Monate hinweg nur minimal veränderte (Abb. 19). Erst gegen Ende der Datenaufnahme war ein leichter Abfall von 10 cm zu erkennen, da die Wasserzufuhr unterbrochen wurde.

Gewässer 10

Das Gewässer Nummer 10 ist 12,3 m lang und 7,6 m breit. Die maximale Tiefe von 0,82 m wurde am 26. März 2012 gemessen. Der Höhenunterschied von Teich 10 zu Teich 2 liegt bei 2,2 Metern. Am südwestlichen Ufer fand sich eine Reihe von Brombeersträuchern, die für eine leichte Beschattung von 5-10% am südlichen Uferrand sorgten. Als submerse Vegetation ist hier das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) zu nennen, die Alge *Cladophora* sp. war am Uferrand verbreitet. Die Böschung war an der Südostseite sehr steil und an der Südwestseite etwas flacher. Der Boden war lehmig und das Wasser relativ klar, doch durch den dichten Makrophytenbewuchs war die Sichttiefe sehr gering.



Abb. 20: Gewässer 10. Aufgenommen am 25.5.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

Der Sauerstoffgehalt war in Gewässer Nummer 10 im Vergleich zu den anderen Gewässern sehr hoch. Erst im August wurde ein Wert unter 100% Sättigung gemessen. Ansonsten wurde bei allen Messungen ein Wert über 120% und 10 mg l⁻¹ festgestellt. Die Leitfähigkeit in Gewässer Nummer 10 war deutlich niedriger als in den anderen Gewässern. Der niedrigste Wert betrug 233 µS cm⁻¹ (Juni) und der höchste gemessene Wert 290 µS cm⁻¹ (März). Der geringste Strahlungswert wurde am 26. März gemessen und betrug 890 Watt m⁻². Der höchste Wert wurde am 25. Mai gemessen (1043 Watt m⁻²). Der pH-Wert dieses Gewässers lag über den pH-Werten der anderen Gewässer. Am 25. Mai und am 24. Juni wurde ein Wert von 9 gemessen (Tab. 10).

Nach einer Regenperiode Mitte April stieg der Pegel 15 cm an. Im Sommer hingegen fiel der Pegelstand stark ab und erreichte seinen Tiefststand im Juli (Abb. 21).

Die durchschnittliche Wassertemperatur (Mittelwert von 17. März bis 8. Mai) betrug 12,6°C.

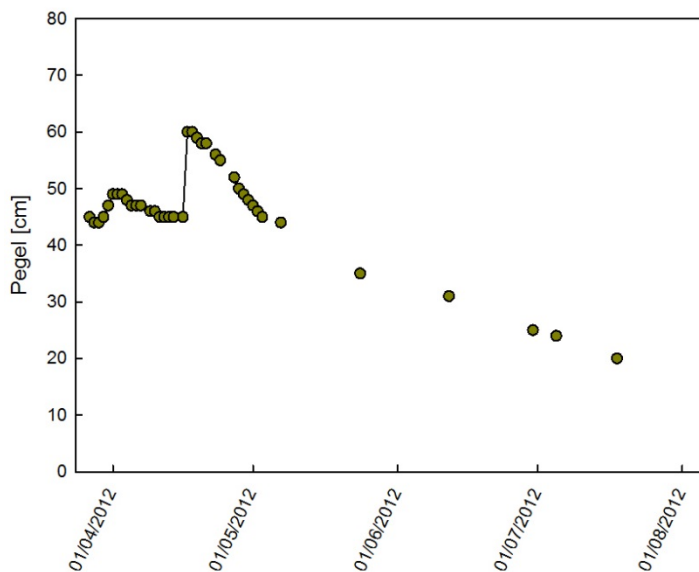


Abb. 21: Pegelgang im Gewässer 10 von April bis August.

Tabelle 10 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 10.

Tab. 10: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 10.

Gewässer 10	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	122	128.8	153.3	146.6	84.4
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	12.8	13.4	13.06	10.78	7.33
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	290	267	257	233	245
Licht [Watt m ⁻²]	890	935	1043	990	1010
pH-Wert	8	8.5	9	9	8.4
Alkalinität [mval l ⁻¹]	1.54	-	-	-	2.28
Natrium [mg l ⁻¹]	10.3	-	-	-	16
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0
Kalium [mg l ⁻¹]	3.2	-	-	-	3.7
Calcium [mg l ⁻¹]	37.6	-	-	-	24.3
Magnesium [mg l ⁻¹]	9.1	-	-	-	9.3
Chlorid [mg l ⁻¹]	1.2	-	-	-	2.1
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.02
Nitrat [mg l ⁻¹]	0.03	-	-	-	0.02
Phosphat [mg l ⁻¹]	0.04	-	-	-	0.12
Sulfat [mg l ⁻¹]	68	-	-	-	15.7

Gewässer 11

Das Gewässer 11 ist mit 4,8 m Länge und 4 m Breite annähernd kreisrund und besitzt einen flachen Uferbereich. Die maximale Tiefe von 61 cm wurde am 26. März 2012 gemessen. Die Höhendifferenz von Gewässer Nummer 10 und 11, gemessen am 3. März 2012, betrug 20 cm. Durch eine Sonneneinstrahlung von 100% und eine relativ geringe Größe im Vergleich zu den anderen Gewässern trocknete dieser Tümpel Mitte Juli vollkommen aus. Binsen wuchsen sowohl am Rand als auch in der Mitte des Tümpels und nahmen etwa 20% der Gesamtfläche ein, der Rest war zur Gänze von Wasserlinsen (*Lemna minor*) bedeckt. Der Boden bestand aus Faulschlamm und das Wasser war trüb und roch modrig.



Abb. 22: Gewässer 11. Aufgenommen am 24.6.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

Der höchste Sauerstoffgehalt wurde am 25. April mit $10,26 \text{ mg l}^{-1}$ gemessen, der niedrigste am 24. Juni mit $2,5 \text{ mg l}^{-1}$. Die Leitfähigkeit erreichte im Juni einen Minimalwert von $539 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ und einen maximalen Wert von $670 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ im März. Durch die hohe Sonnenexposition (100%) waren die gemessenen Strahlungswerte sehr hoch. Der niedrigste Wert betrug 900 Watt m^{-2} und wurde im März gemessen. Der pH-Wert schwankte zwischen 7 und 7,6. Aufgrund der geringen Größe und der stark exponierten Lage des Gewässers trocknete es Mitte Juli aus, und es konnten keine weiteren Messungen durchgeführt werden (Tab. 11).

Die Wasserstandsschwankungen waren sehr hoch; der Pegel sank ab Ende April fast kontinuierlich bis zur vollständigen Austrocknung des Tümpels im Juli ab (Abb. 23).

Tümpel 11 war mit einem Mittelwert der Wassertemperatur von $13,3^{\circ}\text{C}$ das wärmste aller untersuchten Gewässer.

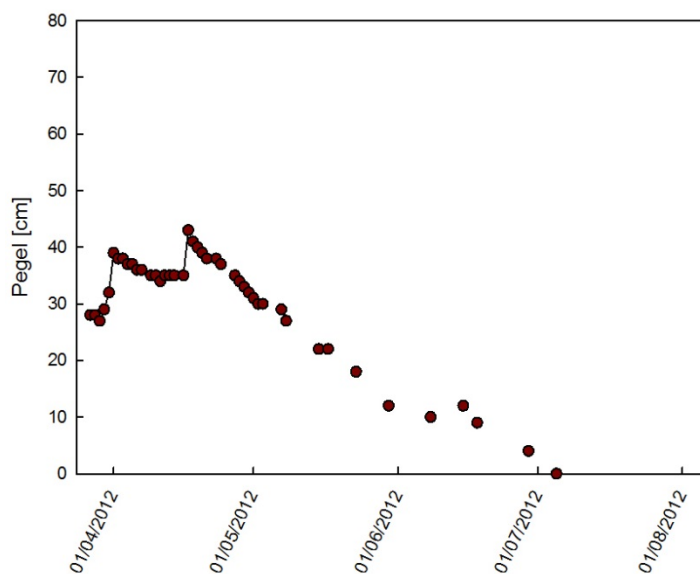


Abb. 23: Pegelgang im Gewässer 11 von April bis August.

Tabelle 11 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 11.

Tab. 11: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 11.

Gewässer 11	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	95	105	50.5	30.5	ausgetrocknet
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	9.2	10.26	3.3	2.5	ausgetrocknet
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	670	583	609	539	ausgetrocknet
Licht [Watt m ⁻²]	900	978	1033	953	1063
pH-Wert	7.6	7.5	7.5	7	ausgetrocknet
Alkalinität [mval l ⁻¹]	3.76	-	-	-	ausgetrocknet
Natrium [mg l ⁻¹]	18.1	-	-	-	ausgetrocknet
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	ausgetrocknet
Kalium [mg l ⁻¹]	6.8	-	-	-	ausgetrocknet
Calcium [mg l ⁻¹]	100.3	-	-	-	ausgetrocknet
Magnesium [mg l ⁻¹]	20.2	-	-	-	ausgetrocknet
Chlorid [mg l ⁻¹]	6	-	-	-	ausgetrocknet
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	ausgetrocknet
Nitrat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	ausgetrocknet
Phosphat [mg l ⁻¹]	0.04	-	-	-	ausgetrocknet
Sulfat [mg l ⁻¹]	157.9	-	-	-	ausgetrocknet

Gewässer 13

Gewässer Nummer 13 ist 12,6 m lang, 5,8 m breit und 1,8 m tief. Die Tiefe wurde am 27. Juni 2012 mittels Senklot von einem Schlauchboot aus gemessen. Am Südostufer war der Teich von Weiden (*Salix* sp.) umgeben, die für eine relativ hohe Beschattung (95%) sorgten. Rund um das Gewässer wuchsen Schwertlilien (*Iris* sp.). Totholz und Falllaub waren vorhanden.



Abb. 24: Gewässer 13. Aufgenommen am 19.5.2012; Blick Richtung Norden.

Abiotik

Bereits am 25. Mai sank der Sauerstoffgehalt unter 2 mg l^{-1} und nahm im weiteren Verlauf noch weiter ab. Die Leitfähigkeit änderte sich nur sehr gering und schwankte zwischen $862 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ und $931 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$. Aufgrund der Weidenreihe am Südostufer traf wenig Licht auf das Gewässer, und die gemessenen Strahlungswerte wurden im Sommer immer geringer. Der im Freiland gemessene pH-Wert betrug für April, Mai und Juni 7,5. Die Werte im Labor lagen mit 8,2 im März und 8 im August etwas höher (Tab. 12).

Der Pegelstand in Gewässer 13 blieb über den Untersuchungszeitraum hinweg relativ konstant (Abb. 25).

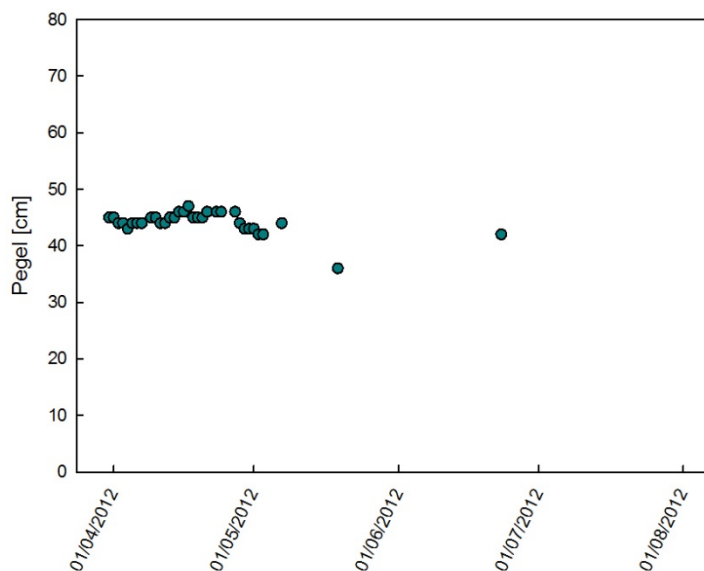


Abb. 25: Pegelgang im Gewässer 13 von April bis August.

Tabelle 12 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 13.

Tab. 12: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 13.

Gewässer 13	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	100	99.5	15.5	9.6	8.8
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	10.5	11.24	1.15	0.66	0.9
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	930	862	925	915	924
Licht [Watt m ⁻²]	660	900	582	123	184
pH-Wert	8.2	7.5	7.5	7.5	8
Alkalinität [mval l ⁻¹]	5.64	-	-	-	6.36
Natrium [mg l ⁻¹]	22.3	-	-	-	20.8
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0
Kalium [mg l ⁻¹]	2.5	-	-	-	2.7
Calcium [mg l ⁻¹]	141.3	-	-	-	142.1
Magnesium [mg l ⁻¹]	26.9	-	-	-	27.2
Chlorid [mg l ⁻¹]	78.7	-	-	-	67.5
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	1.1
Nitrat [mg l ⁻¹]	0.02	-	-	-	0.04
Phosphat [mg l ⁻¹]	0.05	-	-	-	1.39
Sulfat [mg l ⁻¹]	87.1	-	-	-	95.6

Gewässer 16

Gewässer 16 liegt in unmittelbarer Nähe von Gewässer 13. Es ist mit 3 m Länge und 2 m Breite das kleinste aller untersuchten Gewässer. Die am 26.3.2012 gemessene Tiefe betrug 65 cm. Das Flachufer war am westlichen Rand von Binsen bewachsen, ein Strauch wuchs an der Ostseite. Die Sonneneinstrahlung wurde auf etwa 60% geschätzt, da die alten Weiden das kleine Gewässer etwas beschatteten. Die gesamte Oberfläche des Gewässers war von Wasserlinsen (*Lemna minor*) bedeckt. Das Wasser war eher trüb, die Sichttiefe reichte nur wenige Zentimeter.



Abb. 26: Gewässer 16. Aufgenommen am 17.6.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

Ab 25. April sank der Sauerstoffgehalt steil ab. Zwischen 25. Mai und 24. Juni änderte sich der Sauerstoffgehalt nur minimal, bis er im August den niedrigsten Wert von $0,66 \text{ mg l}^{-1}$ erreichte. Die Leitfähigkeit nahm im Laufe der Datenaufnahme von $890 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (März) stark ab und erreichte den niedrigsten Wert am 8. August ($420 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$). Die Strahlungswerte lagen zwischen 800 Watt m^{-2} und 1090 Watt m^{-2} . Der pH-Wert schwankte zwischen 7 am 25. April und 8,1 am 26. März (Tab. 13).

Nach einer Abnahme des Wasserstandes von Ende April bis Juni stieg der Pegel bis Juli wieder an. Der geringste Pegelstand wurde am 26. Mai erreicht (Abb. 27).

Mit 10,9°C Wassertemperatur (Mittelwert vom 17. Mai bis 8. Mai) gehört Gewässer 16 zu den kalten Wasserkörpern des Untersuchungsgebiets.

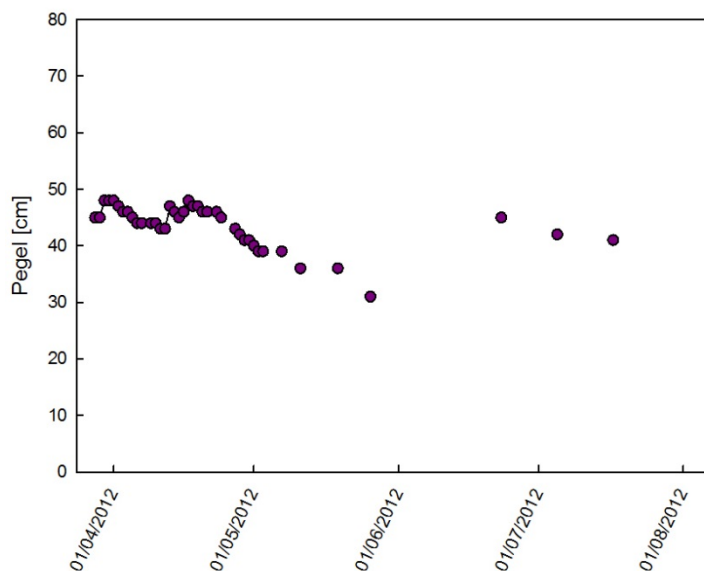


Abb. 27: Pegelgang im Gewässer 16 von April bis August.

Tabelle 13 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 16.

Tab. 13: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 16.

Gewässer 16	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	110	131.3	24.8	25.5	7.4
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	12.5	14.66	2.59	3.33	0.66
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	890	785	788	525	420
Licht [Watt m ⁻²]	800	945	1090	1016	880
pH-Wert	8.1	7	7.5	7.5	7.3
Alkalinität [mval l ⁻¹]	4.76	-	-	-	3.04
Natrium [mg l ⁻¹]	26.3	-	-	-	11.2
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0
Kalium [mg l ⁻¹]	3.4	-	-	-	2.2
Calcium [mg l ⁻¹]	129.5	-	-	-	59.6
Magnesium [mg l ⁻¹]	30	-	-	-	13.4
Chlorid [mg l ⁻¹]	61.9	-	-	-	17.7
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.03
Nitrat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.02
Phosphat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	0.54
Sulfat [mg l ⁻¹]	152.2	-	-	-	48

Gewässer 19

Gewässer Nummer 19 besteht aus einem 50 m langen stagnierenden Abschnitt im Norden, der abhängig vom Niederschlag 3-4 m breit werden konnte, und einem langsam fließenden Abschnitt mit einer durchschnittlichen Breite von ca. 40 cm im Süden. Die maximale Tiefe wurde am 26.3.2012 an mehreren Stellen gemessen und betrug 10 cm. Durch die angrenzende Vegetation war die Sonneneinstrahlung sehr gering. Durch die geringe Tiefe und die dadurch schnellere Erwärmung trocknete das Gewässer bereits am 28. April 2012 vollständig aus und konnte nicht weiter untersucht werden.



Abb. 28: Gewässer 19. Aufgenommen am 26.4.2012; Blick Richtung Nord-Osten.

Abiotik

Der Sauerstoffgehalt lag sowohl am 26. März als auch am 25. April bei 11 mg l^{-1} . In Gewässer 19 war die Leitfähigkeit mit $1568 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$, gemessen am 25. April, vergleichsweise viel höher als in den anderen untersuchten Gewässern. Es konnte für März ein pH-Wert von 8,2 und für April ein pH-Wert von 7 bestimmt werden. Die Strahlungswerte sanken Ende März von 880 Watt m^{-2} auf 546 Watt m^{-2} Ende April. Aufgrund der Austrocknung des Gewässers am 28.4.2012 wurden keine weiteren Messungen durchgeführt (Tab. 14).

Trotz der geringen Wassertiefe von 10 cm und des Austrocknens wurde es von Grasfröschen und Springfröschen als Laichgewässer genutzt (Abb. 29).

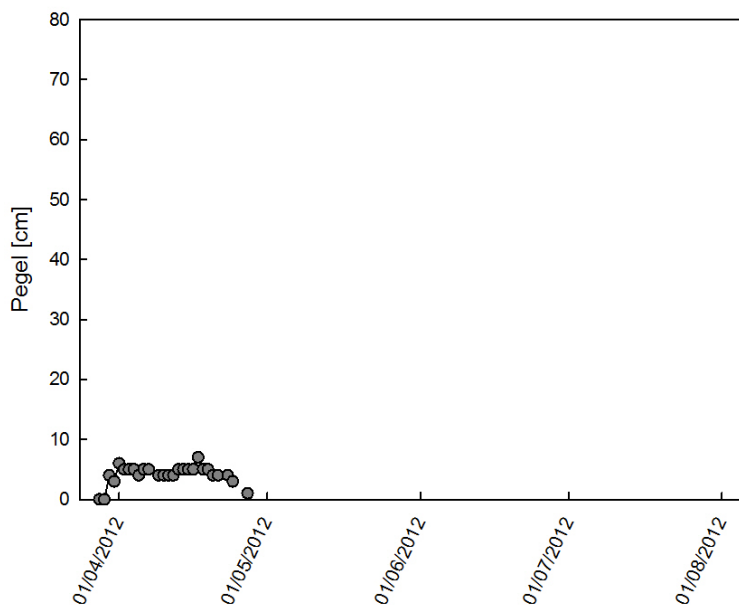


Abb. 29: Pegelgang im Gewässer 19 von April bis August.

Tabelle 14 zeigt einen Überblick der abiotischen Faktoren sowie der limnochemischen Verhältnisse in Gewässer 19.

Tab. 14: Abiotische Faktoren und limnochemische Parameter in Gewässer 19.

Gewässer 19	26.03.2012	25.04.2012	25.05.2012	24.06.2012	08.08.2012
Sauerstoff [%]	100	114.4	ausgetrocknet	ausgetrocknet	ausgetrocknet
Sauerstoff [mg l ⁻¹]	11	11.06	ausgetrocknet	ausgetrocknet	ausgetrocknet
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	950	1568	ausgetrocknet	ausgetrocknet	ausgetrocknet
Licht [Watt m ⁻²]	880	546	ausgetrocknet	ausgetrocknet	ausgetrocknet
pH-Wert	8.2	7	ausgetrocknet	ausgetrocknet	ausgetrocknet
Alkalinität [mval l ⁻¹]	5.72	-	-	-	ausgetrocknet
Natrium [mg l ⁻¹]	24.1	-	-	-	ausgetrocknet
Ammonium [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	ausgetrocknet
Kalium [mg l ⁻¹]	2.6	-	-	-	ausgetrocknet
Calcium [mg l ⁻¹]	167.1	-	-	-	ausgetrocknet
Magnesium [mg l ⁻¹]	26.7	-	-	-	ausgetrocknet
Chlorid [mg l ⁻¹]	60.8	-	-	-	ausgetrocknet
Nitrit [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	ausgetrocknet
Nitrat [mg l ⁻¹]	0	-	-	-	ausgetrocknet
Phosphat [mg l ⁻¹]	0.03	-	-	-	ausgetrocknet
Sulfat [mg l ⁻¹]	172	-	-	-	ausgetrocknet

In Tabelle 15 sind die Morphologie und Strukturparameter in den unterschiedlichen Gewässern zusammengefasst dargestellt.

Tab. 15: Morphologie und Strukturparameter der untersuchten Gewässer.

Gewässer	Größe (m)	Tiefe (m)	Beschattung (%)	Austrocknungstendenz	Makrophyten	Röhricht	Totholz
1	5.2 x 5.2	1.7	50	Zufluss			
2	73.6 x 21.8	2.1	35	Zufluss	✓	✓	✓
3	19.4 x 14.2	1.1	90	mittel			✓
4	12 x 10	0.64	90	ausgetrocknet			✓
5	13.5 x 5	0.44	90	ausgetrocknet			✓
6	16.2 x 8.8	0.72	60-70	hoch	✓		✓
7	27.5 x 5.5	1	40	ausgetrocknet	✓	✓	
8	10 x 5.6	1.2	0	mittel	✓	✓	
9	5 x 3	0.67	0	Zufluss	✓	✓	
10	12.3 x 7.6	0.82	5-10	mittel	✓		
11	4.80 x 4	0.61	0	ausgetrocknet			
13	12.6 x 5.8	1.8	95	mittel		Schwertlilien	✓
16	3 x 2	0.65	40	hoch		Binsenstock	
19	50 x 2	0.10	95	ausgetrocknet			

3 Material und Methode

3.1 Abiotische Faktoren

Die Temperaturmessung in den Gewässern erfolgte im Uferbereich mit einem untergetauchten Minimum-Maximum-Thermometer. Zusätzlich wurde die Lufttemperatur mit einem Minimum-Maximum-Thermometer im Zentrum des Areals gemessen. Um die Pegelschwankungen festzuhalten, wurden in jedem Gewässer Pegel (Skalierung = 1 cm) angebracht. Einmal pro Monat wurden Sauerstoffgehalt (mg l^{-1} , %), die Strahlung (Watt m^{-2}), die Leitfähigkeit ($\mu\text{S cm}^{-1}$) und der pH-Wert gemessen.

Die Strahlung wurde mit einem Pyranometer der Firma „Skye Instruments“ immer um die Mittagszeit und bei wolkenfreiem Himmel gemessen. Alle Messungen erfolgten immer an den gleichen Referenzstellen, wobei das jeweils sonnigste Ufer gewählt wurde. Der pH-Wert ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration. Die pH-Wert Messung erfolgte mit einem Merck-pH-Set auf 0,5 pH-Stufen genau (kalorimetrische Bestimmung). Zusätzlich zu den Messungen vor Ort wurde der pH-Wert für jedes Gewässer im Labor des Departments Limnologie der Universität Wien gemessen.

Das Sauerstoffmessgerät Oximeter Oxi 330i der Firma „WTW“ wurde vor jeder Messserie im dazugehörigen Kalibrierungsgefäß geeicht. Nach der Inbetriebnahme des Messgerätes musste die Elektrodensteilheit überprüft werden, die immer zwischen 0,6 und 1,2 liegen sollte. Das Kalibrierungsgefäß wurde vor jeder Messung abgenommen und der Sensor während der Messung nahe der Oberfläche im Uferbereich etwas bewegt. Der Sauerstoffgehalt wurde in mg/l und % gemessen.

Zur Messung der Leitfähigkeit wurde ein Conductometer Cond 315i der Firma „WTW“ verwendet. Die Elektrode wurde jeweils nahe der Oberfläche im Uferbereich exponiert.

Für die Untersuchung der limnochemischen Parameter wurde ein halber Liter Wasser pro Probenstelle aus ca. 20 cm - 30 cm Wassertiefe entnommen und im Labor des Departments für Limnologie der Universität Wien analysiert. Die Behälter wurden vor der Probenentnahme zwei bis dreimal mit Leitungswasser gespült und in Kühlboxen transportiert. Die Wasserproben wurden am 26. März 2012 und am 8. August 2012 entnommen.

3.2 Gewässer - und Geländevermessung

Für jedes Gewässer wurde ein Datenblatt erstellt; protokolliert wurden Länge, Breite, Tiefe, Beschattung, Bodenbeschaffenheit, Ufervegetation, Wasservegetation, Uferneigung, Vorkommen von Totholz (ja/nein), Wasserqualität (Trübheit, Geruch), Temperatur, pH-Wert, Begleitfauna, Prädatoren und Besonderheiten.

Länge, Breite und Umfang der Gewässer, sowie die Abstände der Gewässer zueinander wurden mit einem geeichten Messrad und einem Glasfasermaßband vermessen. Um die Tiefe der Gewässer zu bestimmen, wurden ein Senklot und ein Gliedermaßstab verwendet. Falls aufgrund der Gewässertiefe eine Begehung mit Wathose nicht möglich war, wurde ein handelsübliches Schlauchboot eingesetzt, um die Messungen durchzuführen. Um Messfehler so gering wie möglich zu halten, wurde an mehreren Stellen mehrmals gemessen und immer die maximale Tiefe notiert.

Für die Geländevermessung wurde als Basis eine Geländekarte der Stadt Wien (Vienna GIS) herangezogen. Ergänzend hierzu wurde ein geschlossener Nivellementzug über das zu vermessende Gebiet gelegt, um die verschiedenen Höhenlagen der Gewässer miteinander vergleichen zu können. Als Höhenbezugspunkt diente das Ostufer des 2. Teiches mit einer lokalen Höhenannahme. Zusätzlich zum Nivellement wurden beim Gewässer Nummer 2 einzelne Punkte der Geländeaufnahme der Stadt Wien mittels Tachymeteraufnahme ergänzt. Für die Höhenmessung wurde die Lage eines Punktes mit vorhandenem Horizontalkreis am Nivelliergerät und Nivellierlatte bestimmt. Die Distanzen wurden mit einem Glasfasermessband gemessen. Aufgrund der großen Entfernung mancher Gewässer zueinander wurde mit Umstellpunkten gearbeitet. Bei zu großer Höhendifferenz erfolgten eine Ablesung des Punktes und eine neue Aufstellung des Gerätes mit neuem Ausgangspunkt.

Von jedem Gewässer wurden maßstabsgetreue Skizzen angefertigt und die Arbeit mit Fotos dokumentiert. Die Fotos wurden mit einer Canon Power Shot SX210 IS angefertigt und nicht weiter bearbeitet. Alle Aufnahmen wurden von der Autorin selbst getätigt.

3.3 Laichkartierung

Das Untersuchungsgebiet wurde ab Mitte Februar täglich besucht, wobei die meisten Gewässer im Wald zu Beginn der Begehungen noch gänzlich zugefroren waren. Durch die zunehmende Sonneneinstrahlung begannen die Gewässer auf der „Langen Wiese“ allmählich aufzutauen. Bevor am 13.3.2012 die ersten Springfroschlaichballen markiert wurden, konnte durch die Kontrollrunden zuvor sichergestellt werden, dass es sich beim 13. März tatsächlich um den ersten Tag der Laichperiode handelt. Die Begehungen erfolgten an allen Gewässern täglich. Ebenso wurden die Laichballenzählungen der Braunfrösche *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* an allen Gewässern täglich durchgeführt.

3.3.1 Braunfrösche

Die Markierung der Braunfroschlege erfolgte mit natürlichen Strohhalmen, die mit einem wasserfesten Stift beschriftet wurden. Alle Strohhalme wurden an mehreren Stellen, meist an beiden Rändern und einmal in der Mitte, mit einem Code versehen, dem ein Datum zugewiesen wurde. Zur Unterscheidung der Laichballen von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* wurden die Strohhalme von *Rana dalmatina* mit einem roten und die von *Rana temporaria* mit einem schwarzen Stift markiert. Damit die Strohhalme nicht durch den Auftrieb aus den Laichballen rutschen, mussten sie vorsichtig waagrecht durch die Mitte des Laichballens gesteckt werden (Abb. 30). Durch diese Methode konnten doppelte Zählungen der Laichballen ausgeschlossen werden. Um die Spiegelung der Gewässer Oberfläche zu minimieren und so bessere Sichtverhältnisse zu schaffen, wurde während der Arbeit eine Polfilterbrille getragen. Alle Beobachtungen, wie zum Beispiel Fehlpaarungen, auffällige Laichballen und Rufe der Tiere wurden protokolliert. Zudem wurde in jedem Gewässer durch stichprobenartiges Keschern die relative Häufigkeit der Begleitfauna und von evertebraten Prädatoren erhoben. Fische konnten in keinem der untersuchten Gewässer nachgewiesen werden. Hingegen waren Stockenten, andere Entenvögel, Graureiher, Krähen und Ringelnattern relativ häufig anzutreffen. Zu den vertebraten Räubern zählten auch Seefrösche (*Pelophylax ridibundus*), Kammmolche (*Triturus cristatus*) und andere Amphibienarten.



Abb. 30: Mit Strohalm markierter Springfroschballen.

Durch die Markierung mittels Strohalm konnte zu jeder Zeit das Alter des Laichballens, der Tag der Ablage und die sich entwickelnde Art festgestellt werden. Ebenso ließ sich die Entwicklungsdauer vom Ei bis zur fertigen Kaulquappe zeitlich verfolgen. Aufgrund von natürlicher Mortalität, Austrocknung mancher Tümpel und Absinken bzw. Unauffindbarkeit mancher Laichballen war die Anzahl der geschlüpften Ballen geringer als die der abgelegten Ballen. Im Teich 2 konnten nicht alle Ballen markiert werden, da das massige und konzentrierte Auftreten der Grasfroschballen es aus organisatorischen Gründen unmöglich machte alle Ballen zu erfassen. Die Ballen waren zudem schwer zugänglich, da sich zwischen den Ballen unzählige Grasfroschpaare tummelten und der Laichvorgang gestört oder Tiere verletzt und Laich zerstört hätten werden können. Aus diesem Grund wurden die frisch abgelegten Ballen im Gewässer 2 geschätzt und die Anzahl der laichenden Paare vermerkt.

3.3.2 Erdkröten

Da Erdkrötenschnüre schwer zu erfassen sind, wurden während der Laichaktivität die laichenden Paare gezählt und das Datum, an dem Schnüre an neuen Stellen gefunden wurden, vermerkt.



Abb. 31: Erdkrötenpaar beim Laichvorgang; aus der Kloake des Weibchens wird gerade die Laichschnur abgegeben.

3.4 Vermessung der Larven

Die geschlüpften Kaulquappen wurden einmal pro Woche vermessen. Dabei wurden Gesamtlänge, Rumpflänge, Gosner – Entwicklungsstadium und Gewicht ermittelt. Zudem wurden etwaige Verletzungen an der Schwanzflosse, den Beinen oder anderen Stellen vermerkt. Es wurde versucht, bei jeder Messserie eine Stichprobenanzahl von mindestens 30

Individuen pro Art und Gewässer zu vermessen, was mit wenigen Ausnahmen aufgrund mangelnder Anzahl der Tiere in den Gewässern gelang.

Für die Messungen wurde ein Holzbrett auf geradem und festem Untergrund, meist einem stabilen Anglersessel, positioniert. Um eine ebene Fläche zu garantieren wurde das Holzbrett mit einer Wasserwaage ausgerichtet. Auf das Brett wurde ein laminiertes Millimeterpapier im A4 - Format gelegt und in die Mitte eine ALMASA Touchscreen Digitalwaage gestellt, die vor jeder Messserie mit einem 100 Gramm Eichgewicht neu kalibriert wurde. Auf der Digitalwaage (Messgenauigkeit = 0,01 g) wurde eine Petrischale mit Wasser positioniert. Um das Messergebnis nicht zu verfälschen, wurde das Haftwasser der Kaulquappen mit einer Küchenrolle vorsichtig abgetropft (Abb. 32).

Neben der Waage wurden auf beiden Seiten mit Wasser gefüllte Gefäße für die Larven bereitgestellt. Für die Längenmessung der Tiere wurde eine Petrischale auf Millimeterpapier verwendet (Abb. 33).



Abb. 32: Gewichtsbestimmung der Larven mittels Feldwaage.



Abb. 33: Kaulquappe und Molchlarve auf Millimeterpapier, 30.5.2012.

Das Entwicklungsstadium der Froschlurche wurde mit einer Einschlaglupe mit zehnfacher Vergrößerung anhand der Entwicklungsstadien nach GOSNER 1960 bestimmt (Abb. 34). Die Bestimmung der Kaulquappen in frühen Gosnerstadien ist oft nicht eindeutig. Traten Unsicherheiten beim Bestimmen eines frühen Gosnerstadiums auf, so wurde dieses nicht notiert.

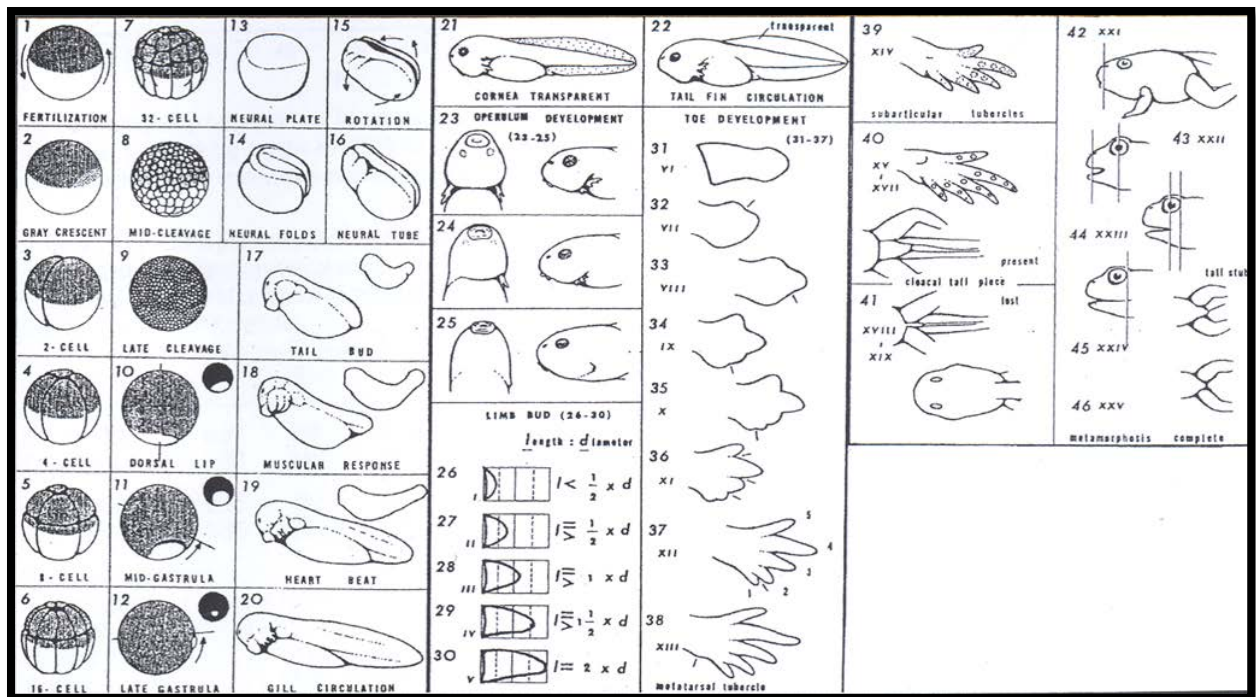


Abb. 34: Entwicklungsstadien von Anuren nach GOSNER (1960).

3.5 Datenauswertung

Die erhobenen Daten wurden mit den Softwareprogrammen Excel, SPSS Statistics 19.0 und R. Studio ausgewertet. Alle Graphiken wurden mit den Programmen Sigma Plot 11.0 und R. Studio gezeichnet. Zusätzlich wurden manche Graphiken mit dem Programm Photoshop CS6 nachbearbeitet.

Die Berechnung des „skalierten Konditionsindex“ – (scaled mass index) erfolgte nach PEIG & GREEN (2009, 2010) für jedes einzelne Individuum mittels folgender Formel:

$$\hat{M}_i = M_i \left[\frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{sma}} \quad M = \text{Masse}; L = \text{Gesamtlänge}.$$

Für das Längenmaß L_0 wurde jeweils der Mittelwert aller gemessenen Gesamtlängen herangezogen. Der Exponent b_{sma} in der obigen Formel ist der Anstieg der Regressionsgeraden einer SMA (standardized major axis) - Regression für den logarithmus naturalis der Gesamtlänge und wurde in R. Studio berechnet. Der berechnete Konditionsindex diente dazu, die Kaulquappen und Molchlarven hinsichtlich ihrer Fitness in den unterschiedlichen Gewässern miteinander zu vergleichen.

4 Ergebnisse

4.1 Artenzusammensetzung und Reproduktionserfolg

In den untersuchten Gewässern konnten drei Molcharten (*Triturus carnifex*, *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton vulgaris*), der Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*), Springfrosch (*Rana dalmatina*) und Grasfrosch (*Rana temporaria*), Erdkröte (*Bufo bufo*), sowie der Laubfrosch (*Hyla arborea*) nachgewiesen werden (Abb. 35).

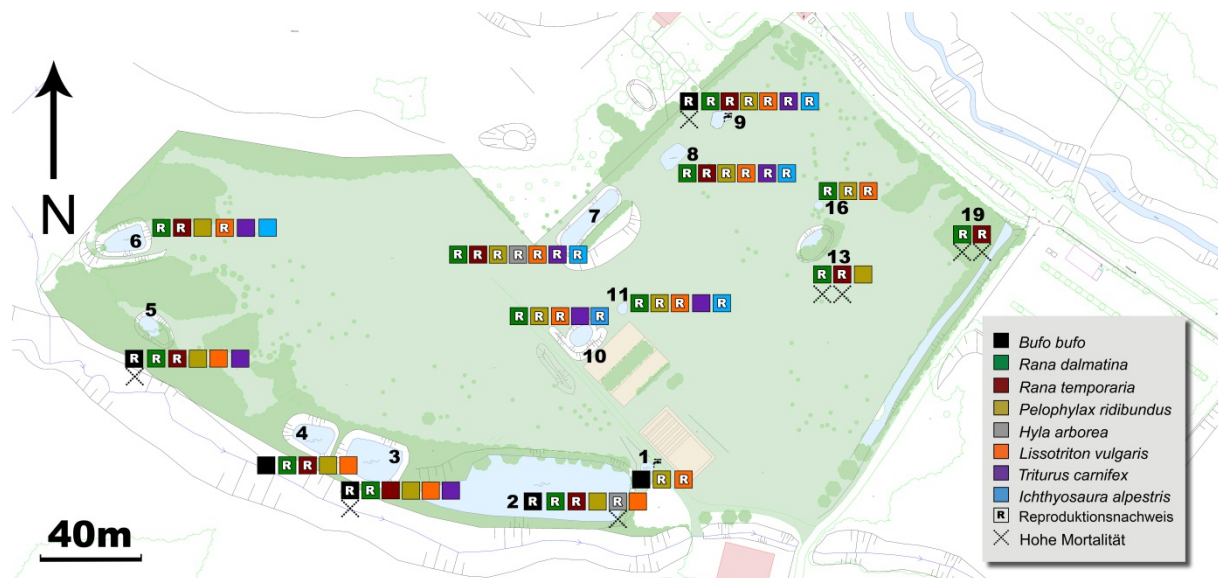


Abb. 35: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets mit Arteninventar für jedes Gewässer.

Alle erhobenen Amphibienarten im Untersuchungsgebiet werden laut „Rote Liste Wien“ als gefährdet oder stark gefährdet eingestuft und zählen laut Berner Konvention zu den geschützten oder streng geschützten Tierarten. In Tabelle 16 sind die Gefährdungskategorien für jede nachgewiesene Amphibienart im Untersuchungsgebiet zusammengefasst dargestellt.

Tab. 16: Erhobene Amphibienarten im Untersuchungsgebiet an der Exelbergstraße.

Rote Liste Österreich: VU= vulnerable; NT= near threatened; (GOLLMANN 2007)

Rote Liste Wien: 2=stark gefährdet, 3=gefährdet

(<http://www.amphibienschutz.de/schutz/artenschutz/roteliste/oesterreich.htm> 2013)

FFH- Richtlinie:

- Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen - **Anhang II**
- streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse - **Anhang IV**
- Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und deren Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können - **Anhang V**

(<http://www.naturschutz.at/eu-richtlinien/ffh-richtlinie/> 2013)

Berner Konvention: **Anhang II:** Streng geschützte Tierarten; **Anhang III:** Geschützte Tierarten

(http://www.admin.ch/ch/d/sr/0_455/app2.html 2013)

*Prioritäre Art nach der Wiener Naturschutzverordnung.

(<http://www.wien.gv.at/recht/landesrecht-wien/rechtsvorschriften/html/l4800200.htm> 2013)

ART	Rote Liste Wien	Rote Liste Österreich	FFH- Richtlinie	Berner Konvention
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758), Europäischer Laubfrosch*	VU	2	IV	II
<i>Triturus carnifex</i> (Laurenti, 1768), Alpenkammolch	VU	2	II; IV	II
<i>Rana dalmatina</i> Bonaparte, 1840, Springfrosch	NT	3	IV	II
<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758, Grasfrosch	NT	3	V	III
<i>Pelophylax ridibundus</i> Pallas, 1771, Seefrosch	VU	3	V	III
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758), Erdkröte	NT	3	-	III
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus, 1758), Teichmolch	NT	2	-	III
<i>Ichthyosaura alpestris</i> (Laurenti, 1768), Bergmolch	NT	2	-	III

4.2 Laichphänologie

4.2.1 Zeitlicher Ablauf der Laichperiode

Nach einem regenreichen Vortag wurden die ersten Gelege von *Rana dalmatina* am 13. März 2012 in den Gewässern 6, 7, 8, und 10 markiert. Die Wassertemperatur betrug in Gewässer 7 minimal 4°C und maximal 13°C. Am ersten Tag der Laichaktivität waren mehrere Gewässer, darunter Gewässer 2, 3, 4 und 16 noch ganz oder teilweise zugefroren. Einen Tag später, am 14. März, konnten ebenso in Gewässer 6, 7, 8 und 10 neue Springfroschgelege erhoben und markiert werden (Abb. 36 a, b).

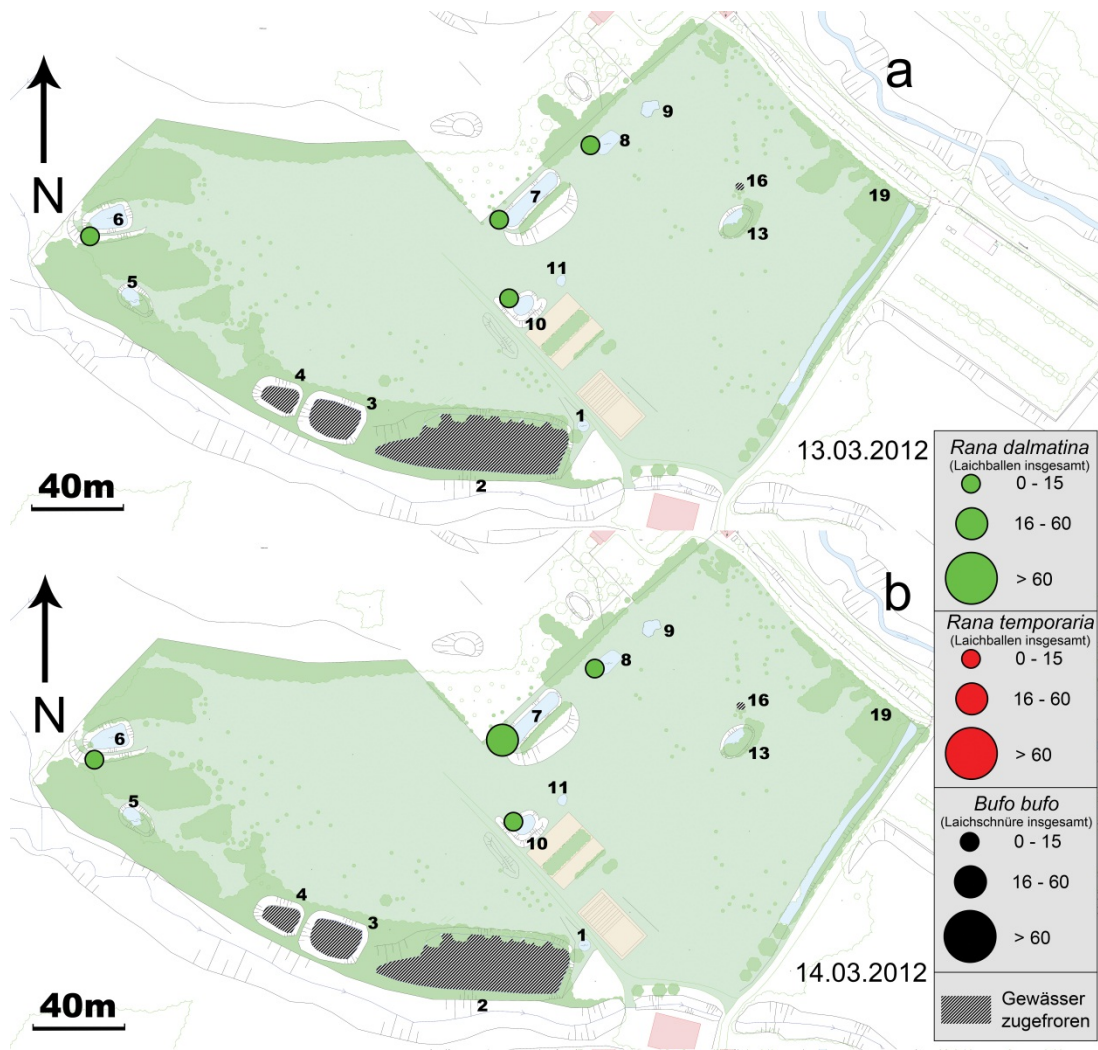


Abb. 36 a-b: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

In den darauffolgenden vier Tagen tauten alle bis dahin noch zugefrorenen Gewässer auf. Neben den bereits von *Rana dalmatina* zum Abbläuen genutzten Gewässern (6, 7, 8, 10) wurden auch in den Gewässern 3, 4, 5, 9, 11 und 13 Gelege nachgewiesen. Ab 17. März fiel die Wassertemperatur in allen Gewässern nie unter 4°C. Von allen Laichgewässern war Nummer 7 das einzige, in dem ab dem ersten Tag der Laichperiode (13. März 2012) täglich neue Springfroschballen erhoben wurden (Abb. 37 c, d, e). Die Wassertemperatur in Gewässer 7 reichte am 17. März von 9°C bis 16°C.



Abb. 37 c-e: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

Die Laichperiode des Grasfrosches setzte genau sieben Tage nach der des Springfrosches (19. März) ein. Das erste Gewässer, in dem Laichballen von *Rana temporaria* nachgewiesen wurden, war das dem Eckbach am nächsten gelegene Gewässer 19 (Abb. 38 f). Wenige Meter von diesem Tümpel entfernt wurde im Jahre 2011 eine Tunnelanlage errichtet, die den Amphibien eine sichere Unterquerung der Straße ermöglicht.

Im Zeitraum zwischen 19. und 23. März laichte *Rana temporaria* ausschließlich in Gewässer 19 ab, das am 23. März eine minimale Wassertemperatur von 6°C hatte und sich auf ein Tagesmaximum von 17°C erwärmte (Abb. 38 g, Abb. 39 h, i, j, Abb. 40 k).

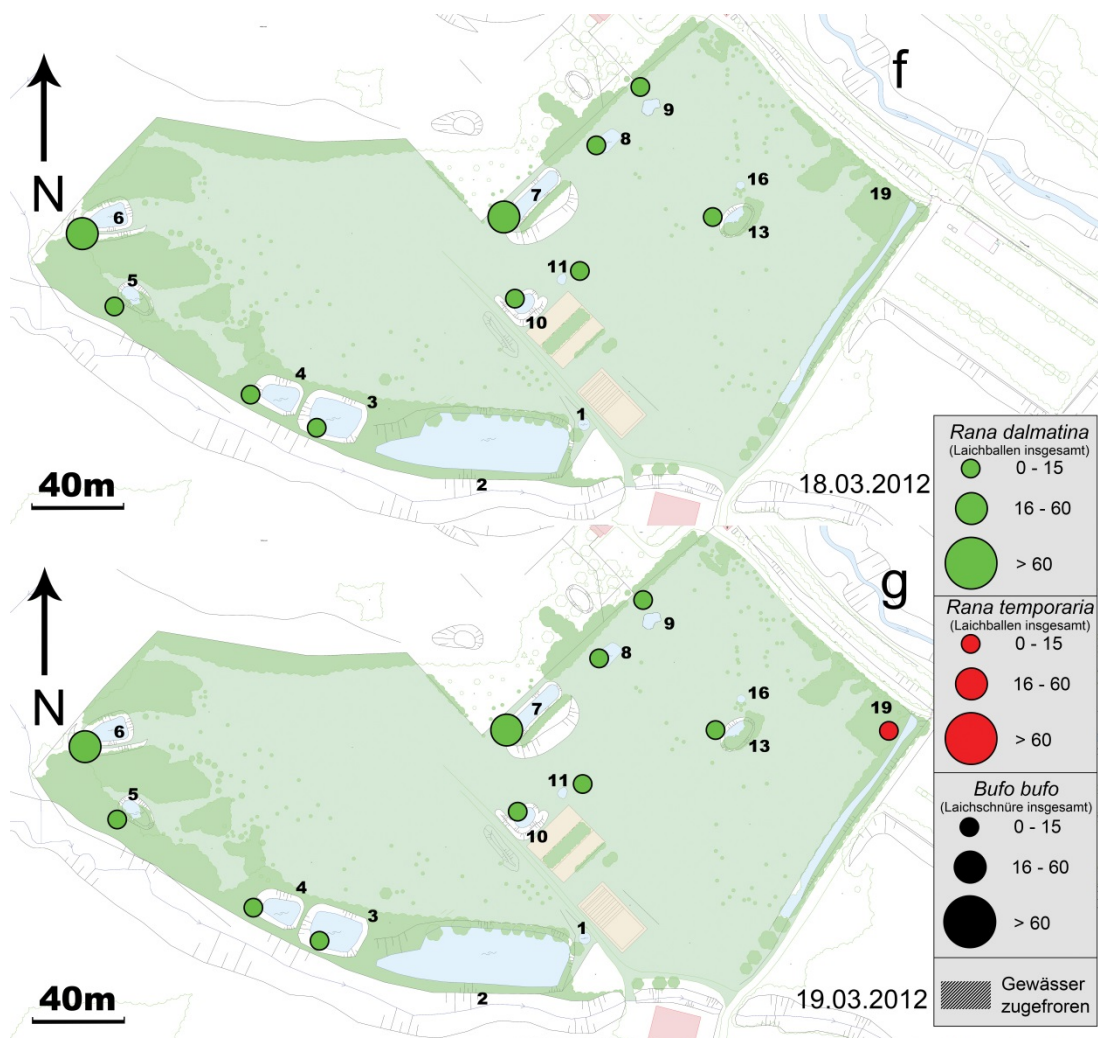


Abb. 38 f-g: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

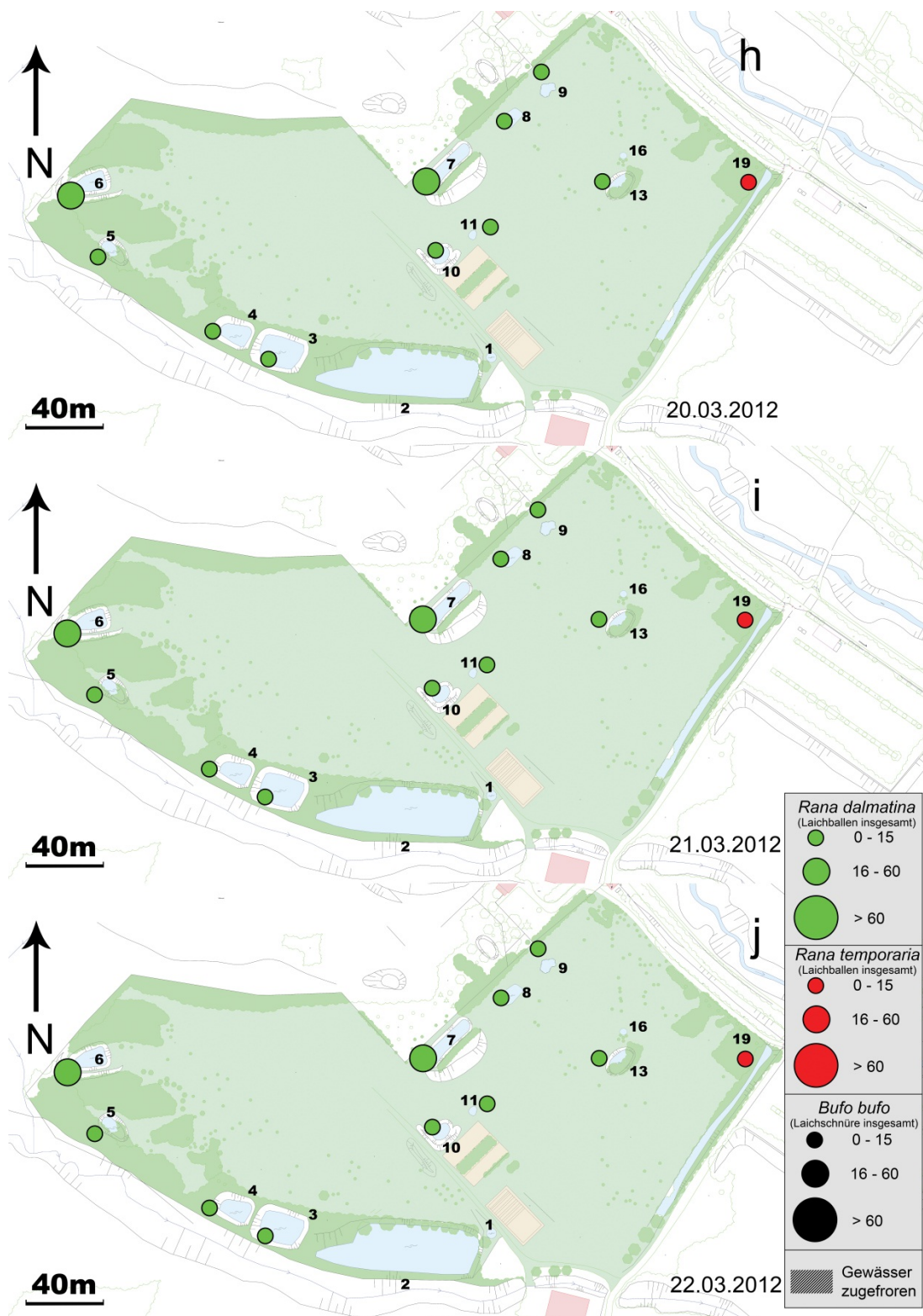


Abb. 39 h-j: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

Sieben Tage nachdem der Springfrosch im Tümpel 4 zum ersten Mal ablaichte, wurden am 24. März 2012 auch erstmals Grasfroschgelege im Gewässer gefunden. Zu diesem Zeitpunkt schwankte die Temperatur des Wassers zwischen 10°C und 11°C (Abb. 40 l).

Am darauffolgenden Tag (25. März) begann die 22 Tage andauernde Laichperiode des Grasfrosches in Gewässer 2. Somit war die Dauer des Laichgeschehens des Grasfrosches in Gewässer 2 länger als die des Springfrosches. Die Hauptlaichaktivität von *Rana dalmatina* fand am 25. und am 26. März in den Gewässern 6 und 7 statt. Innerhalb dieser zwei Tage wurden in den Gewässern 6 und 7 insgesamt 70 neue Springfroschballen abgelaicht (Abb. 41 m, n).

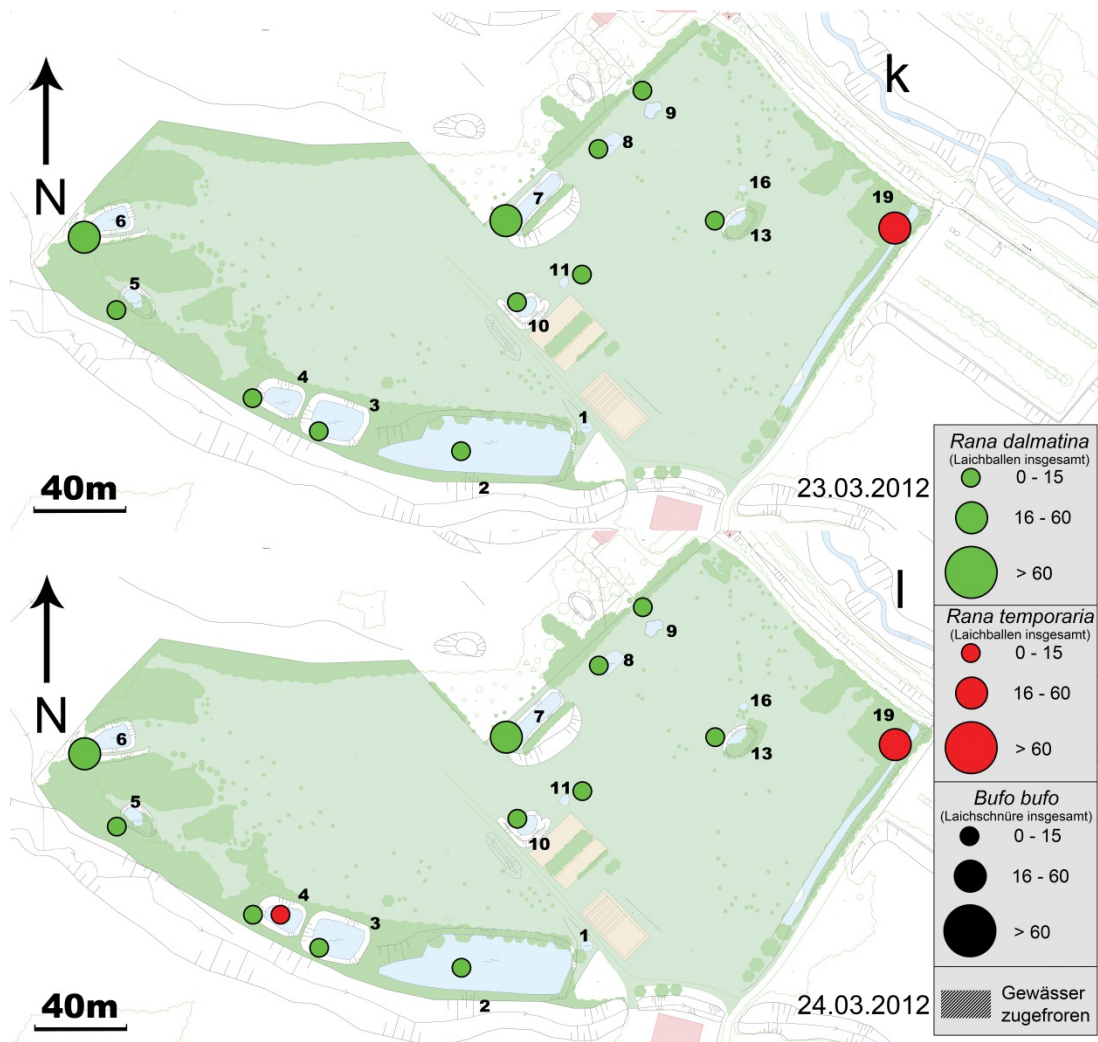


Abb. 40 k-l: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

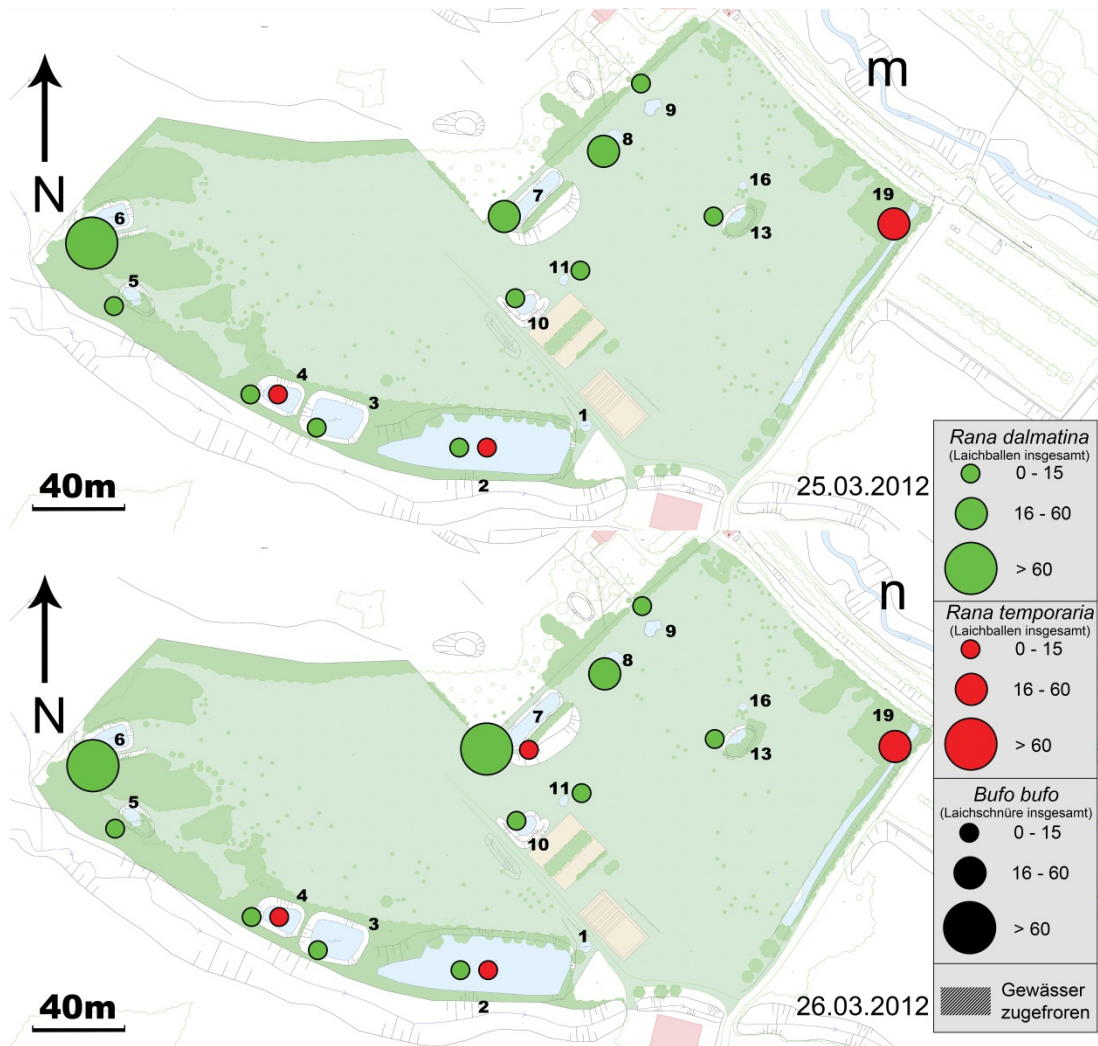


Abb. 41 m-n: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

Am 28. März, zwei Wochen nach Beginn der Laichaktivität von *Rana dalmatina* und eine Woche nach *Rana temporaria*, waren erstmals Laichschnüre von *Bufo bufo* in Gewässer 2 zu finden, das auch das Hauptlaichgewässer der Erdkröten darstellte. Mit Einsetzen der Fortpflanzungsaktivität von *Bufo bufo* endete die von *Rana dalmatina*. Die Wassertemperatur im Teich 2 betrug am 28. März zwischen 9°C und 12°C (Abb. 41 o, p).

Neben Gewässer 2 wurden in den Gewässern 3 (am 2. April), 5 (am 8. und 9. April) und 9 (am 14. April) Erdkrötenschnüre erhoben.

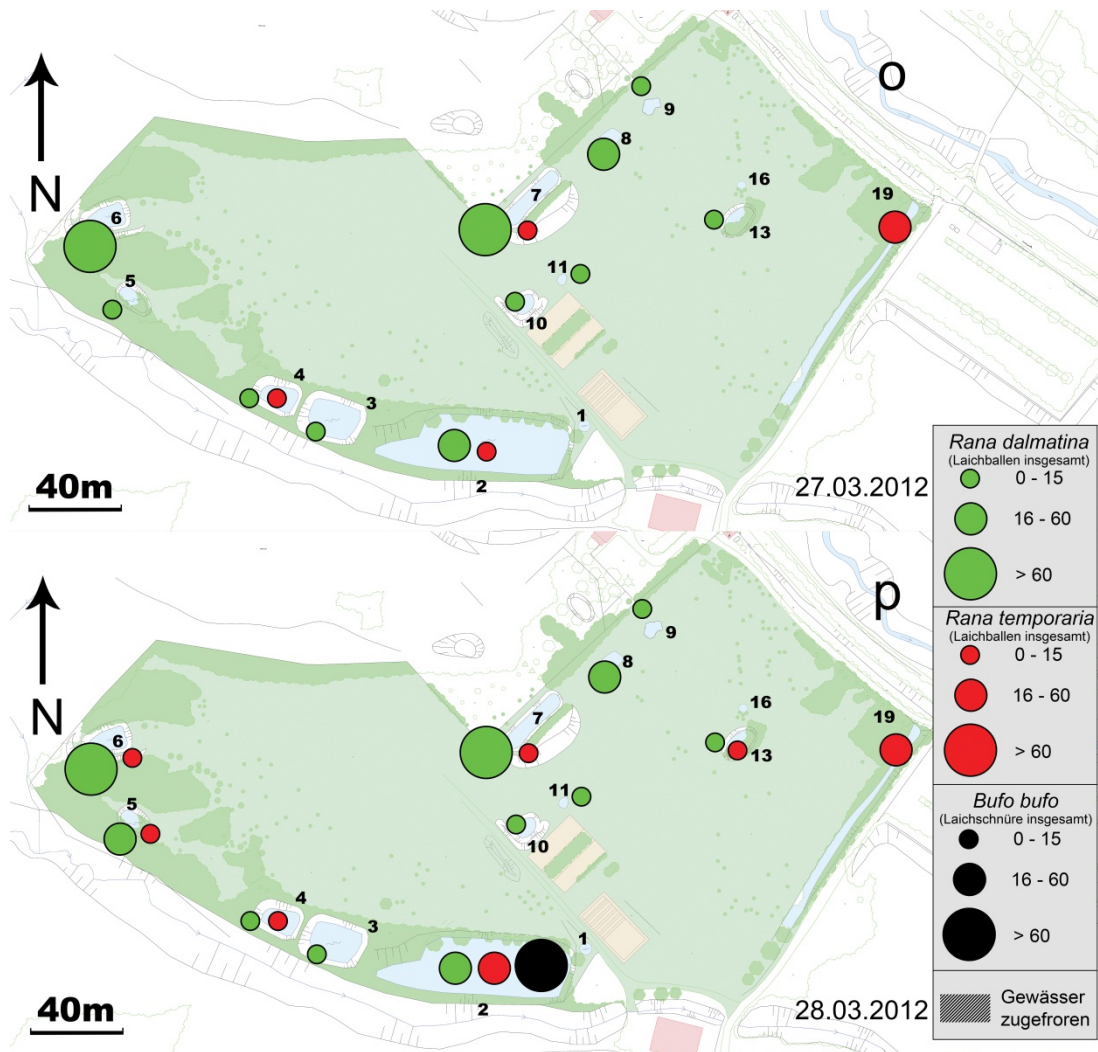


Abb. 41 o-p: Zeitlicher Ablauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

Die gesamte Laichperiode zusammengefasst für Springfrosch, Grasfrosch und Erdkröte dauerte von 13. März bis 24. April. Sowohl die ersten Gelege am 13. März als auch das letzte Gelege am 24. April waren vom Springfrosch und wurden in Laichgewässer 7 markiert. Somit dauerte die Laichperiode von *Rana dalmatina* länger als die von *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

Da im April die meisten Amphibien ihre Laichperiode bereits beendeten und nur noch wenige Laichballen und Laichschnüre erhoben wurden, sind in den folgenden vier Abbildungen mehrere Tage zusammengefasst dargestellt (Abb. 42 q, r, Abb. 43 s, t).

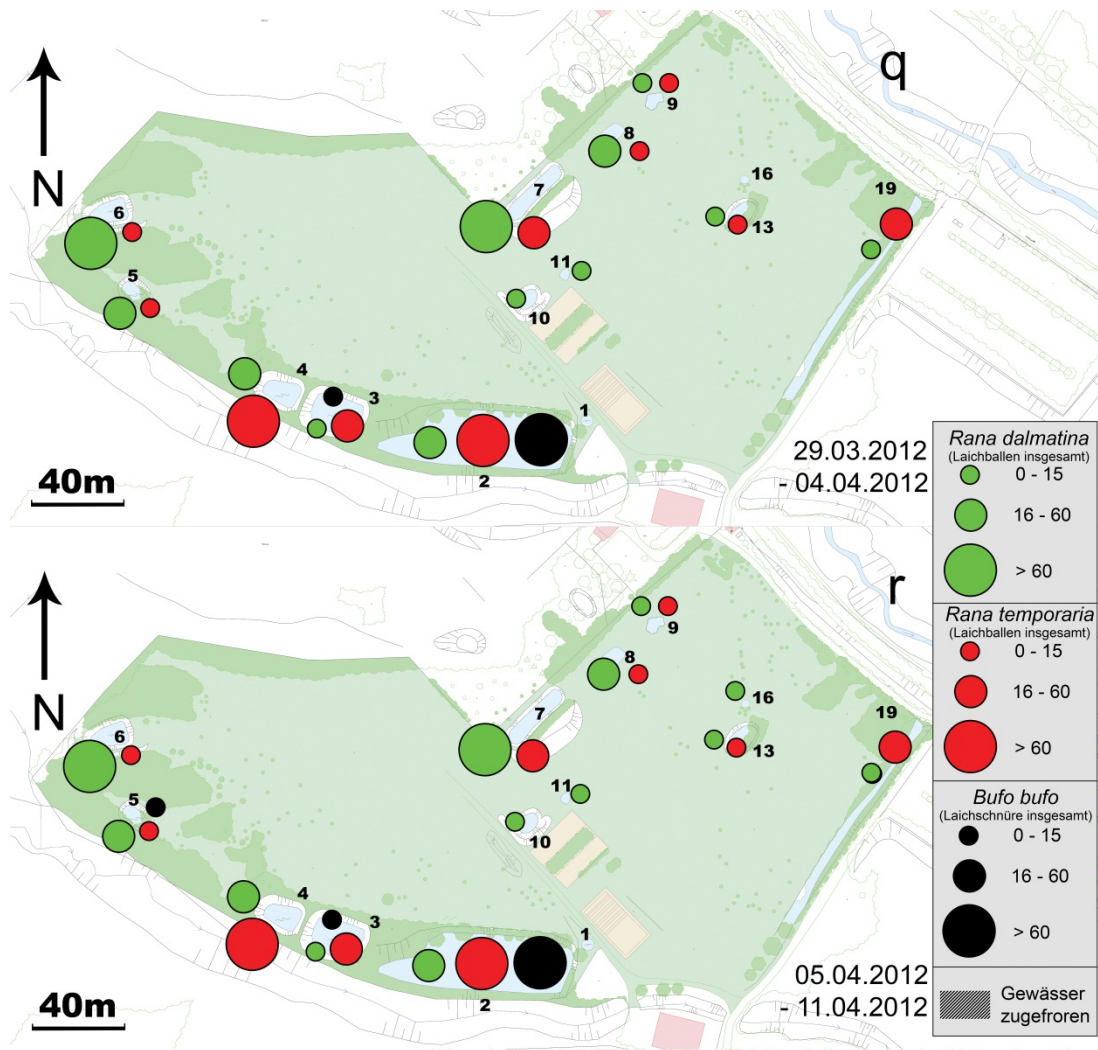


Abb. 42 q-r: Zeitlicher Verlauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

Eine neue Erdkrötenschnur konnte am 2. April in Gewässer 3 erhoben werden. Am 8. und 9. April wurden Erdkrötenschnüre in Tümpel 5 kartiert. Die letzte Erdkrötenschnur wurde in Gewässer 9 am 14. April nachgewiesen (Abb 42 r, Abb. 43 s).

Ab 24. April konnten keine weiteren Laichballen von *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo* mehr nachgewiesen werden (Abb. 43 t).

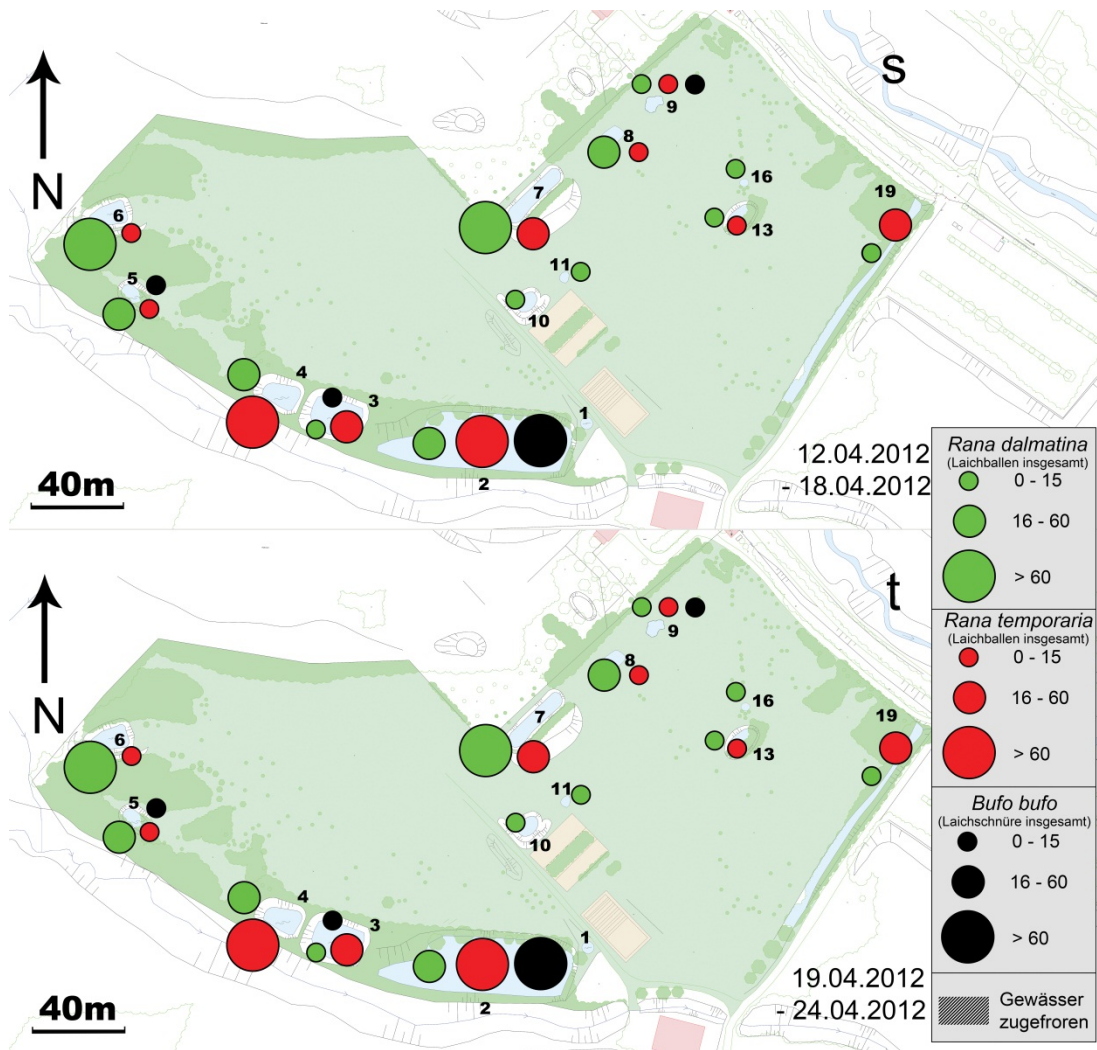


Abb. 43 s-t: Zeitlicher Verlauf der Laichgewässerannahme durch die früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*.

4.2.2 Räumliche Verteilung des Laichgeschehens

Tabelle 17 zeigt eine Zusammenfassung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Amphibienarten und ihre Stetigkeit im Untersuchungsgebiet.

Tab. 17: Gewässer mit Adultfunden, Anzahl der Laichgewässer und Stetigkeit (bezogen auf Laichgewässer) aller erfassten Arten im Untersuchungsgebiet; angeordnet nach Stetigkeit.

Art	Gewässer mit Adultfunden	Laichgewässer	Stetigkeit (14=100%)
<i>Rana dalmatina</i>	13	13	92.86
<i>Rana temporaria</i>	10	10	71.43
<i>Pelophylax ridibundus</i>	13	7	50.00
<i>Lissotriton vulgaris</i>	12	7	50.00
<i>Ichthyosaura alpestris</i>	6	5	35.71
<i>Triturus carnifex</i>	8	3	21.43
<i>Bufo bufo</i>	6	3	21.43
<i>Hyla arborea</i>	2	2	14.29

Mit Reproduktionsnachweisen in 13 von 14 Laichgewässern war der Springfrosch die verbreitetste Art. Alle leicht zugänglichen Gewässer wurden genutzt.

Der Grasfrosch trat stärker im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes auf, wo er mit Ausnahme von Gewässer 1 alle Gewässer zum Laichen nutzte. Gewässer 10, 11 und 16 mied er hingegen völlig. Ein starkes Vorkommen wurde aber auch in dem seichten Gewässer 19 dokumentiert. Dieses befand sich im Osten des Areals, wo auch von STOCKINGER (2010) hohe Wanderdichten von *Rana temporaria* nachgewiesen wurden.

Tabelle 18 zeigt die Vergesellschaftung der nachgewiesenen Amphibienarten in den einzelnen Laichgewässern.

Am häufigsten nutzen *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, *Lissotriton vulgaris* und *Pelophylax ridibundus* dieselben Gewässer. Gesamt gesehen nutzten die genannten Arten generell die meisten Gewässer im Untersuchungsgebiet.

Tab. 18: Vergesellschaftung der Amphibienarten im Untersuchungsgebiet. Angegeben ist der Prozentsatz der gemeinsamen Laichgewässer.
R.d. = *Rana dalmatina*, R.t. = *Rana temporaria*, B.b. = *Bufo bufo*, P.r. = *Pelophylax ridibundus*, L.v. = *Lissotriton vulgaris*, T.c. = *Triturus carnifex*, I.a. = *Ichthyosaura alpestris*, H.a. = *Hyla arborea*

Art	R.d.	R.t.	B.b.	P.r.	L.v.	T.c.	I.a.	H.a.
R.d.		71.43	35.71	85.71	78.57	57.14	42.86	14.29
R.t.	71.43		35.71	64.29	57.14	42.86	28.57	14.29
B.b.	35.71	35.71		42.86	42.86	21.43	7.14	7.14
P.r.	85.71	64.29	42.86		85.71	57.14	42.86	14.29
L.v.	78.57	57.14	42.86	85.71		57.14	42.86	14.29
I.a.	42.86	28.57	7.14	42.86	42.86	42.86		7.14
T.c.	57.14	42.86	21.43	57.14	57.14		42.86	7.14
H.a.	14.29	14.29	7.14	14.29	14.29	7.14	7.14	

Bei gemeinsamen Vorkommen von Springfrosch und Grasfrosch in einem Gewässer dominierte meist eine Art deutlich. Beispielsweise wurden im größten Gewässer 2 nur wenige Laichballen des Springfrosches erhoben, gleichzeitig war dieses Gewässer das Hauptlaichgewässer von *Rana temporaria* und *Bufo bufo* (Abb. 44).

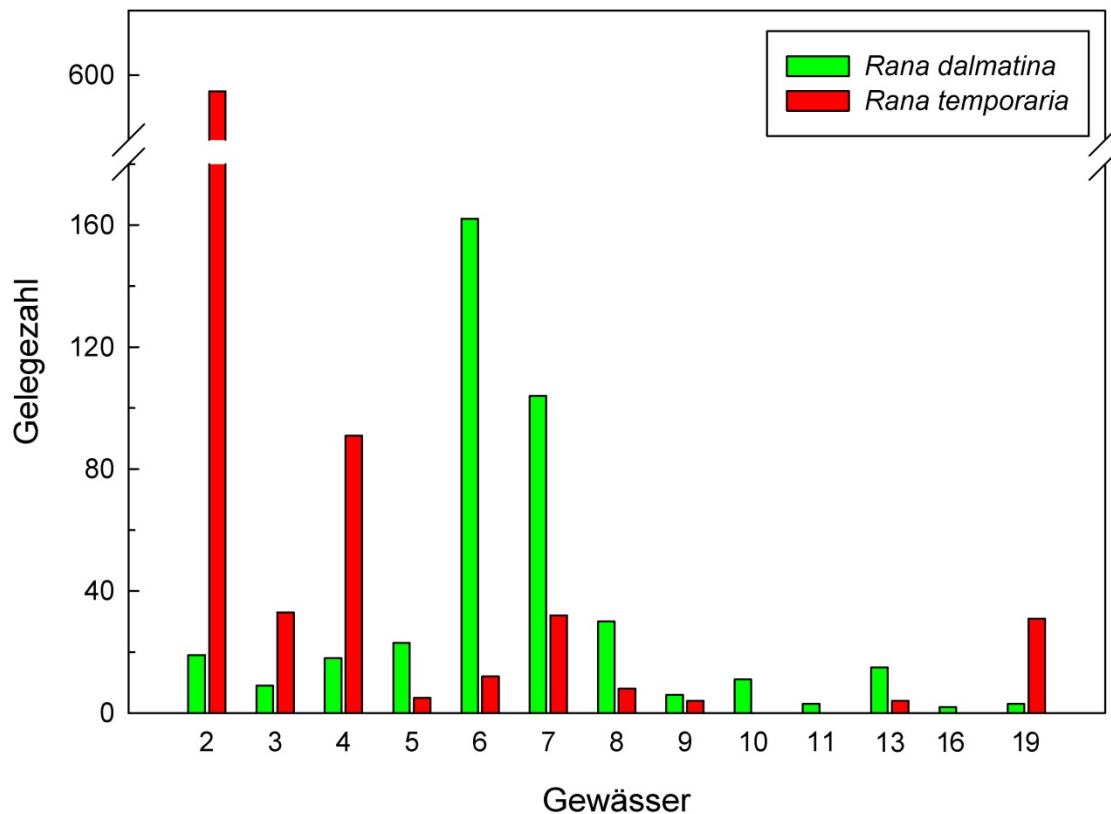


Abb. 44: Vergleich der Gelegezahlen von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in den untersuchten Gewässern.

Neben Laichgewässer 2 stellte Gewässer 4 für *Rana temporaria* mit 91 abgelegten Laichballen ein gut angenommenes Laichgewässer dar. Obwohl viel Totholz als Befestigungsmöglichkeit der Ballen vorhanden war, wurden nur 19 Springfroschgelege gezählt (Tab. 19). Es ist kein deutlicher Unterschied in der Laichgewässerpräferenz von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* zu erkennen, doch zeigt sich, dass *Rana temporaria* die stark besonnten Gewässer (7, 8, 9, 10 und 11) im Gegensatz zu *Rana dalmatina* eher mied. Ein von *Rana temporaria* gut angenommenes, jedoch stark beschattetes Gewässer auf der Langen Wiese war das seichte Rinnsal am Wegrand, Gewässer 19.

4.2.3 Schlüpfertolg

Der Reproduktionserfolg der früh laichenden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo* ist in Tabelle 19 zusammengefasst dargestellt. Es zeigt sich zwar, dass *Rana dalmatina* mehr Laichgewässer nutzte als *Rana temporaria*, doch konnten von *Rana temporaria* doppelt so viele Gelege gezählt werden. Fast 75% der erhobenen Grasfroschgelege wurden in Laichgewässer 2 notiert (Tab. 19).

Tab. 19: Schlüpfertolg von *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo* in den untersuchten Gewässern

	Springfrosch		Grasfrosch		Erdkröte
	abgelegt	geschlüpft	abgelegt	geschlüpft	
Gewässer 1	0	0	0	0	0
Gewässer 2	19	nicht erfasst	595	nicht erfasst	(max. 29.03.2012) 111 Pärchen
Gewässer 3	9	7 (77,8%)	33	24 (72,7%)	5 Pärchen; 1 Schnur
Gewässer 4	18	4 (22,2%)	91	62 (68,1%)	0
Gewässer 5	23	13 (56,5%)	5	5 (100%)	mehrere Schnüre
Gewässer 6	162	119 (73,5%)	12	12 (100%)	0
Gewässer 7	104	66 (63,5%)	32	22 (68,8%)	0
Gewässer 8	30	21 (70%)	8	7 (87,5%)	0
Gewässer 9	6	4 (66,6%)	4	3 (75%)	1 Schnur
Gewässer 10	11	4 (36,4%)	0	0	0
Gewässer 11	3	3 (100%)	0	0	0
Gewässer 13	15	0 (0%)	4	0 (0%)	0
Gewässer 16	2	nicht erfasst	0	0	0
Gewässer 19	3	0	31	22 (71%)	0
Gesamt	405	241 erfasste	815	157 erfasste	Kaulquappen Gewässer 2

Der Schlüpfertolg von *Bufo bufo* konnte nicht direkt nachgewiesen werden. Sicher ist nur, dass Teich 2 das einzige Gewässer im Untersuchungsgebiet war, in dem Erdkröten-Quappen erfolgreich metamorphosierten. Weder in Gewässer 3 noch in den Gewässern 5 und 9 überlebten die Larven der Erdkröten.

Neben Gewässer 1 war Gewässer 13 das einzige ohne Reproduktionserfolg. Hier starben 95-100% der Eier aufgrund einer Schimmelpilzinfektion ab.

4.3 Ablauf des Laichgeschehens in den einzelnen Gewässern

Alle weiteren Abbildungen sind für die früh laichenden Amphibienarten Springfrosch (*Rana dalmatina*), Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Erdkröte (*Bufo bufo*) phänologisch (nach ihrem zeitlichen Erscheinen) angeordnet. Die Abbildungen 46-58 zur Laichphänologie des Spring- und Grasfrosches sind nach Häufigkeit der abgelegten Laichballen in den verschiedenen Gewässern angeordnet. Weitere Beschreibungen sind nach Laichgewässern aufsteigend gereiht. Abbildungen der Laichphänologie, an denen mehr Grasfrosch- als Springfroschgelege vorhanden waren, sind unter dem Kapitel „Laichphänologie - *Rana temporaria*“ zu finden. Im Text wird auf jede Laichaktivität von *Rana dalmatina* bzw. *Rana temporaria* in allen Gewässern eingegangen. Die Abbildung zu Gewässer 2 ist unter dem Kapitel „Laichphänologie - *Bufo bufo*“ zu finden.

4.3.1 Laichphänologie - *Rana dalmatina*

Außer in dem durch die Umzäunung schwer zugänglichen Gewässer Nummer 1 konnten in jedem anderen Gewässer des Untersuchungsgebietes Laichballen von *Rana dalmatina* nachgewiesen werden. Die ersten Laichballen wurden am 13. März 2012 in Gewässer 6, 7, 8 und 10 abgelegt (Abb. 46, 47, 48, 51). Erst später war auch in den anderen Gewässern Laich des Springfrosches zu finden.

Mit 162 Gelegen war der Springfrosch in Gewässer 6 die am häufigsten vorkommende Amphibienart. Die meisten Gelege wurden von 25. bis 31. März abgelegt. Ab 31. März sank die Anzahl der abgelegten Laichballen rapide, zeitgleich ließ sich auch eine leichte Abnahme der Temperatur in dem Gewässer feststellen. Von insgesamt 162 Ballen wurden 151 von 13. März bis 31. März markiert (Abb. 46).

Die Laichperiode erstreckte sich von 13. März bis 15. April, was ein zeitgleiches Schlüpfen der Springfrosch-Quappen mit den Grasfrosch-Quappen bedeutete. Die ersten Springfrosch-Quappen schlüpften am 2. April, nach einer Entwicklungszeit von 21 Tagen. Die durchschnittliche Entwicklungsdauer der Gelege von *Rana dalmatina* betrug in Gewässer 6 bei einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 11°C (gemessen von 17. März bis 23. April) 22 Tage. Die Entwicklungsdauer des Grasfrosches fiel mit durchschnittlich 16 Tagen im selben Gewässer um sechs Tage kürzer aus.

Der Druck durch Prädatoren in Laichgewässer 6 war sehr hoch, mit jedem Kescherzug fanden sich unzählige Großlibellenlarven unter den Kaulquappen. Auch Entenvögel wurden einige Male beim Besuch des Gewässers beobachtet. Ob sie den Amphibienlaich fraßen, konnte nicht beobachtet werden.



Abb. 45: *Rana dalmatina* – Männchen an der Leitanlage an der Exelbergstraße, 6. März 2013.

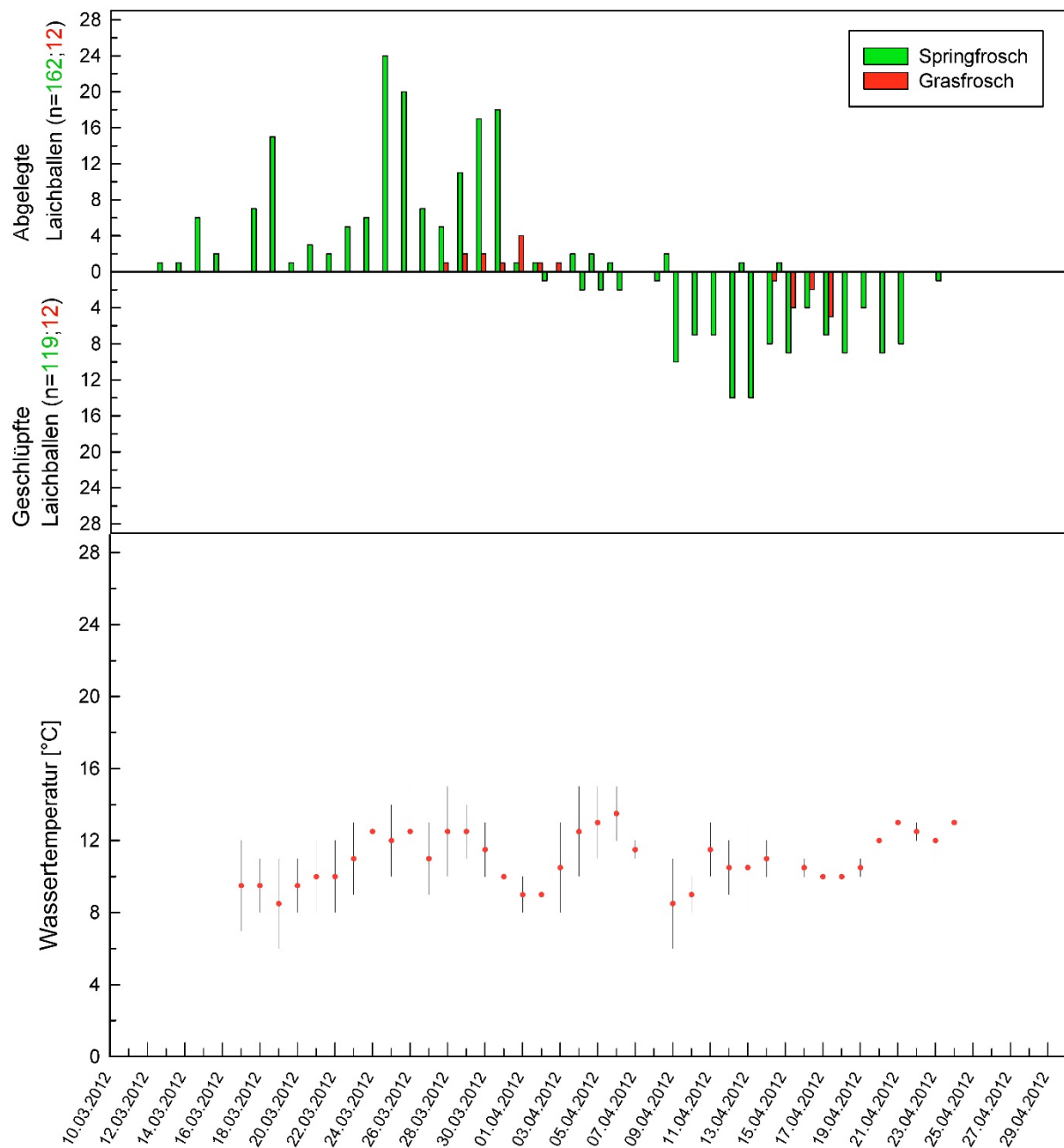


Abb. 46: Laichphänologie von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in Gewässer 6.

Gewässer 7, das zu den wärmeren Gewässern mit ausreichend Vegetation zählte, stellte mit über 100 gezählten Laichballen ein sehr gut angenommenes Laichgewässer für *Rana dalmatina* dar (Abb. 47). Es wies am Anfang der Laichperiode eine Minimaltemperatur von 4°C und eine Maximaltemperatur von 13°C auf. Die letzten Springfroschballen wurden am 24. April erhoben, somit dauerte auch in diesem Gewässer die Laichzeit von *Rana dalmatina* über 30 Tage an. Über 80% der Gelege wurden jedoch noch im Monat März abgelaicht. Die mittlere Entwicklungsdauer der Springfroschgelege dauerte 20 Tage und ist somit 2 Tage kürzer als in Gewässer 6. Der Prädationsdruck in Gewässer 7 war nicht nur durch andere Amphibienarten (vor allem Kammmolche), sondern auch durch Ringelnattern (*Natrix natrix*), Großlibellenlarven, Wasserkäferlarven, Wasserwanzen und Vögel sehr hoch. Insgesamt konnte bei 66 der 104 kartierten Gelege ein Schlüpferfolg verzeichnet werden.

In Gewässer 8 wurden von 13. bis 31. März 30 Springfroschgelege markiert. Mit einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 11°C schlüpften die ersten Kaulquappen bereits nach 16 Tagen, wobei zu erwähnen ist, dass die Tagesmaxima in diesem Gewässer viel höher lagen als in Gewässer 6 (Abb. 48).

Als Prädatoren der Kaulquappen sind in Laichgewässer 8 an erster Stelle die Larven des Gelbrandkäfers (*Dytiscus marginalis*) zu nennen.

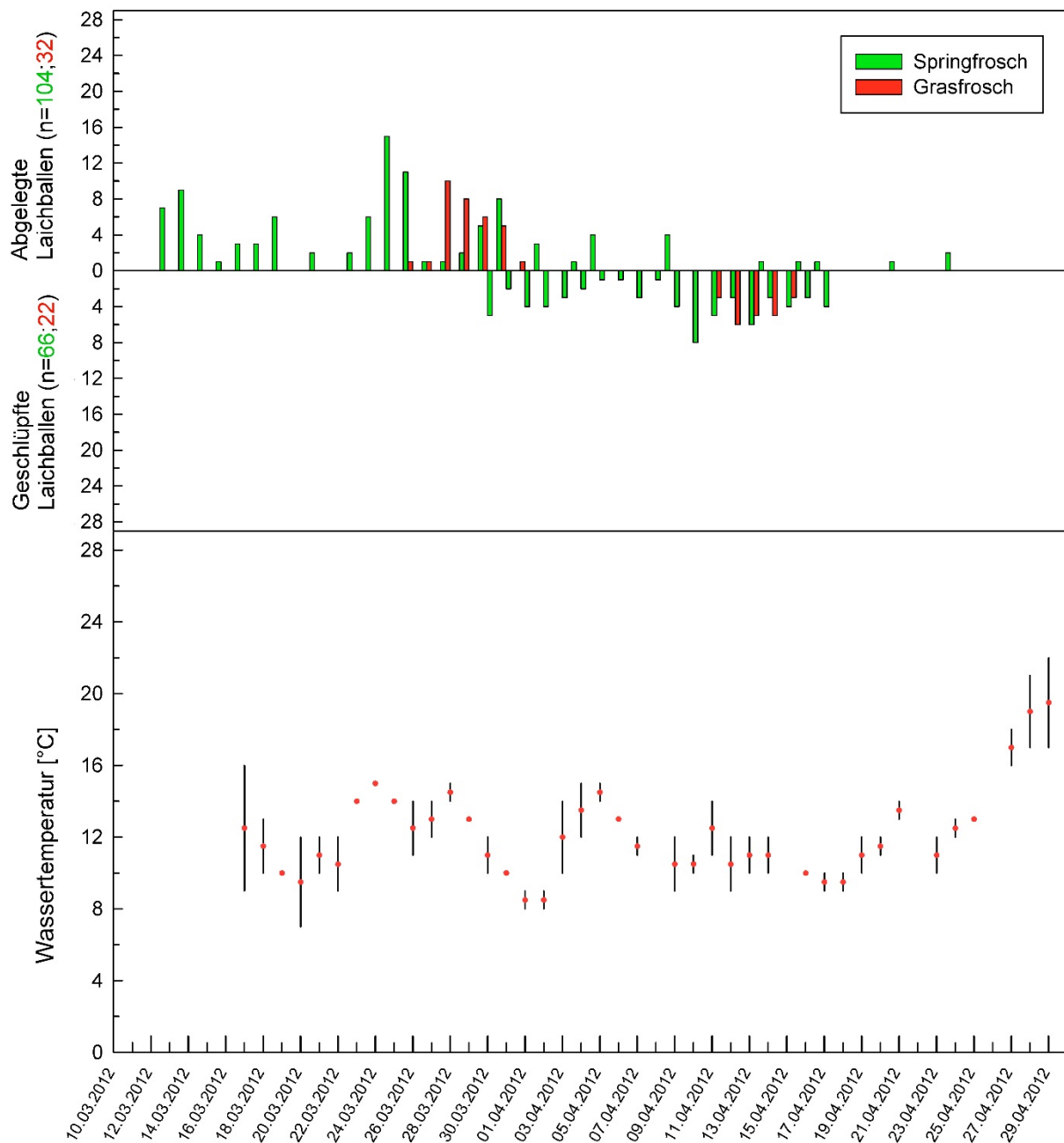


Abb. 47: Laichphänologie von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in Gewässer 7.

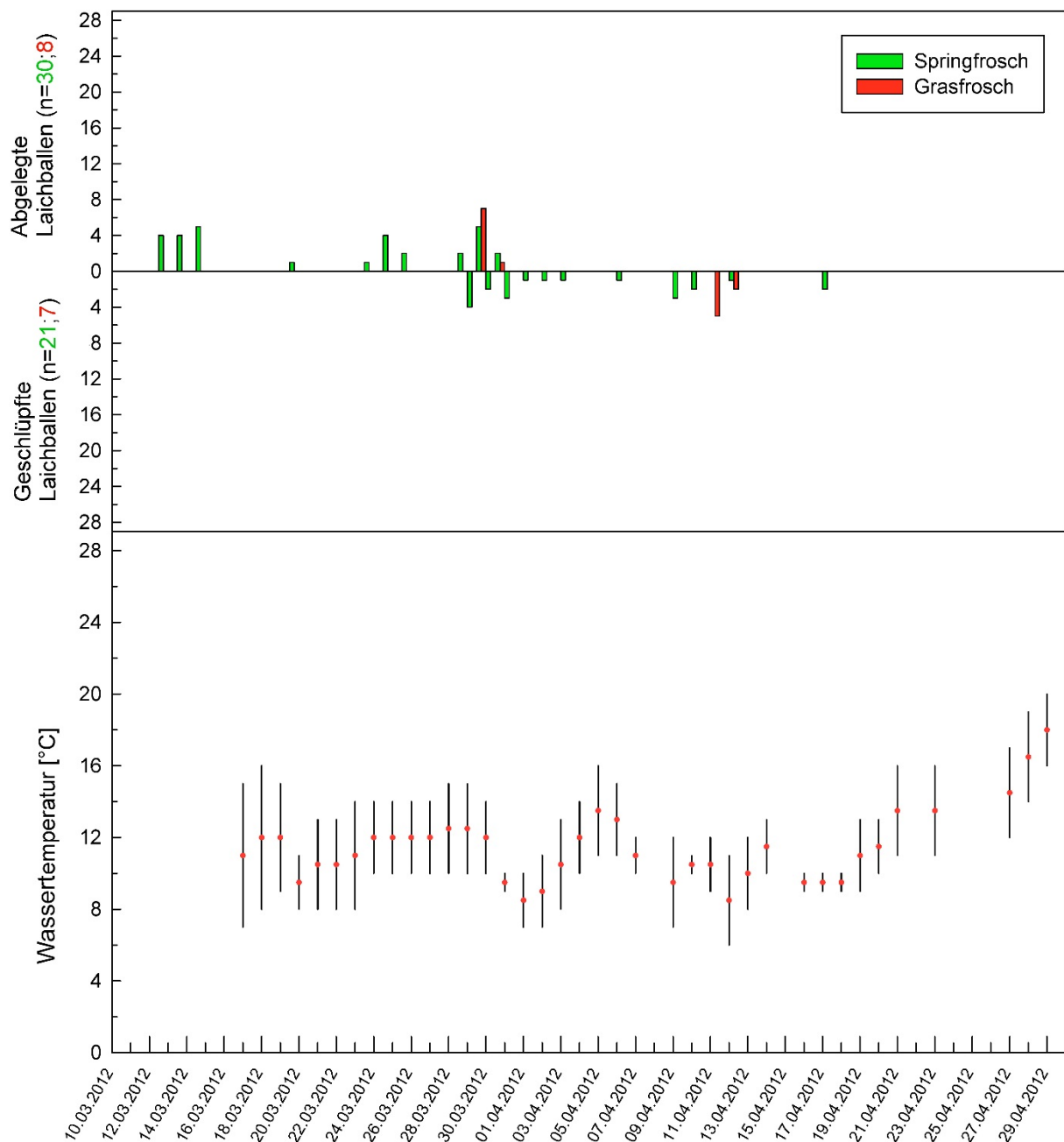


Abb. 48: Laichphänologie von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in Gewässer 8.

In Gewässer 5 war reichlich Totholz vorhanden, es wurden 23 Springfroschballen von den Tieren an alten Ästen angebracht. Die Laichperiode der Springfrösche dauerte von 17. März bis 16. April. Die Mehrzahl der Gelege wurde im März abgelegt. Von den 23 abgelegten Laichballen konnte bei 13 der Zeitpunkt des Schlüpfens erfasst werden (Abb. 49). Die durchschnittliche Embryonalentwicklungsdauer erstreckte sich über 23 Tage.

Beim Grasfrosch fiel die Entwicklungsdauer um 8 Tage kürzer aus. Als Laich- und Kaulquappenräuber ist der Kammolch (*Triturus carnifex*) hervorzuheben.

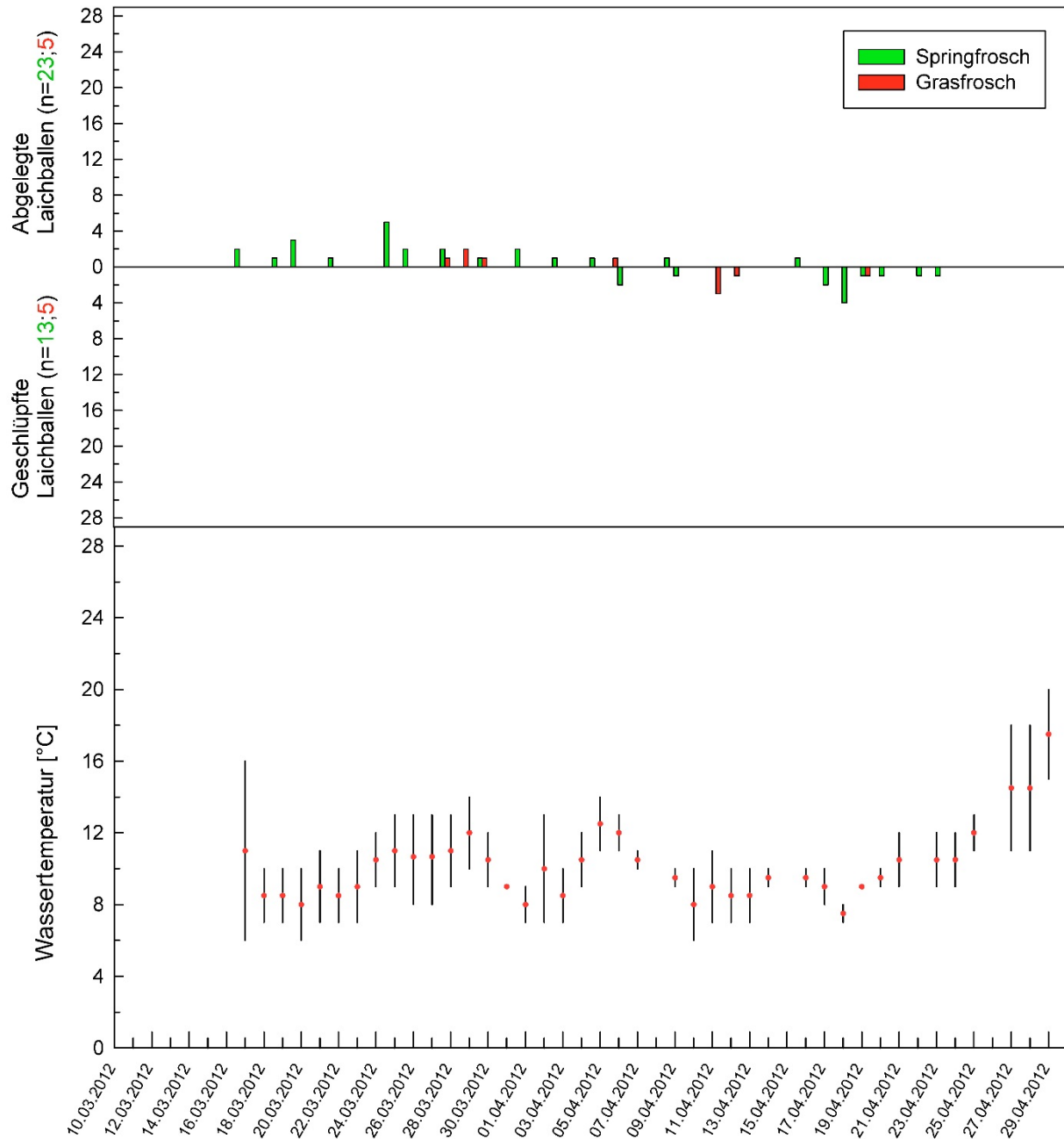


Abb. 49: Laichphänologie von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in Gewässer 5.

In Gewässer 13 wurden 15 Springfroschgelege erhoben (Abb. 50). Der Laich war jedoch von einer grau-weißen Schicht (wahrscheinlich Schimmelpilz) überzogen, und immer mehr Eier starben ab. Trotzdem wurde regelmäßig in dem Gewässer nach Kaulquappen gekeschert. Im ganzen Untersuchungszeitraum wurde nur einmalig eine einzige Springfrosch-Quappe am 23. Juli gefangen.

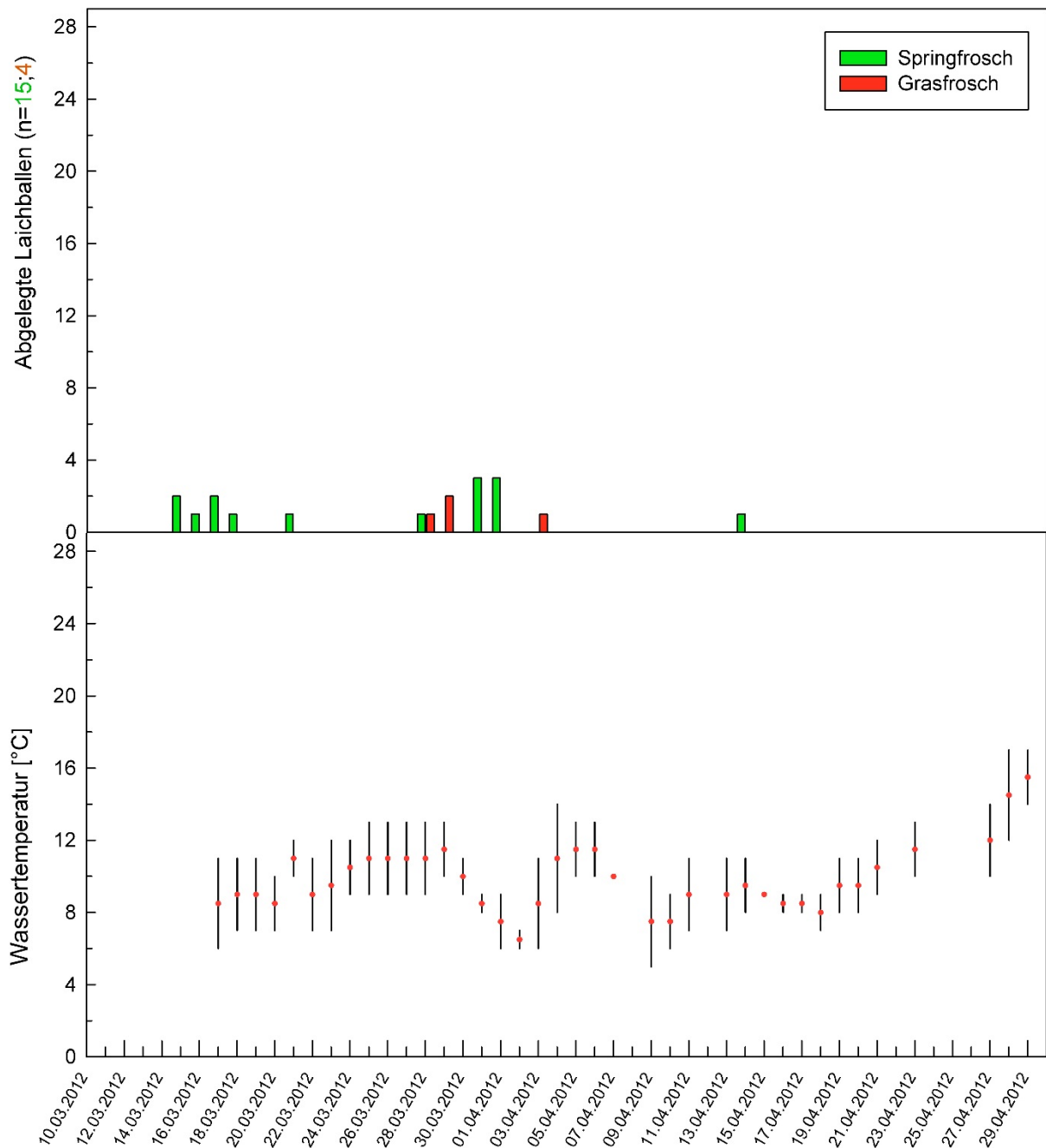


Abb. 50: Laichphänologie von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in Gewässer 13.

Der erste Springfroschlaich wurde in Gewässer 10 am 13. März kartiert. Insgesamt wurden 11 Gelege gezählt, doch nur vier Gelege verblieben an Ort und Stelle und es konnte der Schlupfzeitpunkt datiert werden. Die Laichperiode dauerte von 13. März bis 3. April. Am 28. März, nach einer Entwicklungsdauer von 16 Tagen, schlüpften bereits die ersten Springfrosch-Quappen. Mit durchschnittlich 12,6°C (Mittelwert von 17. März bis 8. Mai) Wassertemperatur zählte Gewässer 10 zu den wärmsten (Abb. 51). Grasfroschgelege konnten keine nachgewiesen werden. Als mögliche Prädatoren kommen in diesem Gewässer vor allem Molche, Seefrösche und Wasserwanzen in Frage.

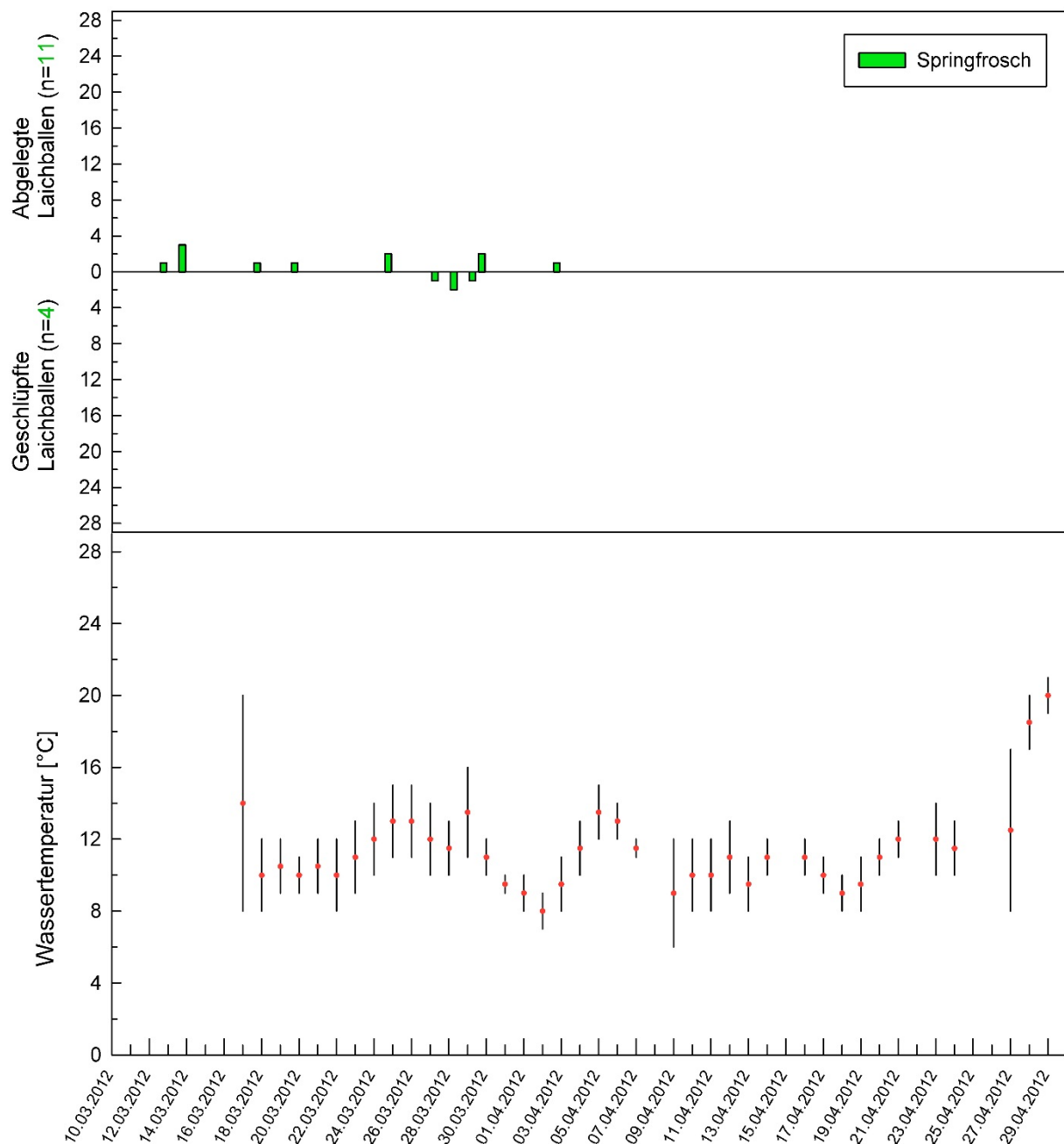


Abb. 51: Laichphänologie von *Rana dalmatina* in Gewässer 10.

In Laichgewässer 9 wurden insgesamt sechs Springfroschgelege erhoben. Die zeitliche Spanne der Laichperiode von *Rana dalmatina* betrug 27 Tage, wobei die größeren zeitlichen Lücken in der Laichaktivität auffallend sind (Abb. 52). Die Entwicklungsdauer der Springfroschgelege ergab im Mittel 20 Tage. Seefrösche waren die häufigsten Prädatoren in Gewässer 9, gefolgt von Kammmolchen, Gelbrandkäferlarven und anderen invertebraten Räubern.

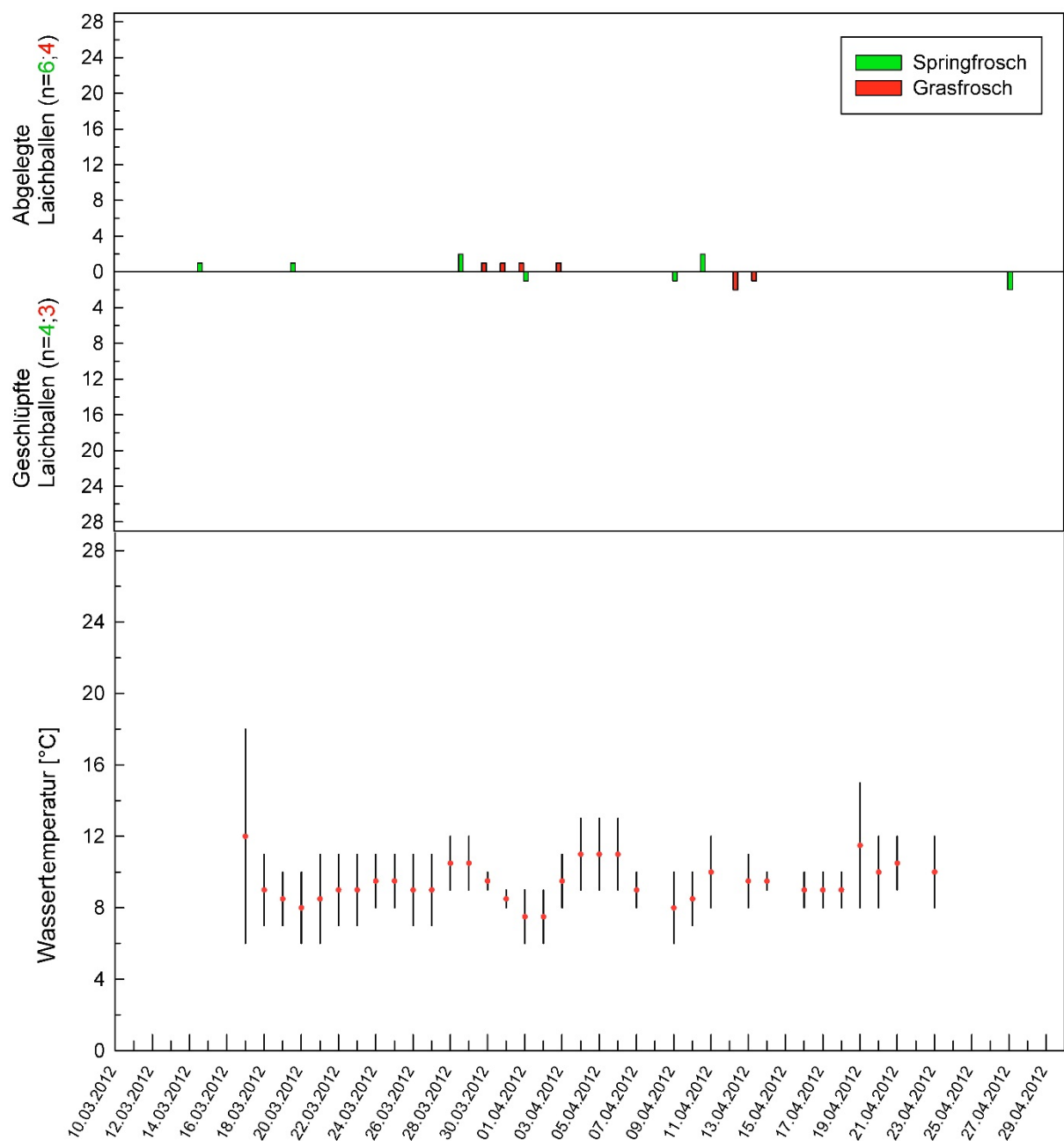


Abb. 52: Laichphänologie von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* in Gewässer 9.

Es gab in Gewässer 11 drei Springfroschgelege zu verzeichnen. Durch die geringe Tiefe des Tümpels und die starke Sonneneinstrahlung (100%) erreichte die Wassertemperatur hohe Tagesmaxima. So schlüpften die ersten Kaulquappen bereits 12 Tage nach dem Ablaihen (Abb. 53). Neben Kammmolch und Bergmolch sei auch der Seefrosch als Prädator in Gewässer 11 genannt.

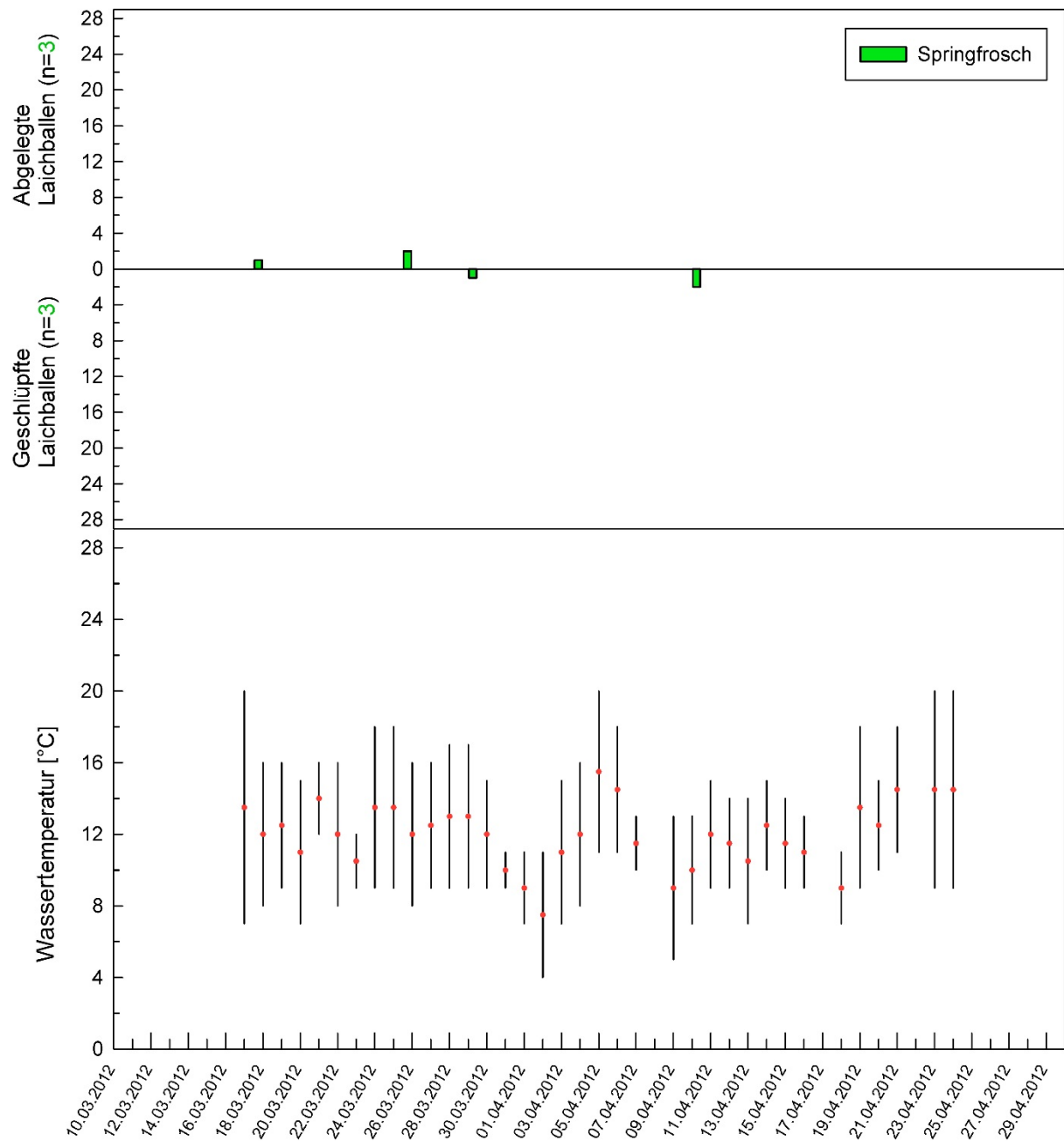


Abb. 53: Laichphänologie von *Rana dalmatina* in Gewässer 11.

Rana dalmatina konnte sich in Gewässer 16 erfolgreich fortpflanzen. Vergleichsweise spät, am 5. und am 15. April, wurden zwei Springfroschgelege erhoben (Abb. 54). Der Schlüpfzeitpunkt konnte in diesem Gewässer nicht erfasst werden.

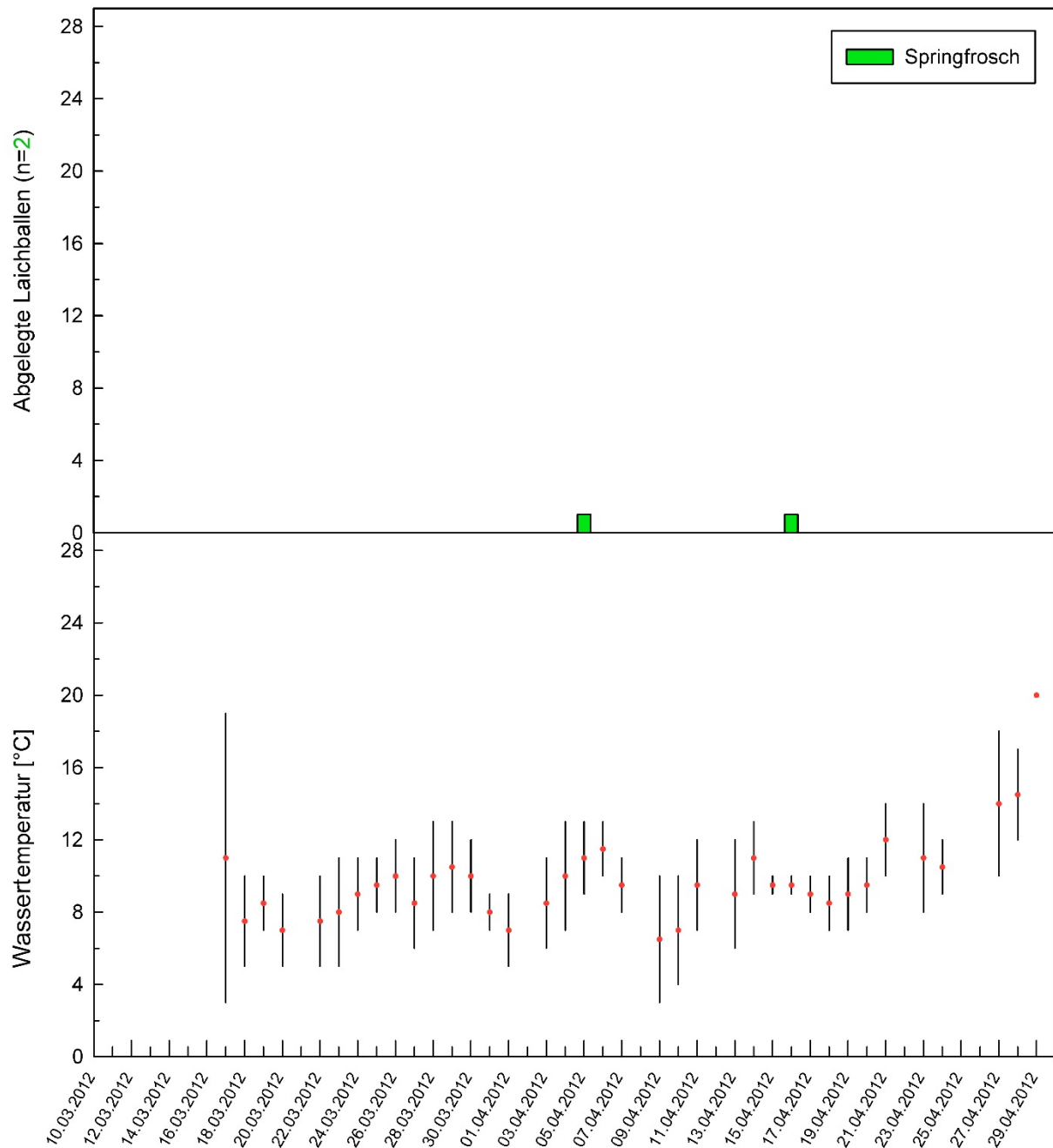


Abb. 54: Laichphänologie von *Rana dalmatina* in Gewässer 16.

Insgesamt 19 Springfroschballen konnten im größten Gewässer 2 erhoben werden. Die meisten Gelege wurden im südwestlichen Uferbereich erhoben. Die letzten Gelege wurden am 31. März erfasst. Somit war die Laichperiode der Springfrösche in diesem Gewässer kürzer als die der Grasfrösche (Abb. 59).

Das Laichgeschehen von *Rana dalmatina* dauerte in Gewässer 3 von 18. März bis 21. April, wobei es eine große zeitliche Lücke von 2. bis zum 20. April gab, in der kein einziges Gelege gefunden wurde. Für die Befestigung der insgesamt 9 abgelaichten Ballen nutzten die Tiere die zahlreichen Äste im Gewässer. Die Entwicklungsdauer vom Ei bis zur Kaulquappe dauerte im Schnitt 27 Tage und somit länger als in den wärmeren Gewässern auf der „Langen Wiese“ (Abb. 57).

Vereinzelt wurden in Gewässer 4 ab 16. März Springfroschgelege abgelegt, der letzte Fund wurde am 20. April markiert. Ähnlich wie in Gewässer 3 konnte auch in Gewässer 4 zwischen 5. und 19. April kein einziges Springfroschgelege entdeckt werden.

Im Vergleich zu *Rana temporaria* mit fast 100 Laichballen wurden nur 18 Gelege bei *Rana dalmatina* gezählt. Mit 29 Tagen hielt die Entwicklungsdauer bis zum Schlüpfen der Larven in diesem beschatteten Gewässer am längsten an.

Rana dalmatina nutzte das von der Austrocknung stark betroffene Gewässer 19 kaum zur Laichablage, es wurden lediglich drei Gelege markiert (31. März, 1. und 2. April). Der Tümpel trocknete bereits vor dem Schlüpfen der Gelege aus (Abb. 58).

Es zeigt sich, dass die Laichaktivität der Springfrösche mit Ausnahme der Gewässer 2 und 19 in allen Gewässern länger andauerte als die der Grasfrösche. Die Embryonalentwicklungsdauer der Grasfrösche war in allen untersuchten Laichgewässern kürzer als die der Springfrösche.

4.3.2 Laichphänologie - *Rana temporaria*

Eine Woche nach den ersten Springfroschballen am 13. März wurden am 20. März die ersten Grasfroschballen in Gewässer Nummer 19 erhoben. Nur in den Gewässern 1, 10, 11 und 16 konnten keine Grasfroschgelege kartiert werden. Die ersten Grasfrosch-Quappen schlüpften in Gewässer 19, das aber relativ früh austrocknete (Abb. 58).

Wie aus den Daten deutlich hervorgeht, wurde das Gewässer 2 am häufigsten von *Rana temporaria* angenommen (Abb. 59). Innerhalb des Untersuchungszeitraums konnten insgesamt 595 Grasfroschgelege erhoben werden. Aus den bereits in Material und Methode genannten Gründen wurde nicht jedes Gelege markiert.

Alle Gelege von *Rana temporaria* waren in Gewässer 2 auf drei Uferbereiche konzentriert. Das massenhafte und gleichzeitige Ablachen war hauptsächlich am schattigen Südufer des Gewässers zu beobachten. Die ersten Gelege wurden am 25. März 2012 markiert, die letzten am 16. April 2012.

Neben Gewässer 2 wurde auch ein starker Bestand in Gewässer 4 erhoben (Abb. 56).

Hier wurden insgesamt 91 Grasfroschgelege markiert, wobei die flächendeckende Ablage der Laichballen eine genaue Zählung erschwerte. Alle Grasfroschballen wurden in einem kleinen Bereich am Nord-Ost-Ufer des Gewässers konzentriert abgelegt. Der Zeitraum des Laichgeschehens erstreckte sich über wenige Tage, der Großteil der Laichballen wurde innerhalb von 5 Tagen (28. März 2012 – 1. April 2012) abgelegt.

In Gewässer 4 betrug die durchschnittliche Embryonalentwicklungsdauer von *Rana temporaria* 16 Tage. Mit einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 9°C, gemessen von 17. März bis 16. April, war das Gewässer signifikant kühler als Gewässer 11 (Abb. 56).

Auffällig ist, dass der letzte Springfroschballen deutlich später (20.4.2012) abgelegt wurde als die anderen Ballen. Alle Grasfrosch-Quappen in dem Gewässer waren zu diesem Zeitpunkt bereits geschlüpft. Ähnliches war in Gewässer 3 zu beobachten. Am Amphibienschutzzaun konnten am 20. April noch 2 Springfroschweibchen auf der Wanderung in Richtung Laichgebiet erhoben werden. Möglicherweise stammten die beiden spät abgelachten Springfroschballen von diesen beiden vergleichsweise sehr spät anwandernden Springfroschweibchen.

Während der Datenaufnahme trocknete der Tümpel 4 allmählich aus und viele Laichballen im Uferbereich waren unmittelbar davon betroffen. Durch die Bildung von mehreren kleinen Pfützen war es einigen Kaulquappen nicht mehr möglich, Anschluss an das restliche

Gewässer zu finden. Es bestand die Gefahr der Austrocknung und des Sauerstoffmangels für die Tiere. Durch aktiven Transport der Kaulquappen in das Hauptbecken und durch das Verbinden der größeren Pfützen mit dem restlichen Gewässer wurde versucht, so viele Tiere wie möglich zu retten.



Abb. 55: *Rana temporaria* - Männchen in Laichgewässer 2, 27. März 2012.

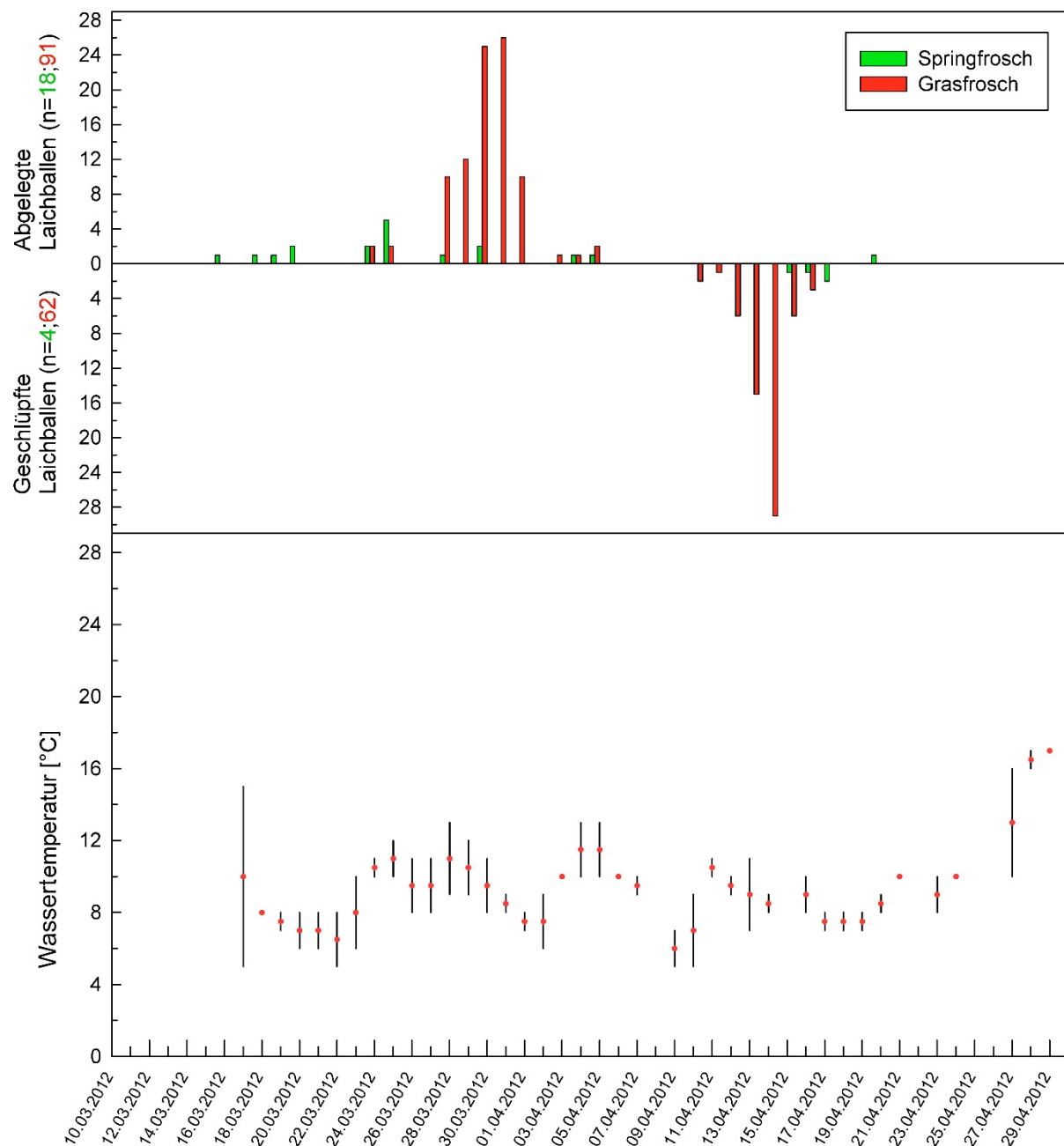


Abb. 56: Laichphänologie von *Rana temporaria* und *Rana dalmatina* in Gewässer 4.

Aufgrund der geographischen Nähe der Gewässer 3 und 4 wiesen diese auch ähnliche Bedingungen für *Rana temporaria* auf. Es wurden 33 Grasfroschgelege in Gewässer 3 kartiert, die alle an der gleichen Stelle im Süduferbereich abgelegt wurden (Abb. 57). Bei einer mittleren Temperatur des Wassers von 9°C (gemessen von 17. März bis 26. April) dauerte die Entwicklung der Kaulquappen im Schnitt 21 Tage.

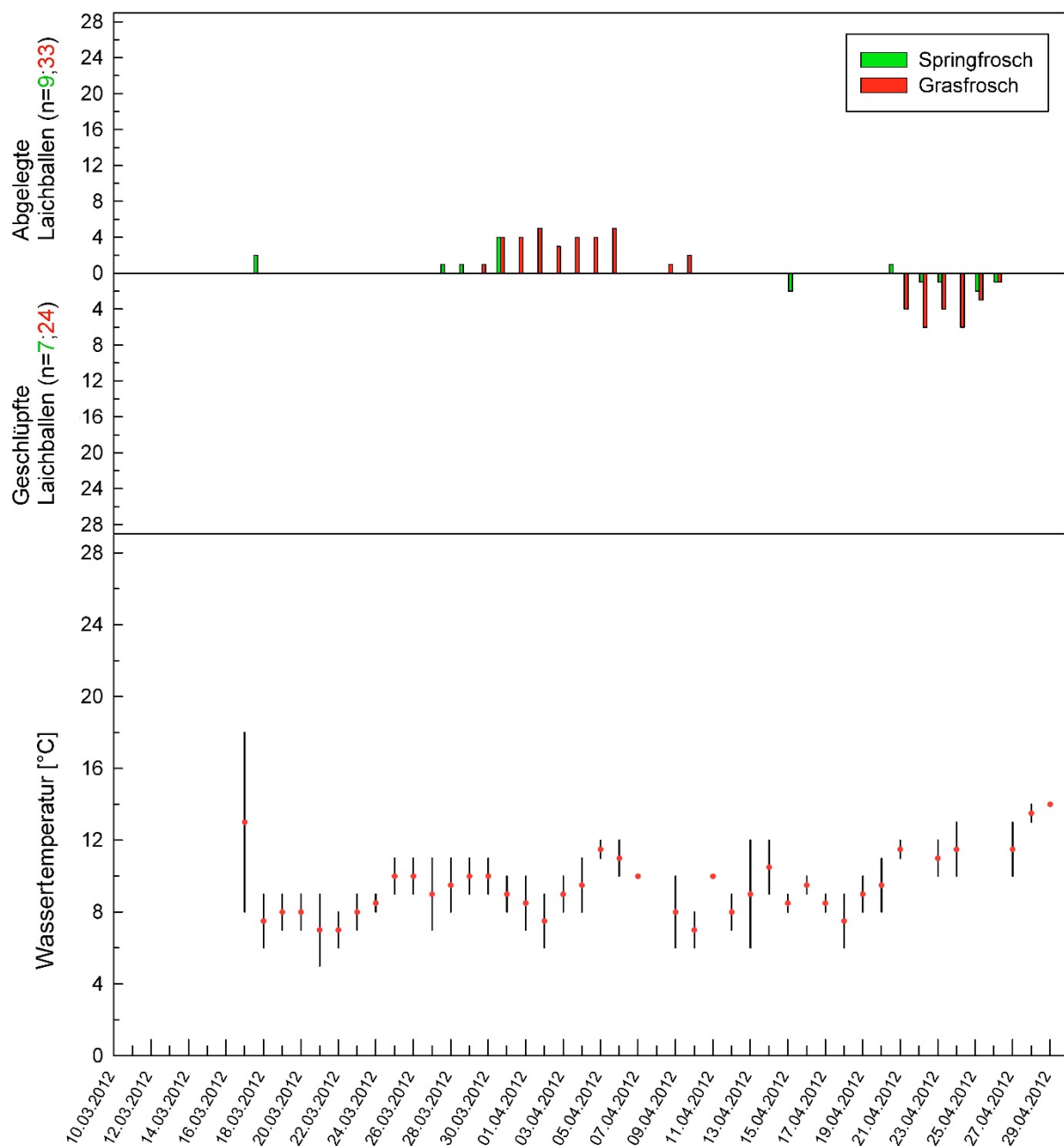


Abb. 57: Laichphänologie von *Rana temporaria* und *Rana dalmatina* in Gewässer 3.

Insgesamt 31 Grasfroschgelege wurden in Gewässer 19 markiert. Die ersten Grasfrosch-Quappen schlüpften in dem seichten Gewässer am 5. April, erreichten jedoch lediglich ein Entwicklungsstadium von 27, da der Tümpel schon kurz nach Beginn der Datenaufnahme vollständig austrocknete (Abb. 58).

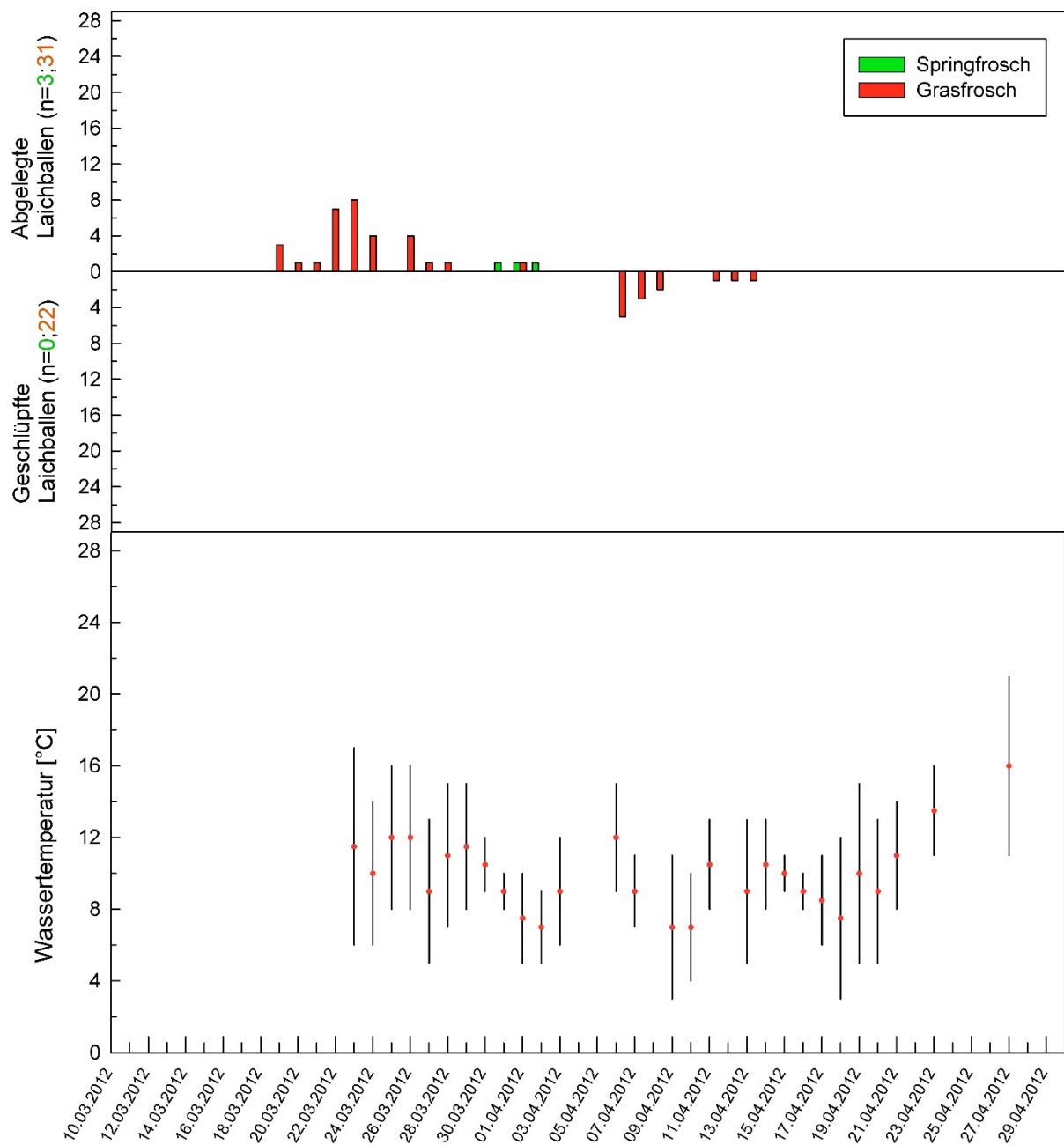


Abb. 58: Laichphänologie von *Rana temporaria* und *Rana dalmatina* in Gewässer 19.

Gegen Ende März bis Anfang April wurden in den Gewässern 5, 6 und 7 insgesamt 49 Grasfroschballen erhoben. Die Entwicklungsdauer der Embryonen dauerte in den Gewässern 5, 6 und 7 in etwa gleich lange (zwischen 15 und 16 Tagen). Während der Laichaktivität unterschieden sich die Mittelwerte der Gewässertemperaturen maximal um 1,5°C. In Gewässer 7 wurden laichende Tiere oftmals Beute von Vögeln oder anderen Prädatoren. Alle

acht Grasfroschlege in Gewässer 8 wurden innerhalb von zwei Tagen am Süduferbereich (30. und 31. März) abgelegt. In dem wenige Meter entfernten Gewässer 9 wurden vier Gelege von *Rana temporaria* erhoben (30. und 31. März, 1. und 3. April). Der Zeitraum zwischen Ablegen der Ballen und dem Schlüpfen der Kaulquappen dauerte in beiden Gewässern ungefähr 14 Tage. In Gewässer 13 wurden ebenso wie in Gewässer 9 vier Gelege von *Rana temporaria* nachgewiesen.

4.3.3 Laichphänologie - *Bufo bufo*

Durch die täglichen Begehungen im Untersuchungsgebiet und die Laichkartierungen konnten entweder durch Sichtung adulter Tiere oder Auffinden von Laichschnüren in den Gewässern 1, 2, 3, 4, 5 und 9 Erdkröten erhoben werden. Insgesamt wurden in vier Gewässern Laichschnüre von Erdkröten entdeckt, in drei davon jedoch nur in geringer Zahl. Erdkröten bevorzugten bei der Wahl ihres Laichgewässers hauptsächlich Gewässer 2. Dieser reich strukturierte Teich befand sich im Süden des Untersuchungsgebiets und stellte das größte und tiefste Gewässer dar. Er wurde auch am stärksten vom Grasfrosch angenommen, der fast zeitgleich mit *Bufo bufo* seine Hauptlaichaktivität hatte.

Während des Untersuchungszeitraums wurden fast täglich zahlreiche Ringelnattern in Gewässer 2 gesichtet. Oft wurden sie direkt zwischen den frisch geschlüpften Kaulquappen beim Jagen beobachtet. Neben unzähligen Ringelnattern bewohnten diverse Entenvögel dieses Gewässer. Eine Stockentenfamilie wurde täglich im Wasser oder in unmittelbarer Nähe des Gewässers angetroffen und beim Fressen von Laich beobachtet. Mehrere Male wurde ein Graureiher am Westufer als Prädator ausgemacht. Invertebrate Räuber, wie Großlibellenlarven oder Gelbrandkäferlarven, wurden sehr selten gefangen. Mit ungefähr 600 Grasfroschballen und zahlreichen Erdkrötenschnüren waren Erdkröten und Grasfrösche die numerisch überlegenen Amphibien in Gewässer 2. Die meisten Erdkrötenpärchen wurden am 28. (106 Pärchen) und am 29. März (111 Pärchen) gezählt (Abb. 59). Zur Laichablage nutzten die Erdkröten den gesamten Uferbereich gleichermaßen, vorausgesetzt ausreichend Struktur zum Anbringen der Laichschnüre war vorhanden. Im Zeitraum vom 28. März 2012 bis zum 6. April 2012 wurden insgesamt 808 Erdkrötenpärchen, 506 Erdkrötenmännchen und 6 Erdkrötenweibchen gezählt. Da die Tiere, vor allem die Männchen, oft tagelang in dem Laichgewässer bleiben, kann es durchaus zu Mehrfachzählungen gekommen sein. Erdkrötenschnüre konnten am 28. und 29. März sowie am 1. und 5. April 2012 beobachtet werden.

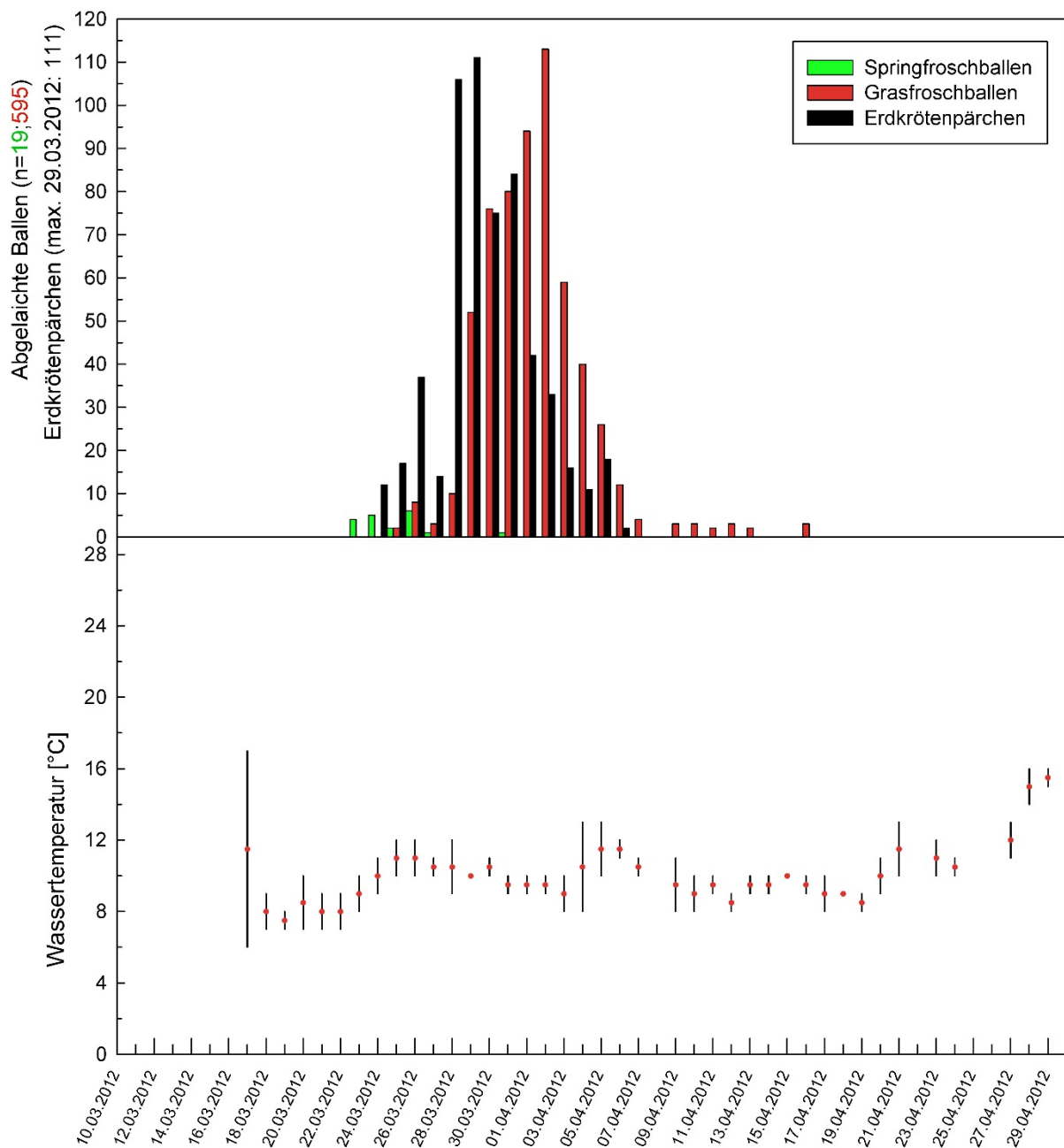


Abb. 59: Laichphänologie von *Bufo bufo*, *Rana temporaria* und *Rana dalmatina* in Gewässer 2.

Etwas unerwartet war der Laicherfolg der Erdkröten in Gewässer 9, da während des Untersuchungszeitraumes nie Erdkröten auf der „Langen Wiese“ gesehen wurden. In diesem Gewässer war vor allem der Seefrosch die dominante Art. Es wurde während des Zeitraums der Erhebungen nur eine Laichschnur gezählt. Gefunden wurde diese am 14. April, sie könnte

aber auch zwei bis drei Tage älter gewesen sein. Am 30. April wurden zwei Erdkröten-Quappen gefangen und vermessen (Gesamtlänge 11 mm, Rumpflänge 4 mm, Gosnerstadium 26). Die Kröten-Quappen überlebten nicht sehr lange, bereits 11 Tage später wurde die letzte Erdkröten-Quappe gekeschert. Somit war Gewässer 9 das einzige Gewässer, das weiter östlich im Untersuchungsgebiet lag und von zumindest einem Erdkrötenpärchen als Laichgewässer gewählt wurde.

Der Waldtümpel Nummer 5 lag nordwestlich im Untersuchungsgebiet. Amphibien, die aus nördlicher Richtung in das Untersuchungsgebiet einwanderten, fanden Gewässer 5 und 6 als erstes auf ihrer Wanderroute vor. Alle Laichschnüre in Gewässer 5 wurden innerhalb von zwei Tagen (8. und 9. April) abgelegt. Laichende Paare bzw. adulte Männchen oder Weibchen wurden in der Nähe oder im Gewässer aber nie angetroffen. Im Laufe der Erhebungen wurde ein Rückgang der Erdkröten-Quappen deutlich erkennbar. Die letzten in diesem Tümpel vorgefundenen Kaulquappen erreichten lediglich ein Gosnerstadium von 29.

In Gewässer 3 wurde am 2. April neben einem gesichteten Erdkrötenweibchen eine einzige Erdkrötenschnur erhoben. Die Schnur wurde jedoch nach ein paar Tagen nicht mehr gefunden. Erdkröten-Quappen wurden trotz regelmäßigen Kescherns nicht gefangen.

Beobachtungen von adulten Tieren wurden in Gewässer 3 Ende März/ Anfang April gemacht. Am 25. März wurde ein Erdkrötenmännchen gesichtet, das ein Grasfroschpärchen klammerte. Zwei Erdkrötenmännchen konnten am 28. März beobachtet werden. Einen Tag später, am 29. März, wurden fünf Erdkrötenpärchen und zwei Erdkrötenmännchen gezählt. Weiters wurden am 31. März ein Männchen und ein Weibchen gesehen. Das letzte Mal wurde am 4. April ein Erdkrötenpärchen in Gewässer Nummer 3 gesehen. Erdkröten-Quappen konnten trotz wöchentlicher Kescherprobennahmen jedoch nicht erhoben werden.

Am 23. März wurde in Gewässer 4 ein Erdkrötenmännchen, am 28. März ein Erdkrötenweibchen und am 30. März ein Erdkrötenpärchen erhoben. Nachweise für Laichschnüre oder Larven fehlen.

In Gewässer 1 blieb die Sichtung eines *Bufo bufo* - Pärchens einmalig, Laicherfolg konnte jedoch keiner erbracht werden. Am Grund des Gewässers lag ein totes Erdkrötenweibchen. Vereinzelt tauchten Erdkrötenmännchen in Gewässer Nummer 1 auf.



Abb. 60: *Bufo bufo* – Weibchen beim Abwandern von Laichgewässer 2, 5. April 2012.

4.3.4 *Triturus carnifex*

Der Alpenkammolch (*Triturus carnifex*) wurde in acht von 14 Gewässern nachgewiesen und in drei davon konnte er sich erfolgreich fortpflanzen (Abb. 35). Gewässer Nummer 7 wurde am besten von *Triturus carnifex* angenommen. Neben Gewässer 7 wurden unzählige adulte Männchen und Weibchen in Gewässer 6 gesichtet. Meistens tummelten sich mehrere adulte Tiere zwischen den Springfroschballen. Ob sie den Laich der Braunfrösche fraßen, konnte nicht direkt festgestellt werden, doch die Vermutung liegt nahe. Trotz der hohen Anzahl der Kammolche konnte in diesem Gewässer (6) kein Fortpflanzungserfolg beobachtet werden. Nur in den Gewässern 7, 8 und 9 konnte dieser erbracht werden.



Abb. 61: *Triturus carnifex* - Weibchen, 3. April 2012.

4.3.5 *Ichthyosaura alpestris*

Der Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) konnte in sechs Gewässern nachgewiesen werden und reproduzierte in fünf davon. Als Laichgewässer wählte der Molch die Gewässer 7, 8, 9, 10 und 11, die sich alle auf der „Langen Wiese“ befanden (Abb. 35). Trotzdem konnten in den genannten Gewässern nur wenige Larven gekeschert werden, die meisten in Laichgewässer 7.



Abb. 62: *Ichthyosaura alpestris* – Männchen, 24. März 2012.

4.3.6 *Lissotriton vulgaris*

Der am häufigsten anzutreffende Molch in den untersuchten Gewässern war der Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*). Bereits Anfang März wurden die ersten Teichmolche im Gewässer Nummer 7 beobachtet. *Lissotriton vulgaris* war in fast allen untersuchten Gewässern zu finden, Ausnahmen bildeten Gewässer Nummer 13 und Gewässer Nummer 19.

Reproduktionsnachweise konnten in acht der zwölf angenommenen Gewässer erbracht werden. Alle acht Laichgewässer von *Lissotriton vulgaris* lagen auf der „Langen Wiese“, mit Ausnahme von Gewässer Nummer 1, in dem auch Teichmolche und deren Larven an der Wasseroberfläche beobachtet wurden (Abb. 35). Aufgrund der Abzäunung dieses kleinen Gewässers konnten sie jedoch nicht vermessen werden.

In keinem der im Wald liegenden Gewässer (3, 4, 5) konnten sich die drei Molcharten fortpflanzen. In Gewässer Nummer 6 wurden immer wieder sehr viele Kammolche zwischen Springfroschgelegen beobachtet wurden. Etwas seltener als Kammolche wurden

adulte Teichmolche und adulte Bergmolche in Gewässer 6 gesichtet. Am 12. und 27. Juni konnte jeweils eine Teichmolchlarve gekeschert werden (Abb. 46).

In Gewässer Nummer 7, 8 und 9 konnten alle drei Molcharten reproduzieren, wobei Gewässer 7 am besten angenommen wurde, was sich durch die höheren Fangdichten der Molchlarven zeigte.



Abb. 63: *Lissotriton vulgaris* (dunkel gefärbt = Männchen; hell gefärbt = Weibchen), 16. März 2012.

4.3.7 *Hyla arborea*

Der Laubfrosch laichte in den Gewässern 7 und 2 (Abb. 35). In Gewässer Nummer 2 wurden nur wenige Laichballen des Laubfrosches abgelegt, doch wurden diese zwei Tage später nicht wieder gefunden. Größere Braunfrosch-Quappen konnten sogar dabei beobachtet werden, wie sie vermehrt um die frischen Laubfroschgelege schwammen und möglicherweise auch versuchten, diese zu fressen. Am 1. Mai wurde ein männliches Individuum in Gewässer 7 dokumentiert. Gewässer 7 war das einzige Gewässer, in dem Kaulquappen des Laubfrosches gefangen werden konnten, pro Kescherserie jedoch nur jeweils eine. Die gefangenen Quappen waren zudem häufig verletzt.



Abb. 64: *Hyla arborea* – Männchen in Laichgewässer 7, 1. Mai 2012.

4.3.8 *Pelophylax ridibundus*

In 13 von insgesamt 14 Gewässern konnte *Pelophylax ridibundus* erhoben werden. Am 29. April war in Gewässer Nummer 10 der erste Seefroschlaich zu finden. Auf der „Langen Wiese“ wurde ein konzentriertes Auftreten des Seefrosches in den nördlich gelegenen Gewässern 8 und 9 festgestellt. Bereits am 1. März wurden Seefrösche am Ufer von Gewässer 9 sitzend, beobachtet. Täglich hielten sich hier mindestens 50 Tiere untertags an der Uferböschung auf, ungefähr 30 Individuen saßen täglich am etwas flacheren Ostufer von Gewässer 6. In sieben der 13 genutzten Gewässer konnte sich der Seefrosch erfolgreich fortpflanzen (Abb. 35). Vereinzelt saßen Seefrösche am Ufer von Gewässer 2, 3, 4, 5, 13, jedoch konnten darin weder Laich noch Kaulquappen nachgewiesen werden. Trotz des Zaunes rund um das Gewässer 1 konnten immer wieder Seefrösche beobachtet werden, die auf am Wasser treibenden alten Holzbrettern saßen. Erste Seefroschgelege waren am 22. Mai zu finden. Kaulquappen konnten wegen des zu hohen Zaunes keine vermessen werden, trotzdem wurden des Öfteren Seefrosch-Quappen an der Wasseroberfläche gesichtet. Am 5. August ist es gelungen, zwei Seefrosch-Quappen zu keschern und zu vermessen. Sie befanden sich zu diesem Zeitpunkt im Gosnerstadium 37 (Tab. 20).

Tab. 20: Seefrosch-Quappen in Gewässer 1, gemessen am 5.8.2012.

Gesamtlänge [mm]	Rumpflänge [mm]	Gosnerstadium	Gewicht [g]
73	27	37	3,67
65	26	37	3,23



Abb. 65: *Pelophylax ridibundus*, 15. Mai 2012.

4.4 Larvenwachstum und Entwicklung

Bei allen Längen- Gewichts- Regressionen wurden nur Kaulquappen bis zu einem Gosner - Entwicklungsstadium von 40 herangezogen, da der Schwanz ab diesem Stadium kontinuierlich rückgebildet wird und die Tiere in Metamorphoseklimax keine Nahrung mehr zu sich nehmen und somit auch Gewicht verlieren.

4.4.1 *Rana dalmatina*

In den folgenden Abbildungen 66 und 67 sind Gesamtlängen und Gewicht der Springfrosch-Quappen in den Laichgewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11 im zeitlichen Verlauf dargestellt. Allgemein hat das Gewicht der Kaulquappen im Vergleich zur Gesamtlänge eine größere Varianz und Spannweite. Die größte Streuung der Datenpunkte ist in Gewässer 6 und 7 zu erkennen, da sich die Laichperiode der Springfrösche in diesen Laichgewässern am längsten hinzog.

Nur wenige Kaulquappen von *Rana dalmatina* wurden über 5 cm lang und wogen mehr als 1,5 g. Diese stammten jedoch immer aus den Gewässern 6, 7, 8, 9 und 11, die deutlich höhere Strahlungswerte und Temperaturen aufwiesen als die Gewässer im Wald. Die Regressionen der Gesamtlänge bzw. des Gewichts in Abhängigkeit von der Zeit waren mit einem p-Wert von <0.001 alle hoch signifikant und sind in den Tabellen 21, 22 und 24 zusammengefasst zu finden.

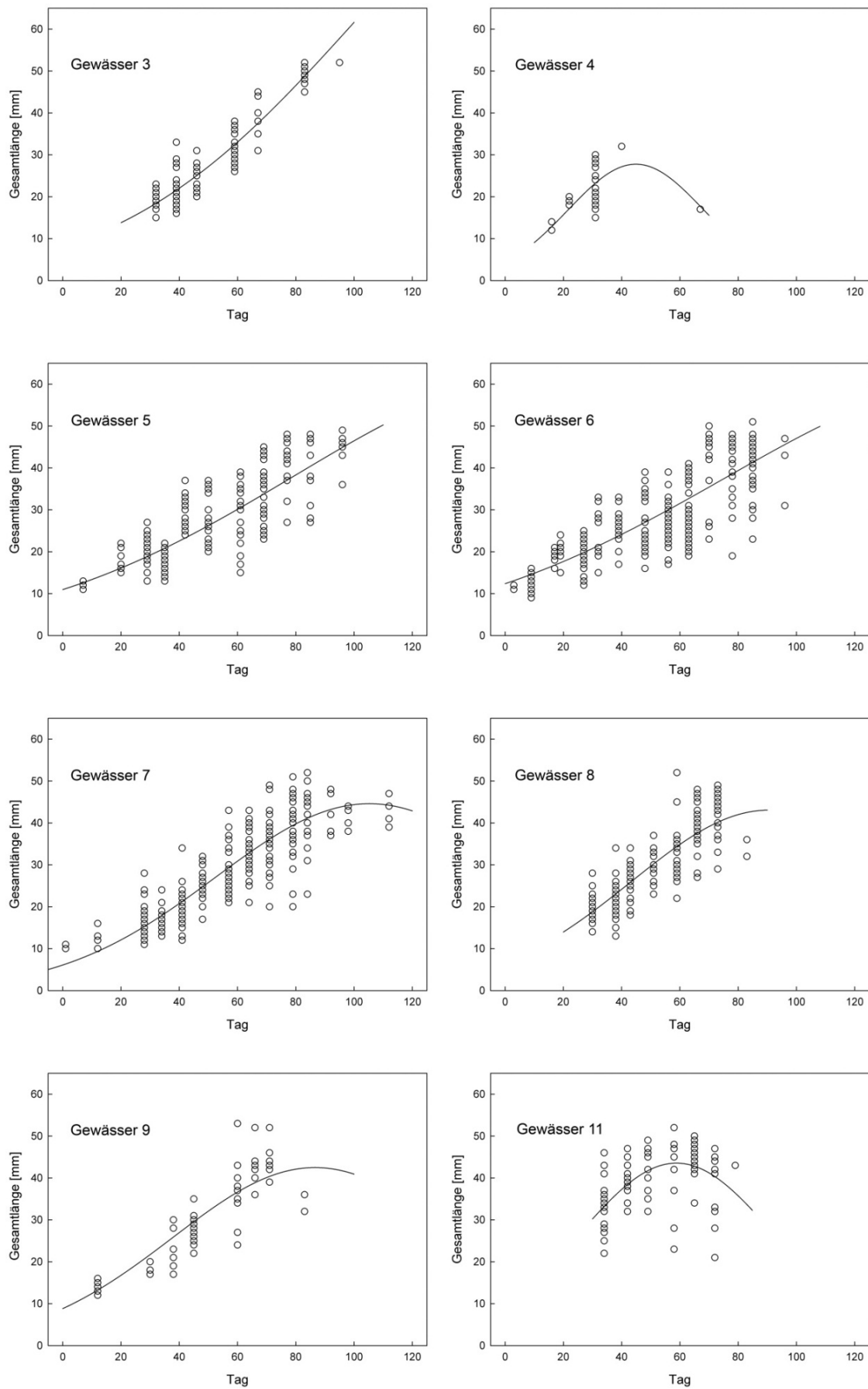


Abb. 66: Zeit versus Gesamtlänge für *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11; Tag 0 = 12. April, Tag 20 = 1. Mai, Tag 40 = 21. Mai, Tag 60 = 10. Juni, Tag 80 = 30. Juni, Tag 100 = 20. Juli.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 21 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 21: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Zeit versus Gesamtlänge [mm] von *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11 (Abb. 66).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 101.4452 * \exp (-0.5((x-179.9892)/ 80.1278)^2)$	0.886	91	351.86	<0.001
$y = 27.7670 * \exp (-0.5((x-44.8904)/ 23.3196)^2)$	0.440	28	10.99	<0.001
$y = 62.5590 * \exp (-0.5((x-170.3951)/ 91.3305)^2)$	0.720	241	310.01	<0.001
$y = 61.7634 * \exp (-0.5((x-169.8660)/ 94.7605)^2)$	0.665	267	264.67	<0.001
$y = 44.5995 * \exp (-0.5((x-105.2118)/ 52.7606)^2)$	0.765	250	407.39	<0.001
$y = 43.0643 * \exp (-0.5((x-90.5221)/ 47.0080)^2)$	0.710	173	211.03	<0.001
$y = 42.4897 * \exp (-0.5((x-86.5896)/ 48.8523)^2)$	0.836	76	193.70	<0.001
$y = 43.5492 * \exp (-0.5((x-58.8023)/ 33.7071)^2)$	0.318	108	25.14	<0.001

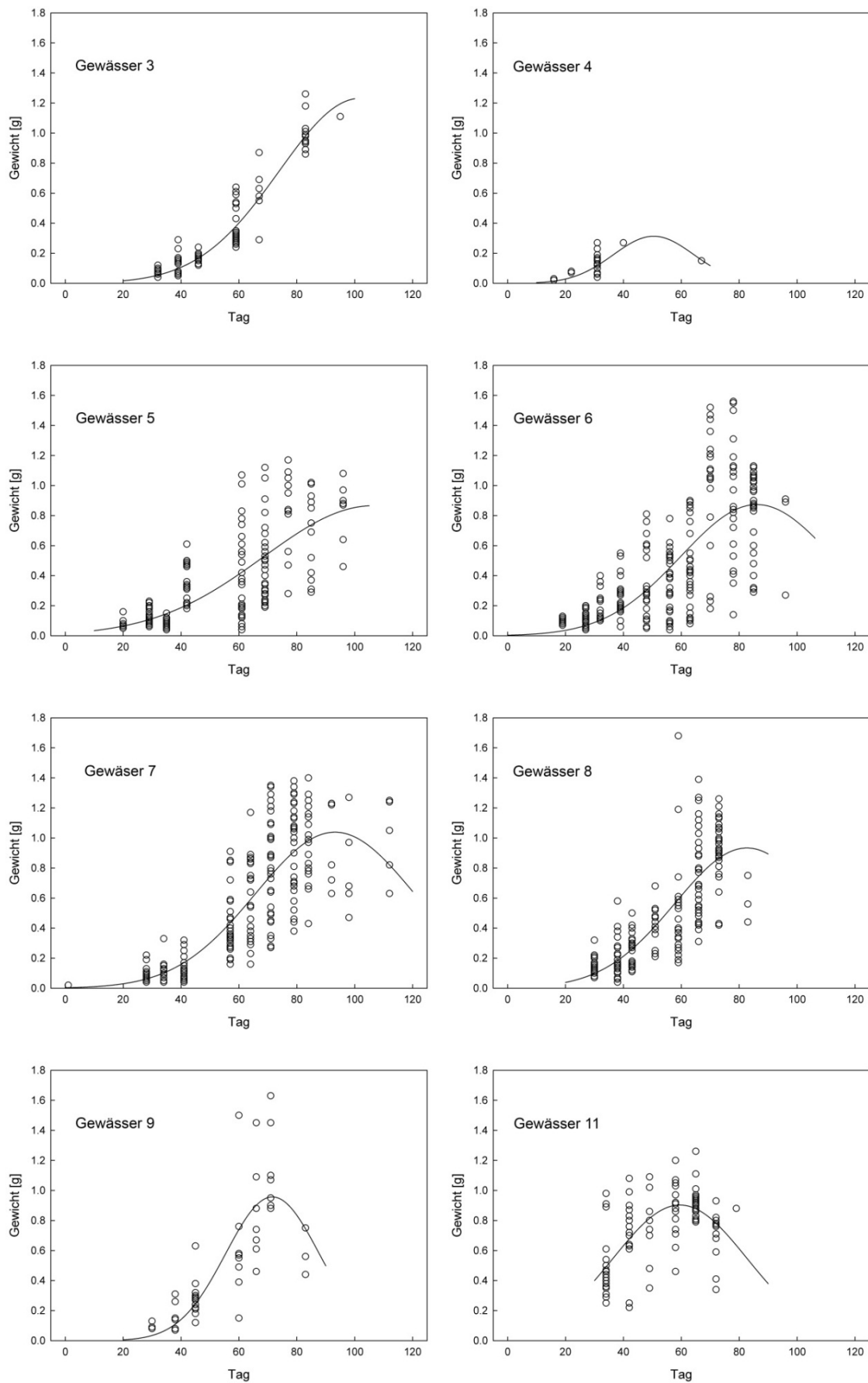


Abb. 67: Zeit versus Gewicht für *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11;
Tag 0 = 12. April, Tag 20 = 1. Mai, Tag 40 = 21. Mai, Tag 60 = 10. Juni, Tag 80 = 30. Juni, Tag 100 = 20. Juli.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 22 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 22: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Zeit versus Gewicht [g] von *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11 (Abb. 67).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 1.2315 * \exp(-0.5((x-101.8810)/27.9874)^2)$	0.905	91	435.19	<0.001
$y = 0.3135 * \exp(-0.5((x-50.4571)/13.9527)^2)$	0.335	28	7.06	0.003
$y = 0.8660 * \exp(-0.5((x-106.4302)/37.9515)^2)$	0.550	179	109.45	<0.001
$y = 0.8734 * \exp(-0.5((x-86.0842)/26.2078)^2)$	0.539	235	137.41	<0.001
$y = 1.0387 * \exp(-0.5((x-93.1521)/27.4447)^2)$	0.707	225	270.86	<0.001
$y = 0.9336 * \exp(-0.5((x-82.6651)/24.8256)^2)$	0.631	173	148.12	<0.001
$y = 0.9569 * \exp(-0.5((x-71.5658)/16.1329)^2)$	0.629	46	39.07	<0.001
$y = 0.9029 * \exp(-0.5((x-59.5338)/23.1544)^2)$	0.398	108	35.65	<0.001

In Gewässer 4 konnten nur wenige Springfrosch-Quappen gefangen und vermessen werden. Die ältesten Kaulquappen erreichten lediglich ein Gosnerstadium von 31. Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl von nur 32 Tieren lassen sich nur wenig relevante Aussagen treffen. Die ersten Kaulquappen wurden am 27. April vermessen und befanden sich alle in Entwicklungsstadium 23 nach Gosner. Bei einem Stadium von 31 konnte eine Länge von 32 mm und ein Gewicht von 0,27 g erreicht werden.

In Gewässer 7 wurden die ersten Kaulquappen am 12. April 2012 vermessen. Zu diesem Zeitpunkt befanden sich die Larven in Entwicklungsstadium 21 nach GOSNER (1960). Über den Zeitraum der Datenerhebung hinweg wurden immer wieder frühe Entwicklungsstadien gesichert (Abb. 68). An Tag 79 (29.6.2012) wurde bei der ältesten Kaulquappe ein Gosnerstadium von 45 und bei der jüngsten ein Gosnerstadium von 29 festgestellt. Dies spiegelt sich auch in Abbildung (Abb. 47) wider, die eine lange Laichperiode in diesem Gewässer veranschaulicht. Die ersten Gelege wurden am 13. März markiert, die letzten beiden am 24. April.

Aufgrund der geringen Gelegezahl (3) in Gewässer 11, konnte nach 34 Tagen keine Springfrosch-Quappe mit einem Gosner-Entwicklungsstadium unter 30 vermessen werden.

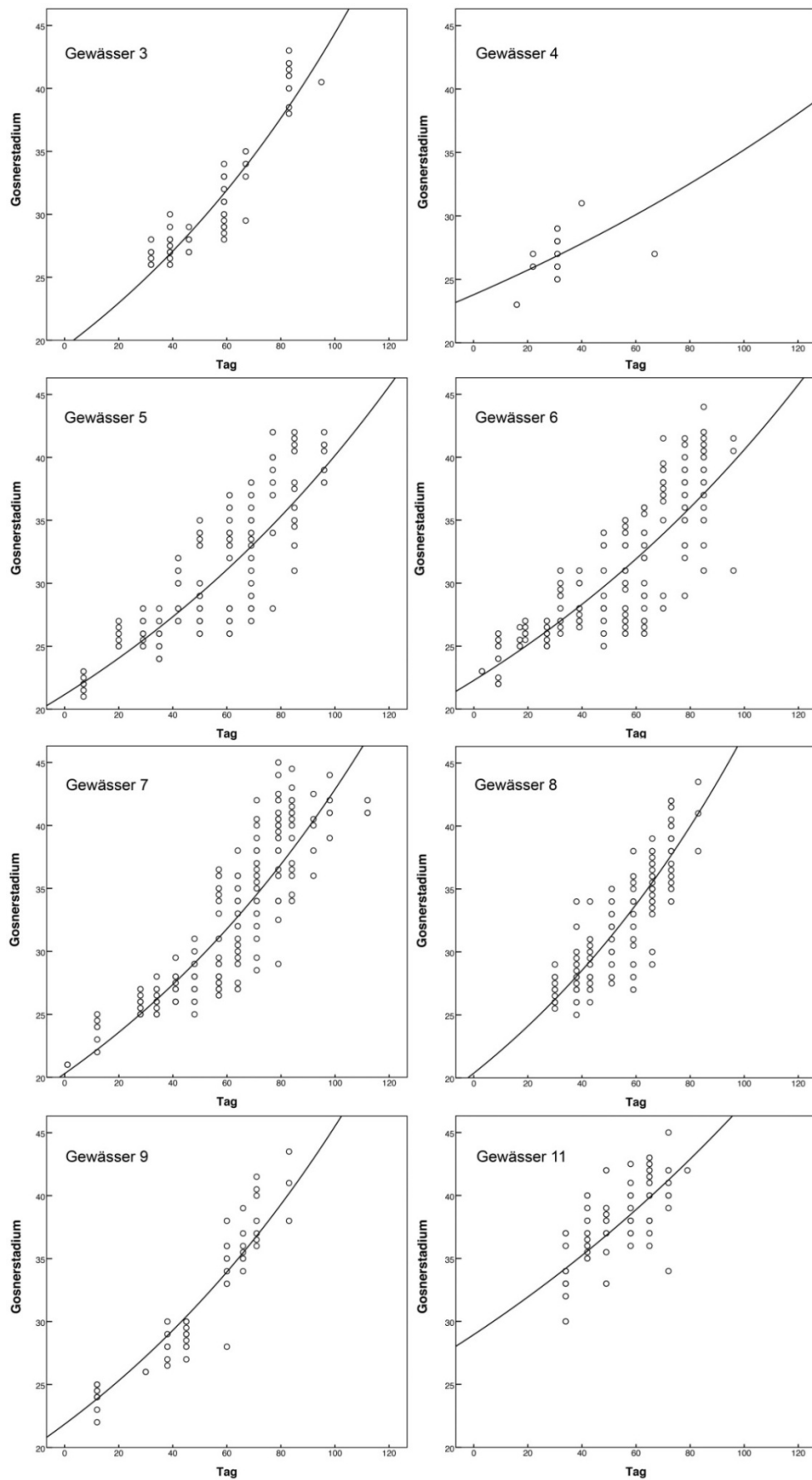


Abb. 68: Zeit versus Gosnerstadium für *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 u. 11; Tag 0 = 12. April, Tag 20 = 1. Mai, Tag 40 = 21. Mai, Tag 60 = 10. Juni, Tag 80 = 30. Juni, Tag 100 = 20. Juli.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 23 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 23: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Zeit versus Gosnerstadium von *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11 (Abb. 68).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 19.471 * \exp^{(0.008 * x)}$	0.861	92	571.55	<0.001
$y = 23.784 * \exp^{(0.004 * x)}$	0.203	29	7.38	0.011
$y = 21.164 * \exp^{(0.006 * x)}$	0.744	242	703.84	<0.001
$y = 22.283 * \exp^{(0.006 * x)}$	0.718	266	676.40	<0.001
$y = 20.297 * \exp^{(0.007 * x)}$	0.816	251	1112.98	<0.001
$y = 20.369 * \exp^{(0.008 * x)}$	0.789	174	650.57	<0.001
$y = 21.849 * \exp^{(0.007 * x)}$	0.920	77	882.17	<0.001
$y = 28.954 * \exp^{(0.005 * x)}$	0.579	109	149.79	<0.001

Die Springfrosch-Quappen in Gewässer 3 wogen bei einer Gesamtlänge von 35 mm bis 40 mm zwischen 0,4 g und 0,7 g. Kaulquappen aus Gewässer 6 und 7 hingegen brachten im gleichen Zeitintervall zwischen 0,5 g bzw. 0,6 g und 0,9 g auf die Waage. Im Laufe der Datenerhebungen wurde die Fangdichte der Springfrosch-Quappen in den Gewässern 3 und 4 immer geringer. Die maximale Körperlänge und das maximale Gewicht einer Springfrosch-Quappe wurde in Gewässer 8 gemessen. Stellt man Gewässer 3, 4, 5 den anderen Laichgewässern gegenüber, so fällt auf, dass ein Gewicht von 1,2 g nie überschritten wird. Die schwersten und größten Individuen stammen aus den Gewässern 6, 7, 8 und 9. Nach oben hin nimmt die Abweichung der Messwerte um die Kurven stark zu. Wenn man die Gewässer 7, 8, 9 und 11 miteinander vergleicht, ist erkenntlich, dass die Streuung der Datenpunkte in Gewässer 9 geringer ist als in anderen Gewässern. Es konnte eine Maximallänge von 53 mm bei einem Gosnerstadium von 38 und einem Gewicht von 1,5 g gemessen werden.

In Abbildung 69 ist zu sehen, dass viele Individuen in Gewässer 11, die von 0,8 g – 1 g wogen, meist eine Körperlänge zwischen 43 und 47 mm aufwiesen. Die Messwerte in Tümpel 11 divergieren etwas mehr im unteren Bereich und konvergieren nach oben hin, was das Gewässer von den anderen unterscheidet. Die ersten Kaulquappen wurden ab einem Gosnerstadium von 30 vermessen.

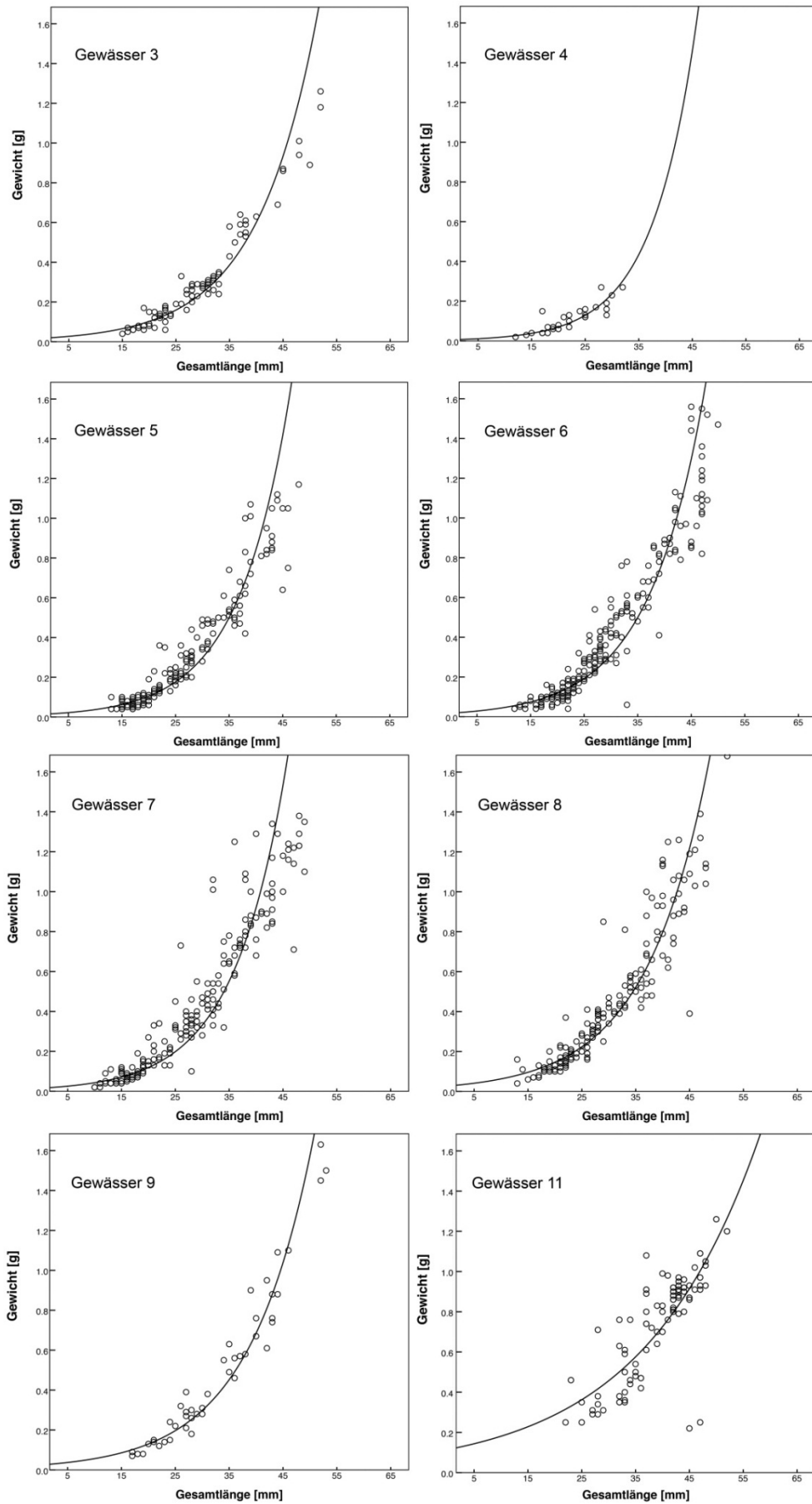


Abb. 69: Gesamtlänge versus Gewicht für *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 24 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 24: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Gesamtlänge [mm] versus Gewicht [g] von *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11 (Abb. 69).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 0.017 * \exp^{(0.088 * x)}$	0.910	82	831.56	<0.001
$y = 0.006 * \exp^{(0.121 * x)}$	0.824	29	135.34	<0.001
$y = 0.013 * \exp^{(0.104 * x)}$	0.898	169	1480.17	<0.001
$y = 0.018 * \exp^{(0.095 * x)}$	0.877	219	1561.22	<0.001
$y = 0.015 * \exp^{(0.102 * x)}$	0.893	191	1598.48	<0.001
$y = 0.027 * \exp^{(0.085 * x)}$	0.892	164	1357.13	<0.001
$y = 0.025 * \exp^{(0.083 * x)}$	0.937	43	634.95	<0.001
$y = 0.102 * \exp^{(0.048 * x)}$	0.554	87	107.99	<0.001

Generell lassen sich keine deutlichen Unterschiede in den Rumpflängen der einzelnen Entwicklungsstadien zwischen den verschiedenen Gewässern erkennen (Abb. 70). Die Streuung der Datenpunkte in Gewässer 9 nahm ab einem Entwicklungsstadium von 38 zu. Die maximal gemessenen Rumpflängen schwanken zwischen 17 mm (Gewässer 3 und 8), 18 mm (Gewässer 5, 6 und 11) und 19 mm (Gewässer 7 und 9).

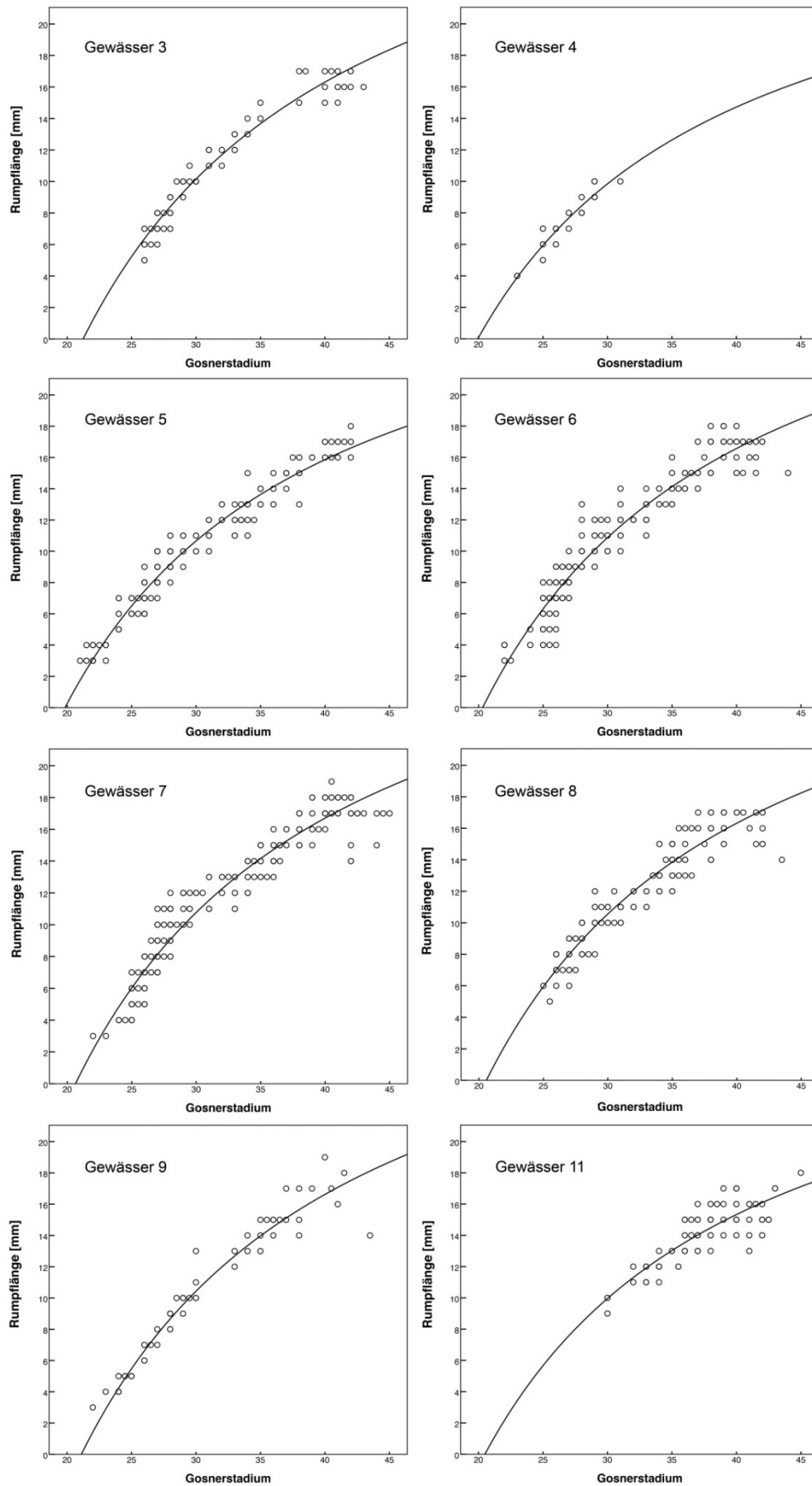


Abb. 70: Gosnerstadium versus Rumpflänge für *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 25 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 25: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Gosnerstadium versus Rumpflänge [mm] von *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11 (Abb. 70).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 34.768 + (- 738.402/ x)$	0.950	92	1758.86	<0.001
$y = 29.350 + (- 585.341/ x)$	0.893	29	242.15	<0.001
$y = 31.466 + (- 624.199/ x)$	0.959	242	5695.71	<0.001
$y = 33.661 + (- 683.810/ x)$	0.931	263	3532.22	<0.001
$y = 34.515 + (- 712.349/ x)$	0.935	246	3558.56	<0.001
$y = 33.616 + (- 691.759/ x)$	0.911	174	1772.88	<0.001
$y = 35.204 + (- 743.246/ x)$	0.964	77	2087.59	<0.001
$y = 31.433 + (- 644.257/ x)$	0.721	109	282.26	<0.001

4.4.2 Konditionsindex - *Rana dalmatina*

Der „Skalierte Konditionsindex“ wurde mittels Kolmogorow-Smirnow Test in SPSS und Shapiro-Wilk-Test in R. Studio auf Normalverteilung überprüft. Da keine Normalverteilung der Daten vorlag, wurde mittels Kruskal-Wallis Test auf Unterschiede in den verschiedenen Gewässern hinsichtlich der Kondition überprüft, mit dem Ergebnis, dass sich mindestens ein Gewässer von den anderen signifikant unterscheidet ($p < 0.001$). Aufgrund von Varianzheterogenität (überprüft mit Bartlett Test in R. Studio) und Nichtnormalverteilung der Daten wurden paarweise Vergleiche mittels Mann-Whitney-U Test gemacht. Alle Gewässer mit Ausnahme von Gewässer 5 und 9 unterscheiden sich signifikant bzw. hoch signifikant voneinander.

Die höchsten Konditionsindices weisen die Springfrosch-Quappen in den Gewässern 7 und 8 auf, die niedrigsten stammen von Kaulquappen in den Gewässern 3 und 4. Es zeigt sich deutlich, dass die Strahlungswerte auf der „Langen Wiese“ viel höher liegen als die, die am Waldrand gemessen wurden. Die höchsten Wassertemperaturen wurden in den Gewässern 6,

7, 8 und 11 gemessen, in welchen sich auch die Kaulquappen durch vergleichsweise höhere Konditionsindices auszeichnen. Gewässer 9 ist trotz kompletter Besonnung durch die Frischwasserzufuhr relativ kühl.

Die niedrigsten Sauerstoffwerte stammen erwartungsgemäß aus den Gewässern im Wald, die sich durch das viele Falllaub, den Boden aus Faulschlamm und das Fehlen von Makrophyten von den Gewässern auf der „Langen Wiese“ unterscheiden. Trotz des niedrigen Sauerstoffgehaltes und der geringen Strahlungswerte in Gewässer 5 sind die Konditionsindices der Kaulquappen vergleichbar mit denen in den Gewässern 9 und 11.

In Abbildung 71 sind die gemessenen Strahlungswerte, Wassertemperaturen und Sauerstoffwerte sowie der Konditionsindex der Springfrosch-Quappen in den Laichgewässern graphisch mittels Boxplots dargestellt.

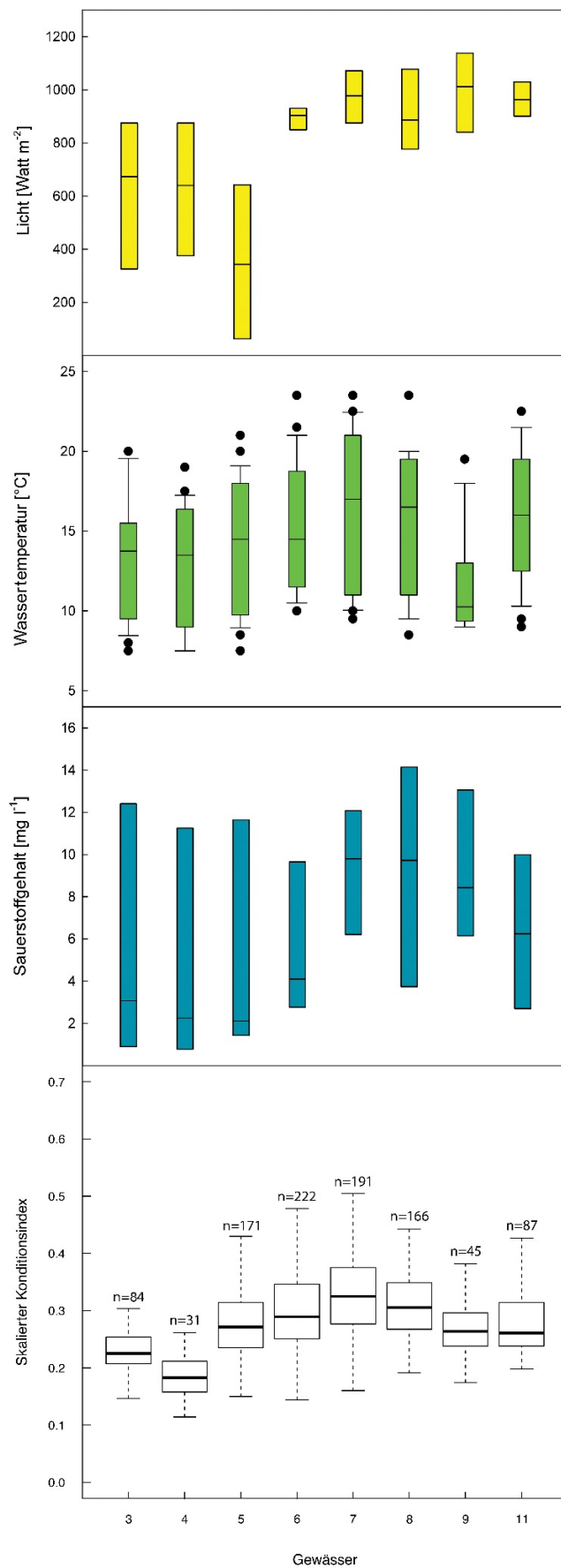


Abb. 71: Sonneneinstrahlung [Watt m⁻²], Wassertemperatur [°C], Sauerstoffgehalt [mg l⁻¹] und skalierter Konditionsindex für *Rana dalmatina* in den Gewässern 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 und 11, ● = Ausreißer.

4.4.3 *Rana temporaria*

Die Larven wuchsen bis zu einer bestimmten Länge und Entwicklungsphase (Metamorphoseklimax), danach hörten sie auf zu fressen und der Schwanz wurde eingeschmolzen. Somit kommt es zu einer Reduktion der Körperlänge der Metamorphlinge und in unmittelbarem Zusammenhang auch zu einem Gewichtsverlust. In Gewässer 2 ist diese Entwicklung am besten nachzuvollziehen. Es wurden hier vergleichsweise die meisten Kaulquappen mit Gosnerstadien über 41 gemessen, ab Tag 70 waren es insgesamt 32 Tiere. In den Reproduktionsgewässern 3, 4 und 6 endete die Datenaufnahme früher, da die meisten Kaulquappen bereits die Metamorphose zum Jungfrosch beendet hatten. Die größten Kaulquappen stammten aus Laichgewässer 6, wobei das längste Individuum mit 52 mm in Laichgewässer 3 zu finden war (Abb. 72). Auffällig in diesem Gewässer war der in Relation zur Rumpflänge lange Schwanz der Tiere. Nebenbei wurden schlecht ausgebildete Zähnchenreihen bei den meisten Grasfrosch-Quappen bemerkt.

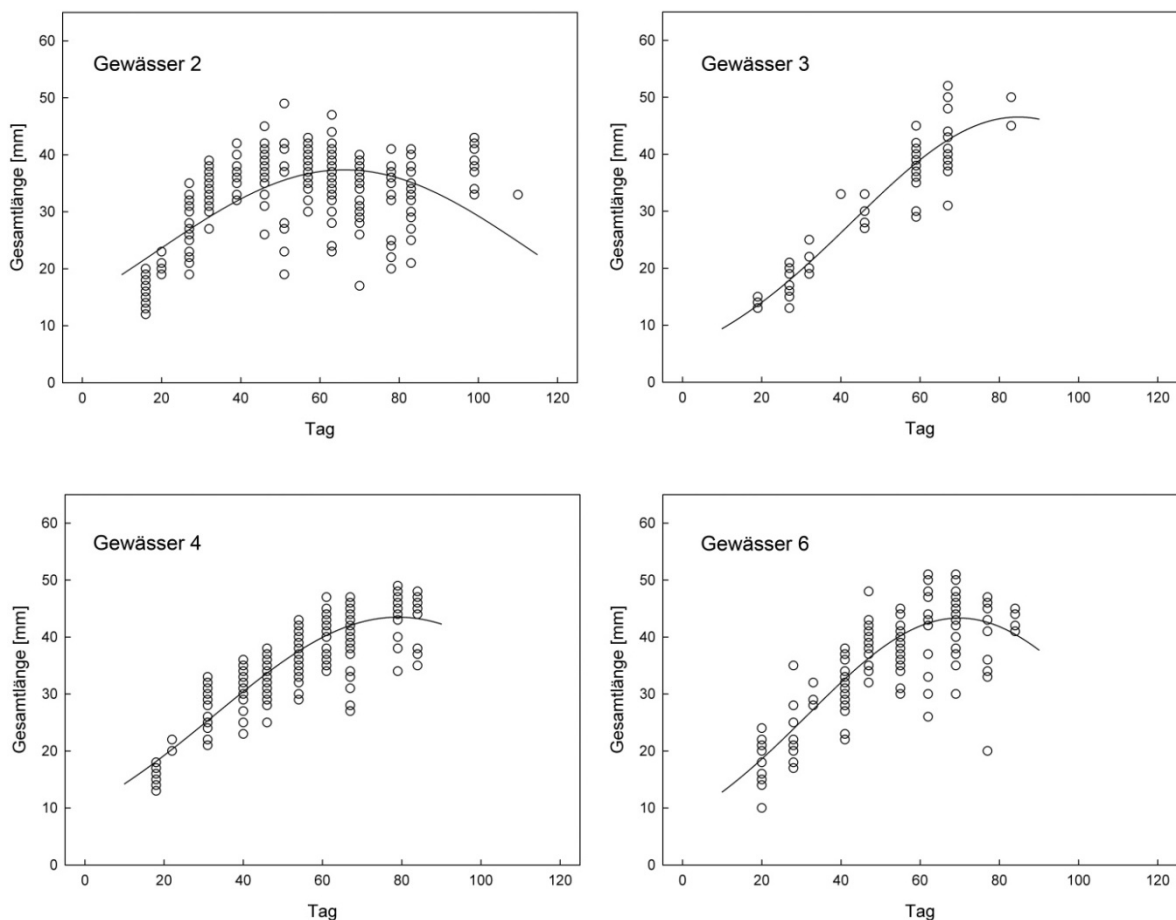


Abb. 72: Zeit versus Gesamtlänge für *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6; Tag 0 = 12. April, Tag 20 = 1. Mai, Tag 40 = 21. Mai, Tag 60 = 10. Juni, Tag 80 = 30. Juni, Tag 100 = 20. Juli.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 26 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 26: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Zeit versus Gesamtlänge [mm] von *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6 (Abb. 72).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 37.3725 * \exp(-0.5((x-66.1977)/48.3021)^2)$	0.486	290	135.21	<0.001
$y = 46.5348 * \exp(-0.5((x-84.7818)/41.8221)^2)$	0.894	81	342.86	<0.001
$y = 43.4955 * \exp(-0.5((x-79.0592)/46.2224)^2)$	0.842	247	658.10	<0.001
$y = 43.3434 * \exp(-0.5((x-69.8107)/38.3051)^2)$	0.709	183	222.52	<0.001

Bei der Gewichtszunahme fällt auf, dass die Kaulquappen in Gewässer 6 schwerer waren als in den anderen Gewässern. Beim Vergleich der Regressionskurven der Gewässer 2 und 6 ist deutlich zu sehen, dass die Kurve in Gewässer 6 viel steiler ausfällt (Abb. 73).

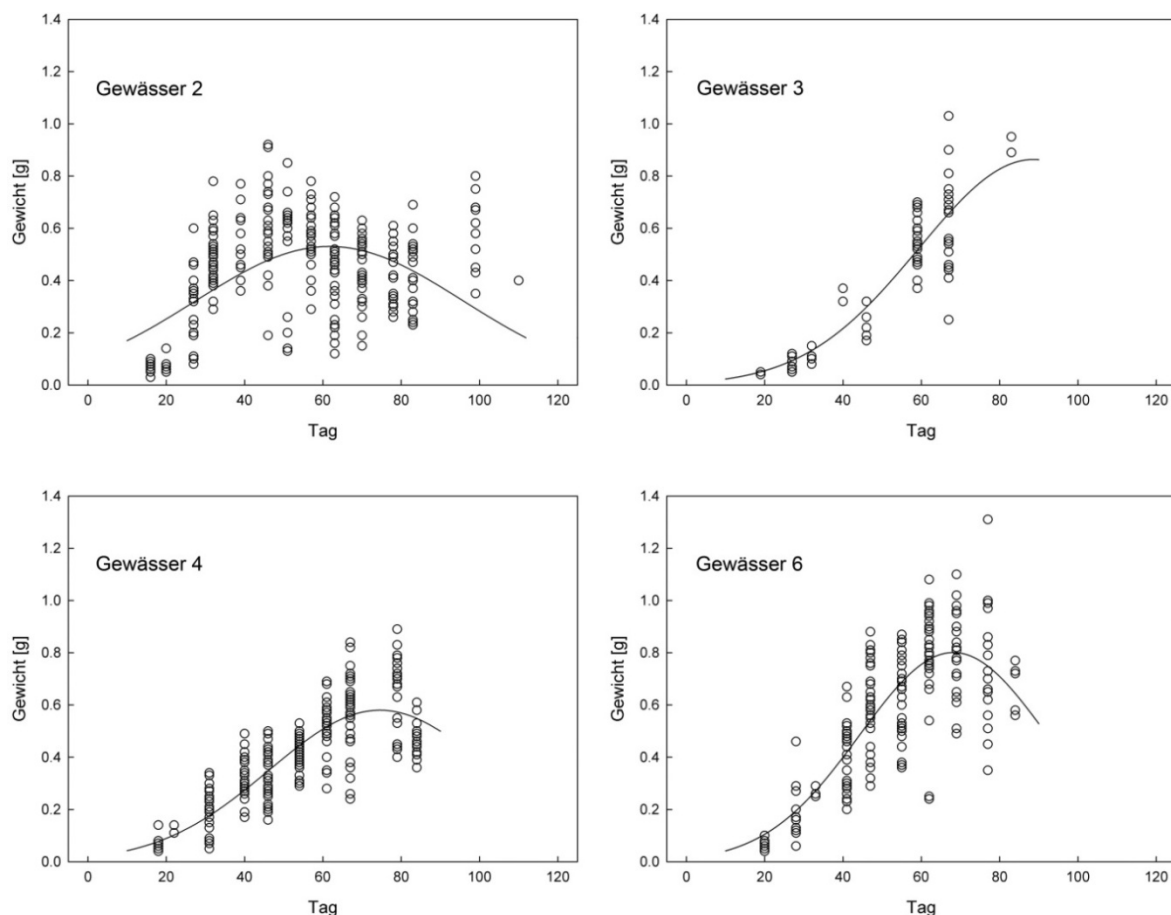


Abb. 73: Zeit versus Gewicht für *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6; Tag 0 = 12. April, Tag 20 = 1. Mai, Tag 40 = 21. Mai, Tag 60 = 10. Juni, Tag 80 = 30. Juni, Tag 100 = 20. Juli.

Alle Regressionen waren hoch signifikant und sind in Tabelle 27 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 27: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Zeit versus Gewicht [g] von *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6 (Abb. 73).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 0.5307 * \exp(-0.5((x-61.6655)/34.2255)^2)$	0.320	290	68.32	<0.001
$y = 0.8636 * \exp(-0.5((x-88.6336)/29.2405)^2)$	0.824	81	190.43	<0.001
$y = 0.5801 * \exp(-0.5((x-74.5616)/28.2234)^2)$	0.750	246	361.09	<0.001
$y = 0.8010 * \exp(-0.5((x-68.1931)/23.9203)^2)$	0.667	183	182.84	<0.001

Abbildung 74 lässt erkennen, dass die Datenpunkte der Entwicklungsstadien weit um die Kurve streuen. Es konnten nach 78 Tagen (1. Tag ist der 12. April) in Gewässer 2 noch immer Grasfrosch-Quappen mit einem Gosnerstadium unter 30 gekeschert werden, während am selben Tag Larven in Metamorphoseklimax vermessen wurden. In den Gewässern 3, 4 und 6 streuen die Datenpunkte deutlich weniger, was durch die zeitlich kürzere Schlüpfperiode zu erklären ist. Durch die länger anhaltende Laichperiode konnte in Gewässer 2 noch am 30. Juli ein Individuum mit einem Gosnerstadium von 39 gefangen werden, während in den Gewässern 4 und 6 Ende Juni, Anfang Juli mehrheitlich Jungfrösche anzutreffen waren.

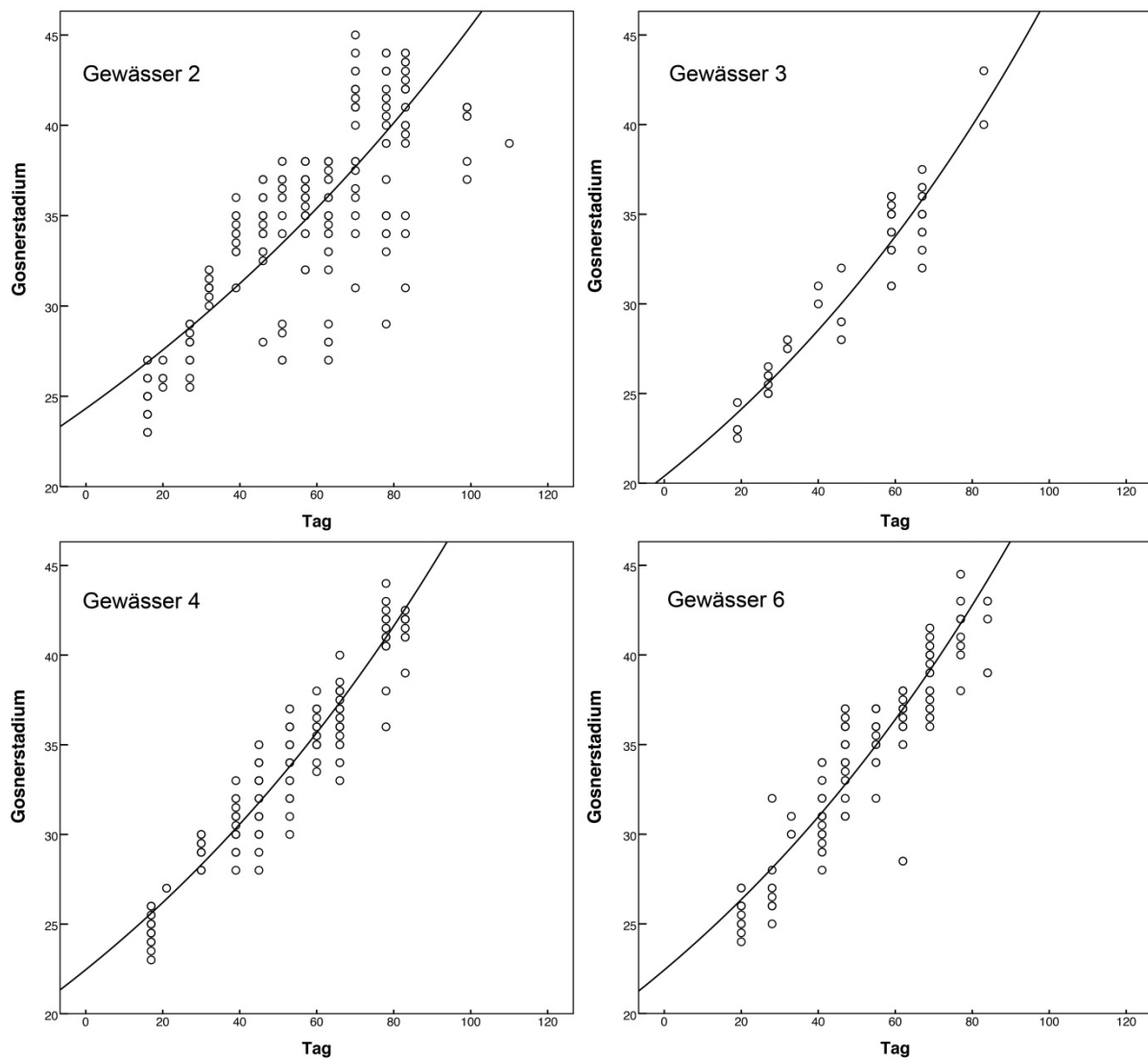


Abb. 74: Zeit versus Gosnerstadium für *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6; Tag 0 = 12. April, Tag 20 = 1. Mai, Tag 40 = 21. Mai, Tag 60 = 10. Juni, Tag 80 = 30. Juni, Tag 100 = 20. Juli.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 28 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 28: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Zeit versus Gosnerstadium von *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6 (Abb. 74).

Regressionsgleichung	r^2	FG	F	p-Wert
$y = 24.324 * \exp^{(0.006 * x)}$	0.733	291	799.10	<0.001
$y = 20.393 * \exp^{(0.008 * x)}$	0.919	82	926.88	<0.001
$y = 22.454 * \exp^{(0.008 * x)}$	0.927	248	3152.12	<0.001
$y = 22.428 * \exp^{(0.008 * x)}$	0.846	184	1010.56	<0.001

Im Vergleich zu den anderen Gewässern ist erkenntlich, dass die Kaulquappen des Grasfrosches in Gewässer 4 bei gleicher Körperlänge leichter waren als Kaulquappen in anderen Gewässern. In Laichgewässer 2 erreichen die Tiere eine vergleichsweise geringere Gesamtlänge. Die meisten Larven in Gewässer 3 hatten bei einer Gesamtlänge zwischen 35 mm und 45 mm ein Gewicht zwischen 0,4 g und 0,75 g; in Gewässer 6 wiesen die Tiere im gleichen Intervall deutlich höhere Gewichtswerte auf (bis 0,9 g) und unterscheiden sich somit signifikant von denen in Gewässer 3 (Mann-Whitney-U; $p < 0.001$) (Abb. 75).

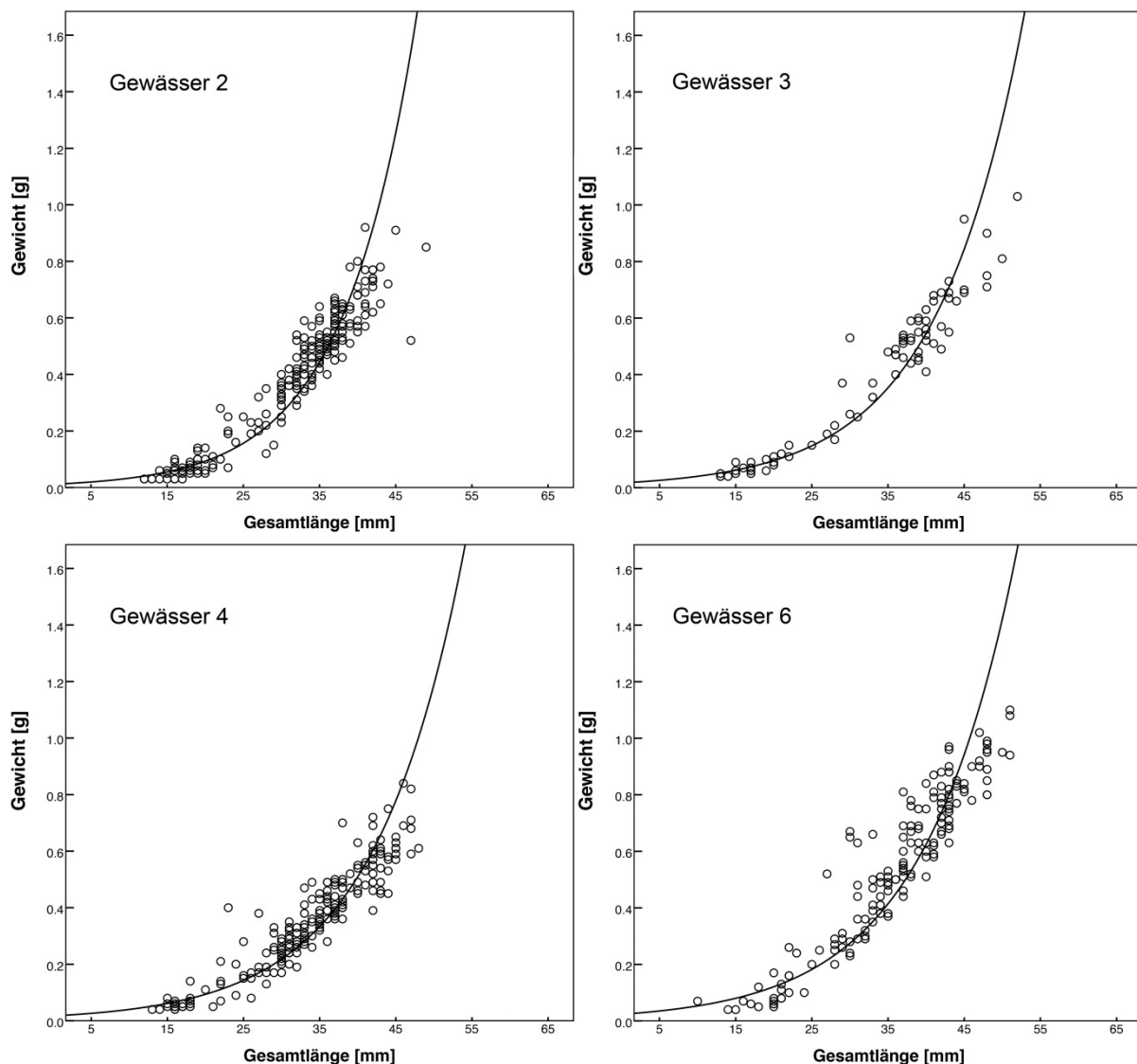


Abb. 75: Gesamtlänge versus Gewicht für *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6.

Alle Längen-Gewichts- Regressionen waren hoch signifikant ($p < 0.001$) und wurden am besten mit einer exponentiellen Funktion beschrieben (Tab. 29). Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 29 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 29: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Gesamtlänge [mm] versus Gewicht [g] von *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6 (Abb. 75).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 0.012 * \exp^{(0.104 * x)}$	0.907	240	2328.70	<0.001
$y = 0.017 * \exp^{(0.087 * x)}$	0.948	81	1463.07	<0.001
$y = 0.017 * \exp^{(0.085 * x)}$	0.892	215	1782.41	<0.001
$y = 0.023 * \exp^{(0.082 * x)}$	0.861	163	1005.46	<0.001

Im direkten Vergleich der Grasfrosch-Quappen in den Gewässern 2, 4 und 6 wogen Kaulquappen in Gewässer 6 am meisten, was in Abbildung 76 bei Gosnerstadium 37 deutlich zu erkennen ist. Bei einem Entwicklungsstadium 37 nach GOSNER (1960) unterscheiden sich sowohl die Gewässer 2 und 6 als auch die Gewässer 4 und 6 hoch signifikant voneinander (Mann-Whitney-U; $p < 0.001$).

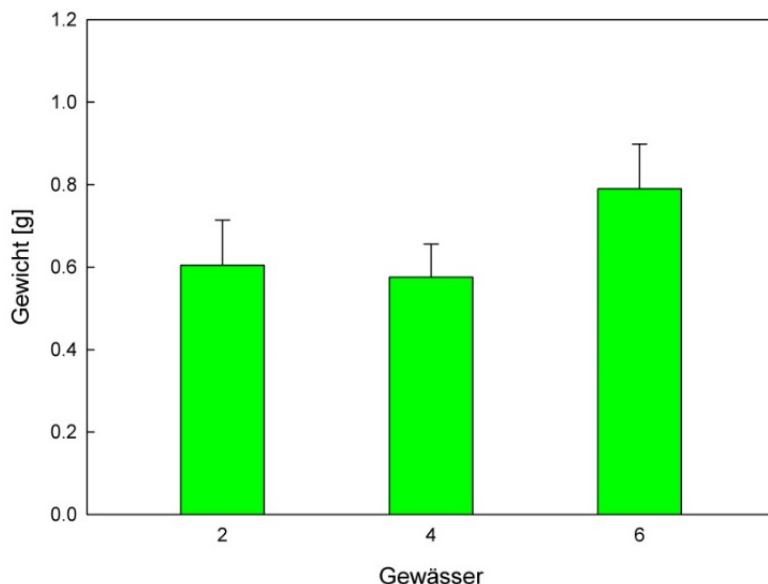


Abb. 76: Gewichtsvergleich von Grasfrosch-Quappen in den Gewässern 2,4 und 6 bei Gosnerstadium 37.

In Gewässer 2 umfasst Gosnerstadium 34 Rumpflängen von 9 mm bis 15 mm. Die größte Streuung tritt bei einer Rumpflänge von 13 mm auf, die Gosnerstadien von 29 bis 43 mit

erschließt. Die maximale Rumpflänge von 18 mm konnte bei den Gosnerstadien von 31 und 32 gemessen werden. In Gewässer 6 wurde eine Rumpflänge von 18 mm erst bei späteren Entwicklungsstadien (42 und 43) gemessen.

Die maximale Rumpflänge der Grasfrosch-Quappen in Gewässer 3 beträgt 15 mm und ist somit 2 mm geringer als in Gewässer 4 und 3 mm geringer als in den Gewässern 2 und 6 (Abb. 77).

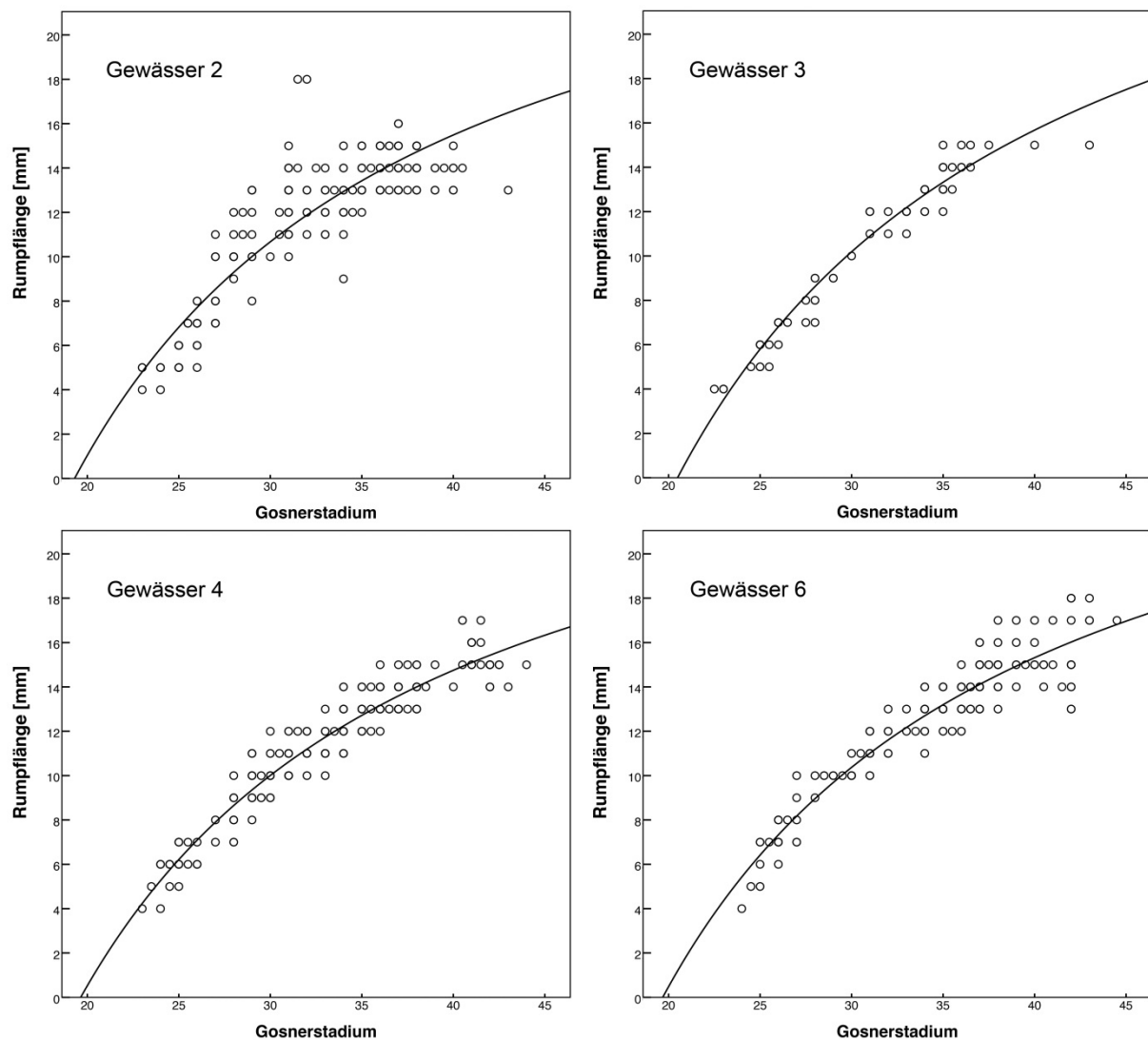


Abb. 77: Gosnerstadium versus Rumpflänge für *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 30 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 30: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Gosnerstadium versus Rumpflänge [mm] von *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6 (Abb. 77).

Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
$y = 29.939 + (- 578.013/ x)$	0.800	240	960.22	<0.001
$y = 32.137 + (- 658.493/ x)$	0.963	82	2163.11	<0.001
$y = 28.974 + (- 569.002/ x)$	0.929	248	3255.54	<0.001
$y = 30.152 + (- 593.452/ x)$	0.896	184	1592.43	<0.001

4.4.4 Konditionsindex - *Rana temporaria*

Strahlungswerte und Wassertemperaturen waren ebenso wie die Konditionsindices in den Gewässern 2 und 6 am höchsten. Die niedrigeren Konditionsindices wiesen die Grasfrosch-Quappen in Gewässer 4 auf. Mit Ausnahme der Gewässer 2 und 6 unterscheiden sich alle Gewässer hoch signifikant (Mann-Whitney-U; $p < 0.001$).

Der niedrigste Sauerstoffgehalt war in den Gewässer 3 und 4 zu finden, die auch die Kaulquappen mit den niedrigsten Konditionsindices beherbergten. Der Median des Sauerstoffgehalts in Gewässer 6 war deutlich niedriger als in Gewässer 2, doch zeigte dies keine Wirkung auf den Konditionsindex (Abb. 78).

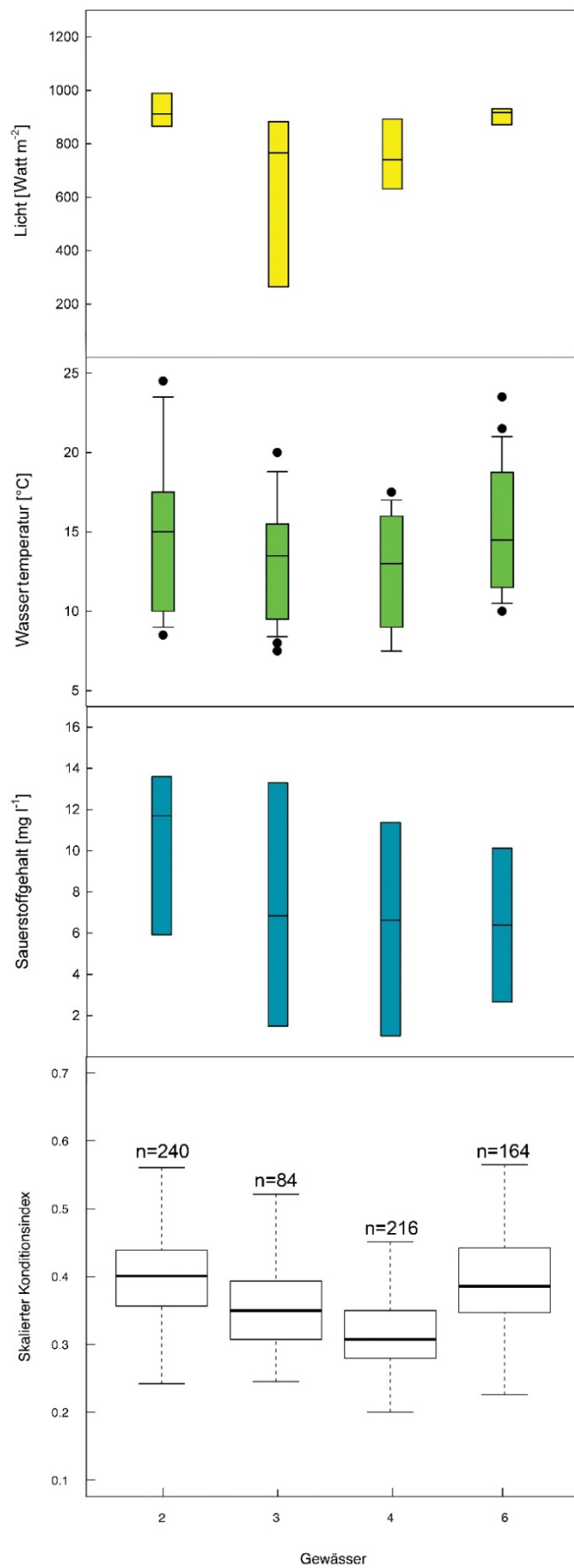


Abb. 78: Sonneneinstrahlung [Watt m⁻²], Wassertemperatur [°C], Sauerstoffgehalt [mg l⁻¹] und „Skalierter Konditionsindex“ für *Rana temporaria* in den Gewässern 2, 3, 4 und 6, ● = Ausreißer.

4.4.5 *Bufo bufo*

Es konnten in Gewässer 2 insgesamt 342 Erdkröten-Quappen vermessen und gewogen werden. Noch nach 110 Tagen (30. Juli) wurden junge Kaulquappen vermessen, die zu diesem Zeitpunkt die Prämetamorphose durchmachten, während sich die ersten Tiere bereits nach 70 Tagen im Metamorphoseklimax befanden.

Die maximal erreichte Rumpflänge betrug bei einem Gosnerstadium von 36, 12 mm. Im Vergleich zu den Braunfrosch-Quappen streuen die gemessenen Rumpflängen der Erdkröten-Quappen deutlich mehr. Eine Rumpflänge von 8 mm trat bei Kaulquappen mit Entwicklungsstadien von 27 (Prämetamorphose) bis 45 (Metamorphoseklimax) auf.

Nur wenige Erdkröten-Quappen wogen über 0,3 g, die meisten Kaulquappen zwischen 20 mm und 25 mm waren von 0,08 g bis 0,2 g schwer. Beispielsweise wogen bei einer Gesamtlänge von 22 mm manche Tiere mehr als doppelt so viel wie andere. Weniger Varianz als beim Gewicht trat bei der Gesamtlänge der Kaulquappen auf (Abb. 79 a-e).

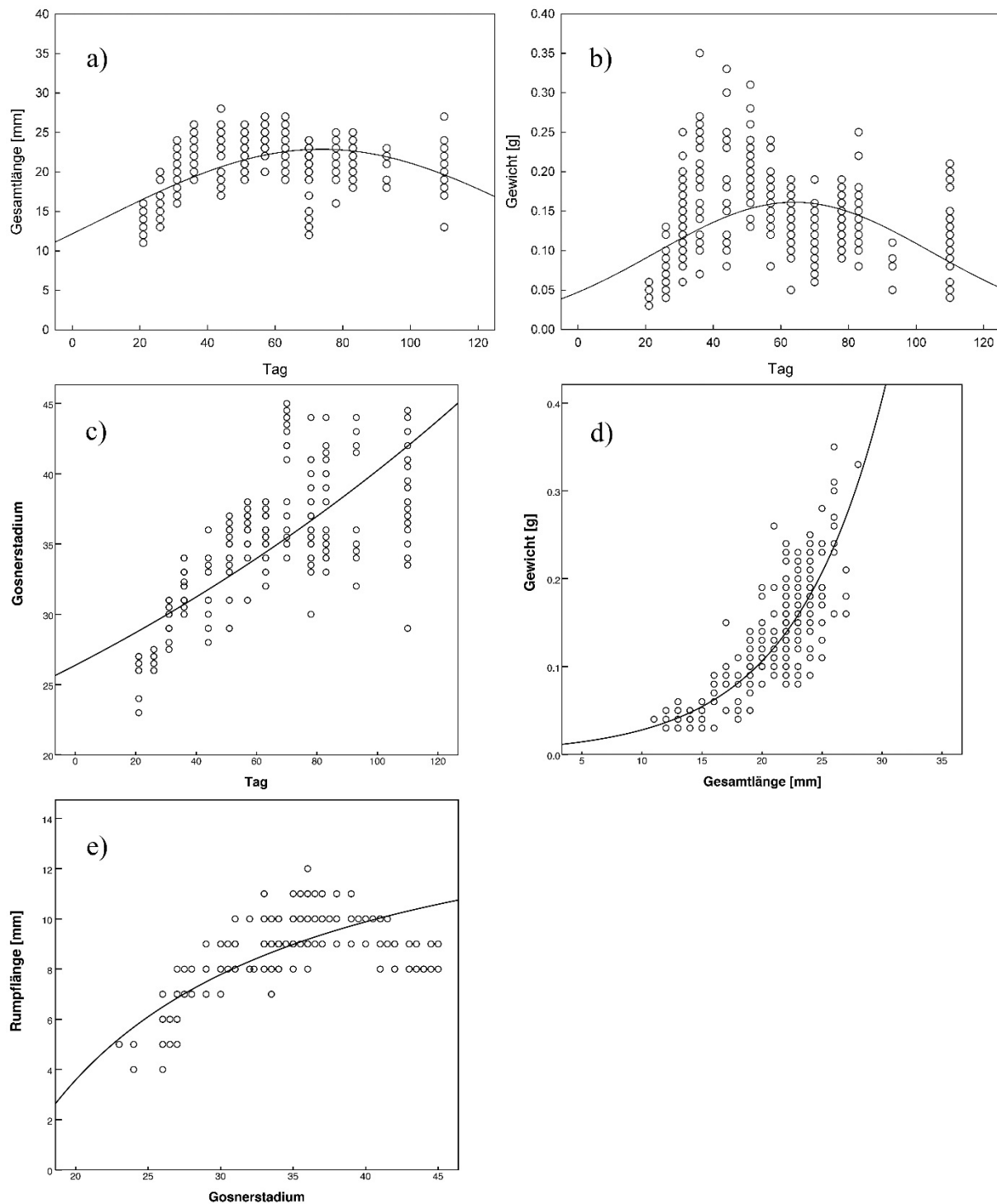


Abb. 79 a-e: Wachstum und Entwicklung für *Bufo bufo* in Gewässer 2; [a (Zeit/ Gesamtlänge), b (Zeit/ Gewicht), c (Zeit/ Gosnerstadium), d (Gesamtlänge/ Gewicht), e (Gosnerstadium/ Rumpflänge)].

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 31 zusammengefasst dargestellt. Die beste Korrelation ergab sich für die Beziehung zwischen der Körperlänge und dem Gewicht der Kaulquappen (Tab. 31).

Tab. 31: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für *Bufo bufo* in Gewässer 2 (Abb. 79 a-e).

	Regressionsgleichung	r²	FG	F	p-Wert
a	$y = 22.8837 * \exp(-0.5((x-73.7653)/65.6234)^2)$	0.369	339	98.96	<0.001
b	$y = 0.1612 * \exp(-0.5((x-63.9205)/40.8087)^2)$	0.206	329	42.76	<0.001
c	$y = 26.375 * \exp^{(0.004 * x)}$	0.554	340	422.54	<0.001
d	$y = 0.007 * \exp^{(0.134 * x)}$	0.789	289	1081.44	<0.001
e	$y = 16.183 + (-252.021/x)$	0.521	340	369.20	<0.001

4.4.6 *Pelophylax ridibundus*

Die meisten Seefrosch-Quappen wurden in Gewässer 8 gewogen und vermessen (n=200), während die Abundanzen in den übrigen Gewässern nur sehr gering waren. Im Vergleich zu den Braunfrosch-Quappen sind die Kaulquappen des Seefrosches generell viel größer und schwerer. Das größte Individuum war 76 mm lang und die Kopf-Rumpflänge betrug fast 30 mm. Die große Spannweite der Entwicklungsstadien, gemessen an einem Tag, lassen auf eine längere Laichperiode schließen, wie es für den Seefrosch typisch ist (Abb. 80 a-e). Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl der Seefrosch-Quappen in den Gewässern 7, 9, 10, 11 und 16 wird hier nur deskriptiv auf die Biometrie und die Entwicklung der Kaulquappen eingegangen.

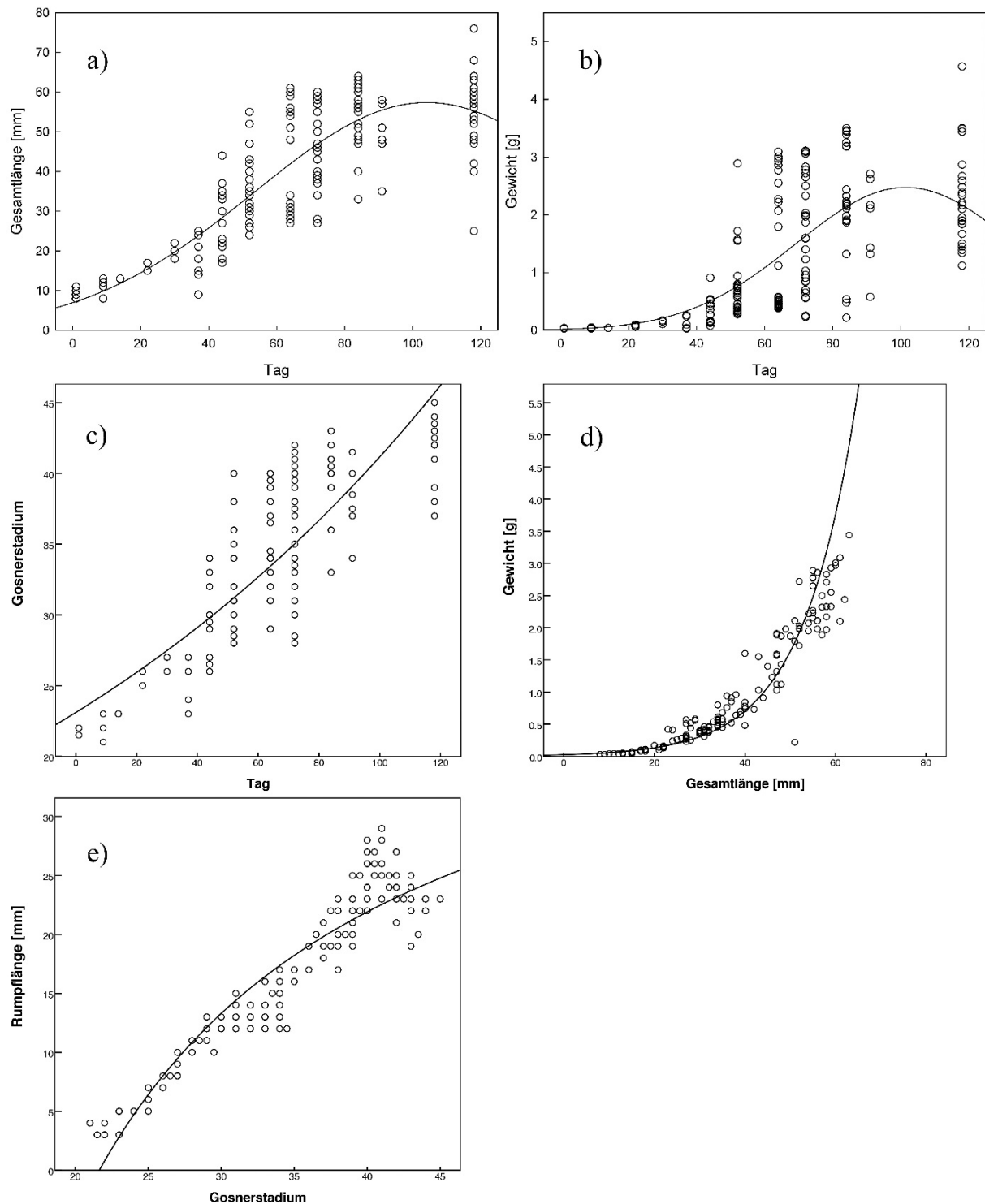


Abb. 80 a-e: Wachstum und Entwicklung für *Pelophylax ridibundus* in Gewässer 8; [a (Zeit/ Gesamtlänge), b (Zeit/ Gewicht), c (Zeit/ Gosnerstadium), d (Gesamtlänge/ Gewicht), e (Gosnerstadium/ Rumpflänge)].

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 32 zusammengefasst dargestellt. Die beste Korrelation ergab sich für die Beziehung Gesamtlänge versus Gewicht (Tab. 32).

Tab. 32: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für *Pelophylax ridibundus* in Gewässer 8 (Abb. 80 a-e).

	Regressionsgleichung	r ²	FG	F	p-Wert
a	$y = 57.3825 * \exp (-0.5((x-104.1656)/ 50.7492)^2)$	0.694	197	223.74	<0.001
b	$y = 2.4760 * \exp (-0.5((x-101.4285)/ 32.2828)^2)$	0.489	197	94.36	<0.001
c	$y = 23.101 * \exp^{(0.006 * x)}$	0.752	197	596.71	<0.001
d	$y = 0.025 * \exp^{(0.084 * x)}$	0.920	158	1818.82	<0.001
e	$y = 47.737 + (- 1033.032/ x)$	0.881	197	1455.37	<0.001

In Gewässer 7 wurde von 37 Kaulquappen Größe, Gewicht und Gosnerstadium bestimmt. Die ersten Messungen erfolgten am 15. Mai, ab einem Gosnerstadium von 21. Die letzte Messung erfolgte am 8. August. Neun Kaulquappen erreichten eine Gesamtlänge von über 7 cm, zwei davon waren sogar über 8 cm lang. Diese wogen 6,66 g bzw. 7,45 g. Mit Ausnahme von Gewässer 10 wogen in keinem anderen Laichbiotop Seefrosch-Quappen über 6 g.

Insgesamt 40 Kaulquappen wurden in Gewässer 9 gekeschert. Acht Tiere wurden in diesem Gewässer über 7 cm lang. Die schwerste Quappe (4,25 g) wies eine Gesamtlänge von 78 mm auf und befand sich in Gosnerstadium 40. Am 1. Juli wurde die erste Larve vermessen, die sich zu dem Zeitpunkt in Entwicklungsstadium 26 nach GOSNER befand. Am 4. September wurde zum letzten Mal gemessen. Alle Seefrosch-Quappen befanden sich zu diesem Zeitpunkt in Metamorphoseklimax.

Vier der 33 gewogenen und vermessenen Kaulquappen in Gewässer 10 wurden über 8 cm lang. Das schwerste Individuum wog bei einer Gesamtlänge von 85 mm in Gosnerstadium 40, 7,48 g. Die Messungen begannen am 30. Juli und endeten am 6. August.

In Tümpel 11 konnten 28 Kaulquappen von *Pelophylax ridibundus* morphometrisch beschrieben werden. Die ersten Kaulquappen wurden am 15. Mai vermessen, vier Tage nachdem die ersten Quappen in Gewässer 8 abgemessen wurden, die letzten am 5. Juli. Der Tümpel trocknete noch im Juli aus und nicht alle Larven schafften die Metamorphose zum Jungfrosch.

Im kleinen Gewässer 16 konnten 30 Tiere gefangen werden, wobei zu erwähnen ist, dass alle Kaulquappen im Juli vermessen wurden. Die Entwicklungsstadien, in denen sich die Kaulquappen befanden, reichten von Prämetamorphose bis Ende Prometamorphose.

Vergleicht man dieses Gewässer mit den anderen Laichgewässern des Seefrosches, fällt auf, dass die Tiere bei gleichem Entwicklungsstand deutlich kleiner und leichter waren.

Für *Pelophylax ridibundus* wurde ebenso ein skaliertes Konditionsindex berechnet, um die verschiedenen Gewässer miteinander zu vergleichen (Abb. 81).

Aufgrund einer Nichtnormalverteilung der Daten wurde ein Kruskal-Wallis-H Test angewendet. Es wurden paarweise Vergleiche mittels Mann-Whitney-U Test durchgeführt. Gewässer 9 unterschied sich signifikant von allen anderen Gewässern (Mann-Whitney U; $p < 0.05$). Ebenso wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den Gewässern 8 und 11 gefunden (Mann-Whitney U; $p < 0.05$). Kein signifikanter Unterschied besteht zwischen den Gewässern 7 und 8, sowie zwischen den Gewässern 8 und 16 sowie 9 und 16. Die höchsten Konditionsindices wiesen Seefrosch-Quappen in Gewässer 11 auf (Abb. 81).

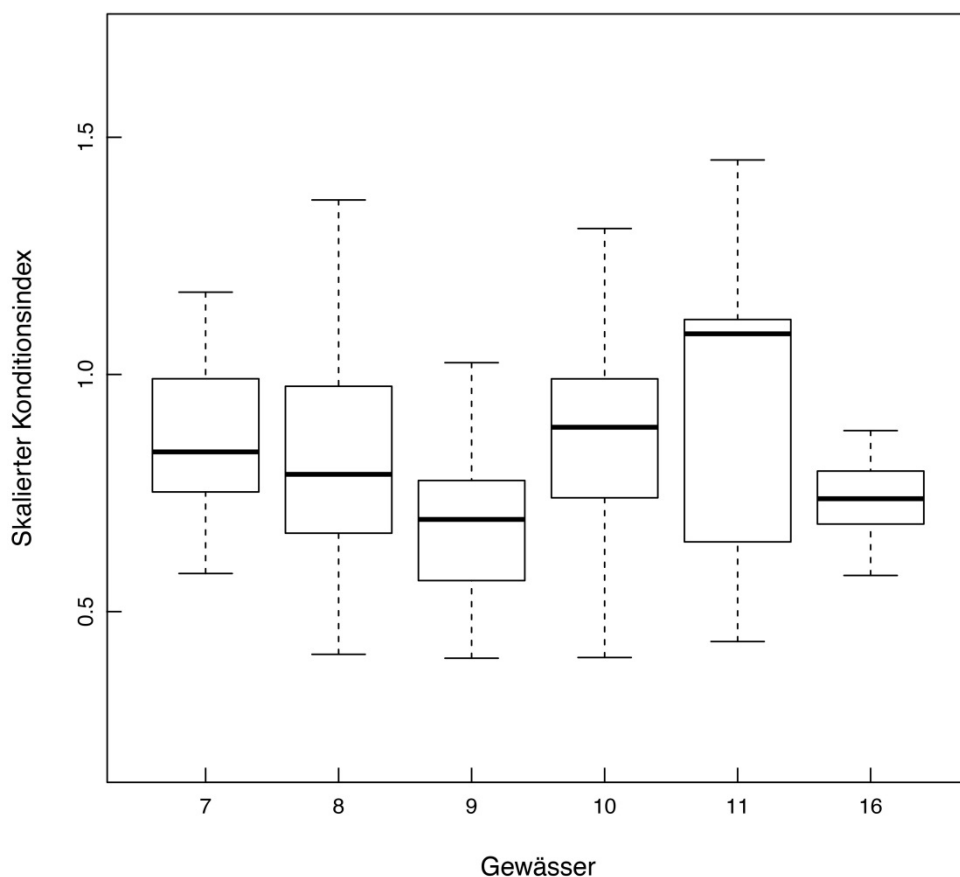


Abb. 81: Skaliertes Konditionsindex für *Pelophylax ridibundus* in den Gewässern 7, 8, 9, 10, 11 und 16.

4.4.7 *Lissotriton vulgaris*

In den Laichgewässern 7, 9, 10 und 11 ließen sich die Teichmolchlarven hinsichtlich ihrer Größe und des Gewichts gut miteinander vergleichen. Die meisten Teichmolchlarven wurden in Gewässer 7 vermessen (n=116), die wenigsten in Gewässer 9 (n=42). In Gewässer 10 und 11 wurden 72 bzw. 75 Tiere vermessen. Es war ein deutlicher Unterschied zwischen den Gewässern zu erkennen (Abb. 82). Die Teichmolchlarven der Gewässer 9, 10 und 11 wiesen höhere Längen- und Gewichtswerte auf als die Larven in Gewässer 7. Gerade zwischen 30 mm und 40 mm Länge schwanken die Gewichtswerte der Larven extrem in den unterschiedlichen Gewässern. Der Tag der letzten Messungen in den Reproduktionsgewässern 7 und 10 war der 6. August, da die meisten Tiere bereits metamorphosierten, in Gewässer 9 der 4. September und in Tümpel 11 war es bereits der 5. Juli. Aufgrund der frühen Austrocknung des Tümpels schienen sich die Teichmolchlarven in diesem Gewässer schneller zu entwickeln und früher die Metamorphose zu erreichen. In Gewässer 8 konnte bei 16 Teichmolchlarven Gewicht, Gesamtlänge, Rumpflänge gemessen werden, in Gewässer 16 waren es nur 8 Larven. Deswegen wurden keine Regressionen für diese beiden Gewässer erstellt.

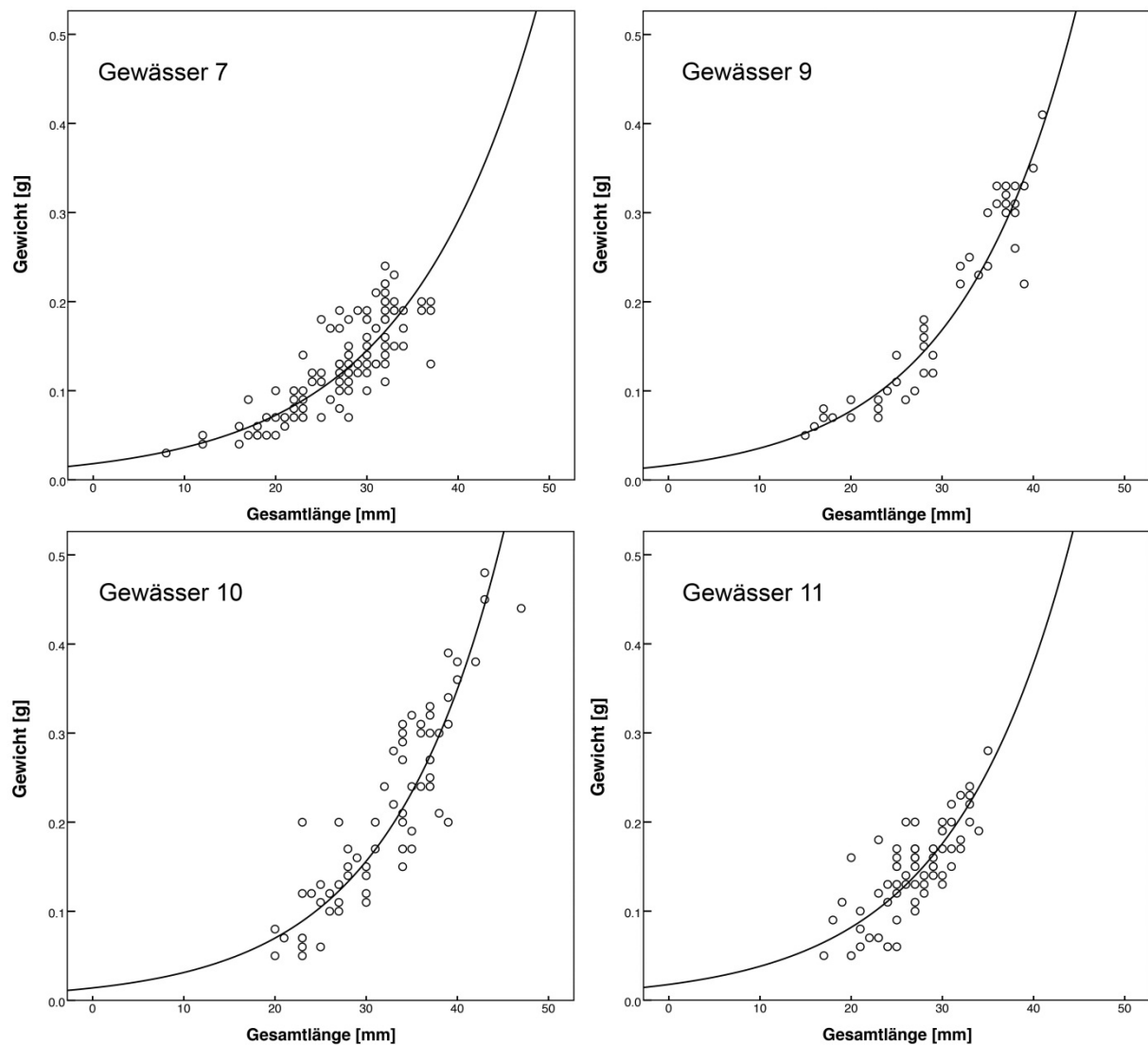


Abb. 82: Gesamtlänge versus Gewicht für *Lissotriton vulgaris* in den Gewässern 7, 9, 10 und 11.

Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tabelle 33 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 33: Zusammenfassung der Regressionsgleichungen für die Beziehung Gesamtlänge [mm] und Gewicht [g] von *Lissotriton vulgaris* in den Gewässern 7, 9, 10 und 11 (Abb. 82).

Regressionsgleichung	r^2	FG	F	p-Wert
$y = 0.018 * \exp^{(0.069 * x)}$	0.755	112	346.05	<0.001
$y = 0.016 * \exp^{(0.078 * x)}$	0.925	40	492.55	<0.001
$y = 0.014 * \exp^{(0.080 * x)}$	0.805	67	276.97	<0.001
$y = 0.018 * \exp^{(0.077 * x)}$	0.596	72	106.13	<0.001

Vergleicht man die Konditionsindices der Larven aus den Gewässern 7, 9, 10 und 11, so weisen die Teichmolchlarven in Gewässer 7 niedrigere Indices auf (Abb. 83). Zwischen den Gewässern 9 und 11 sowie 10 und 11 besteht kein signifikanter Unterschied. Gewässer 7 unterscheidet sich signifikant von Gewässer 10 (Mann-Whitney-U; $p < 0.05$) und hoch signifikant von den Gewässern 9 und 11 (Mann-Whitney-U; $p < 0.001$).

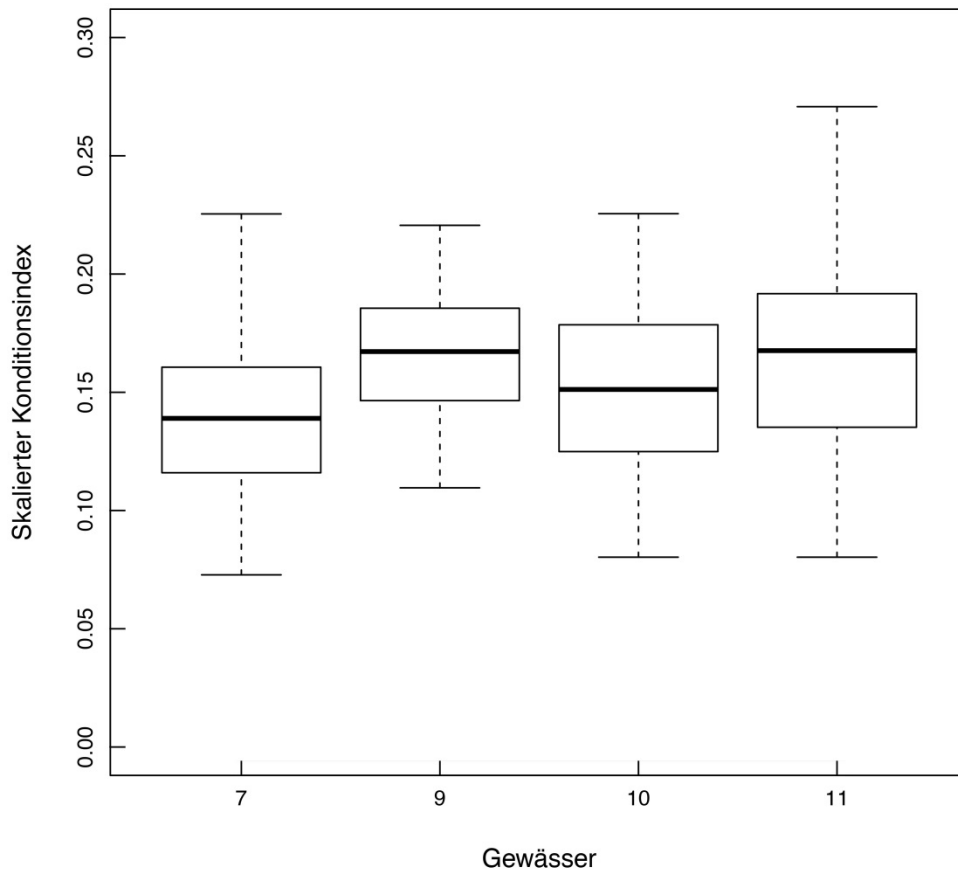


Abb. 83: Skalierter Konditionsindex für *Lissotriton vulgaris* in den Gewässern 7, 9, 10 und 11.

4.4.8 *Triturus carnifex*, *Ichthyosaura alpestris*

Durch die geringe Stichprobenanzahl von Kammmolch- und Bergmolchlarven konnten nicht genügend Messungen vorgenommen werden, um die Daten auszuwerten. Die meisten Kammmolchlarven wurden im Fortpflanzungsgewässer 7 vermessen. Die größten Exemplare wurden über 7 cm lang und wogen über 1,5 g. Ähnlich Gewässer 7 wurden auch in Gewässer 8 Gesamtlängen über 7 cm gemessen. Eine Kammmolchlarve wog bei einer Gesamtlänge von

78 mm ein Gewicht von 3,17 g. Die meisten Bergmolchlarven stammten aus Laichgewässer 7, jedoch war die Fangdichte der Tiere meist sehr gering. Aufgrund dieser Tatsachen konnten keine aussagekräftigen Vergleiche angestellt werden.

4.4.9 *Hyla arborea*

Während der gesamten Datenerhebung konnten nur sechs Laubfrosch-Quappen gekeschert werden, obwohl in Gewässer 7 mehrere Gelege gezählt wurden. Alle gefangenen Kaulquappen des Laubfrosches wiesen Verletzungen am Schwanz oder an den Beinen auf. Zuletzt wurde am 6. August eine Kaulquappe vermessen, die sich zu diesem Zeitpunkt in Gosnerstadium 38 befand und bei einer Gesamtlänge von 33 mm 0,9 g schwer war.

5 Diskussion

5.1 Zum Untersuchungsgebiet

Besonders hervorzuheben ist die Artenvielfalt der Amphibien im Umfeld der Exelbergstraße: Von insgesamt 21 in Österreich vorkommenden Amphibienarten konnten im Untersuchungsgebiet acht Arten nachgewiesen werden, darunter besitzen die vier Arten Europäischer Laubfrosch (*Hyla arborea*), Alpen-Kammolch (*Triturus carnifex*), Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*) und Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) laut Rote Liste Wien (2013) den Status „stark gefährdet“. Umso wichtiger ist das Vorhandensein von ökologisch intakten Laichgewässern im Gebiet der MA 49, das direkt an die stark befahrene Straße anschließt. Wegen der ungewöhnlich hohen Anzahl von Laichgewässern auf sehr engem Raum würde man sich keine große Heterogenität dieser Gewässer erwarten. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass diese Gewässer die verschiedensten Ansprüche der Amphibien als Laichgewässer erfüllen. Von schattigen, wenig strukturierten, seichten Gewässern unterschiedlicher Größe bis hin zu vollkommen besonnten, reich strukturierten, temporären oder permanenten Gewässern ist das gesamte Spektrum abgedeckt. Von den 14 Gewässern, die 2012 im Untersuchungsgebiet vorzufinden waren, wurden ausnahmslos alle Gewässer von den vorkommenden Amphibienarten zur Reproduktion genutzt. Im Unterschied zu anderen nahe gelegenen Laichgewässern (z.B. Schwarzenbergpark) sind die Gewässer nicht öffentlich zugänglich und somit der Einfluss von Mensch und Hund nur sehr gering. Ebenso konnte in keinem der untersuchten Gewässer Fischbesatz nachgewiesen werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit unterstreichen die ökologische Bedeutung der Exelberg-Gewässer für Amphibien und andere aquatische Tier- und Pflanzenarten.

5.2 Wanderdaten vom Amphibienschutzzaun Exelbergstraße

Amphibien betreiben regelmäßig Wanderungen zwischen ihren Landlebensräumen und ihren Laichbiotopen (GRESSLER 1997, CABELA et al. 2001, KYEK & WITTMANN 2004). Die Wanderung von Amphibien zu ihren Laichgewässern wird durch das Bestreben bestimmt, die kürzeste Strecke zum Ziel zu wählen, um das Risiko von Prädatoren und Austrocknung zu minimieren (SINSCH 2006). Dabei werden oftmals dieselben Wege auf eng begrenzten Wanderkorridoren genutzt (KYEK & WITTMANN 2004). Bei der Anwanderung ans

Laichgewässer werden von *Bufo bufo* offene Stellen als Weg des geringsten Widerstandes bevorzugt, sobald sich diese ungefähr auf ihrer Wanderoute befinden (HEUSSER 1960). Oft werden dabei stark befahrene Straßen überquert. Aufgrund ihrer langsamen Fortbewegung ist der Straßenverkehr besonders gefährlich für Amphibien. Droht Gefahr, neigen sie eher zu Immobilität und verbleiben so noch länger auf der Straße (PUKY 2005).

Erdkröten zeigen eine lebenslange Treue zu ihrem Laichgewässer (HEUSSER 1969, DICK & SACKL 1988). HEUSSER (1969) stellte fest, dass die Tiere immer aus derselben Richtung in ihr Laichgebiet einwandern. Der Sommerlebensraum der Erdkröten ist in der Regel nicht weiter als 2000 m vom Laichbiotop entfernt (HEUSSER 1968 b). Dass Kröten nur bei Nacht wandern (HEUSSER 1969), konnte nicht bestätigt werden, da einerseits ein Erdkrötenmännchen beim Anwandern an Laichgewässer 2 und andererseits ein Weibchen beim Verlassen desselben Laichgewässers unter Tags beobachtet werden konnte. Tagwanderungen von Erdkröten sind auch aus Großbritannien bekannt (GITTINS 1983).

Die ersten vom Amphibienschutz Wienerwald erfassten Wanderdaten vom Amphibienzaun an der Exelbergstraße für das Jahr 2012 liegen für den 28. Februar vor. Sowohl Grasfrösche als auch Springfrösche konnten bei den Begehungen am Amphibienschutzzaun am Abend des 28. und 29. Februars 2012 erhoben werden. Die ersten Erdkrötenpärchen wurden am 1. März auf ihrer Wanderung Richtung Laichgewässer gesichtet. Die Wanderung der Erdkröte setzt meist mit Lufttemperaturen über 5°C ein und wird bei steigenden Temperaturen verstärkt (EIBL-EIBESFELDT 1950, DICK & SACKL 1988). Abgesehen von der Temperatur aktiviert Regen neben hormonellen internen Faktoren, gesteuert über die Tageslänge, die Laichwanderung der Erdkröten, wobei ein bestimmter Dämmerungsgrad als Aufbruchssignal gilt (HEUSSER 1968 b). Andauernde Wanderaktivität von *Bufo bufo* ist erst ab 18. März zu erkennen. Von 3. bis 11. März konnten nur zwei Springfroschmännchen am 9. März erhoben werden. Ab 3. März stiegen die Lufttemperaturen über 5°C. Bis zu dem Tag, an dem die ersten Springfroschgelege markiert wurden (13. März, 13 Gelege), konnten am Zaun insgesamt 22 Springfroschmännchen und 15 Springfroschweibchen gezählt werden. Natürlich nutzten die Amphibien auch die neu errichteten Tunnelanlagen, weswegen hier nur von einem Teil der wandernden Population gesprochen werden kann. Es ist auch nicht auszuschließen und sogar wahrscheinlich, dass manche Tiere noch weiter wandern, um in nahe gelegene Laichgewässer im anschließenden Schottenwald abzulaichen. Wasserstellen können von Erdkröten auch nur passiert werden, wenn ihre Laichgewässer weiter entfernt liegen (HEUSSER 1960).

Die erste starke Wandernacht fand an einem regenreichen Tag am 12. März bei Lufttemperaturen über 7°C statt. Am 13. März wurden insgesamt 37 Grasfrösche, darunter 34

Männchen, sicher auf die andere Straßenseite gebracht. Besonders auffällig ist, dass diese Tiere noch nicht verpaart vorzufinden waren. Die ersten Grasfroschpärchen (9 Paare) wurden am 18. März vorgefunden. Nur einen Tag darauf, am 19. März, wurden bei der Laichkartierung die ersten Grasfroschgelege in Gewässer 19 erhoben.

Nachdem alleine am Abend des 24. März 62 Grasfroschpärchen am Zaun gezählt wurden, begann am 25. März die 23 Tage lang anhaltende Laichperiode von *Rana temporaria* im größten aller untersuchten Gewässer (Gewässer 2).

Im Vergleich zu den Wanderdichten der Grasfrösche fällt auf, dass Springfrösche eher vereinzelt am Zaun anzutreffen waren. Insgesamt 92 adulte Springfroschmännchen und Weibchen und 14 Springfroschpärchen wurden bis zum 25. März über die Straße getragen. Auffällig sind die 10 Pärchen, die bei der Begehung in der Früh am 23. März in den Kübeln vorzufinden waren. Laut KUHN & ROHRBACH (1998) verpaaren sich Springfrösche erst im Laichgewässer und unter Wasser. Fraglich bleibt nun, ob die Tiere bereits verpaart waren, bevor sie im Kübel landeten, oder ob es durch die räumlich Nähe zueinander in den Eimern zu den Verpaarungen gekommen ist. Neben den 10 Pärchen wurden am 23. März auch neun Springfroschweibchen und sechs Springfroschmännchen dokumentiert. Die meisten Springfroschgelege wurden in den darauffolgenden Tagen, also Ende März, erhoben.

Mit Anfang April nahmen die Wanderdichten bei allen drei früh laichenden Amphibienarten (*Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo*) rapide ab (Abb. 84).

Von den insgesamt 868 erfassten Grasfröschen am Amphibienschutzzaun (Erhebungszeitraum 28. Februar bis 26. April) wanderten über 98% der Tiere bis 31. März in Richtung Untersuchungsgebiet ein. Von den insgesamt 169 am Zaun erhobenen Springfröschen waren es über 93%.

Dies spiegelt sich auch in der Laichaktivität von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* wider, da mit Anfang April ein deutlicher Rückgang der Gelegefunde zu erkennen ist.

Die meisten der 344 erhobenen Erdkröten wurden am 24. März in den Kübeln gezählt, darunter befanden sich 54 der insgesamt 89 erhobenen Erdkrötenpärchen. Erste Erdkrötenschnüre wurden vier Tage später (am 28. März) in Teich 2 nachgewiesen.

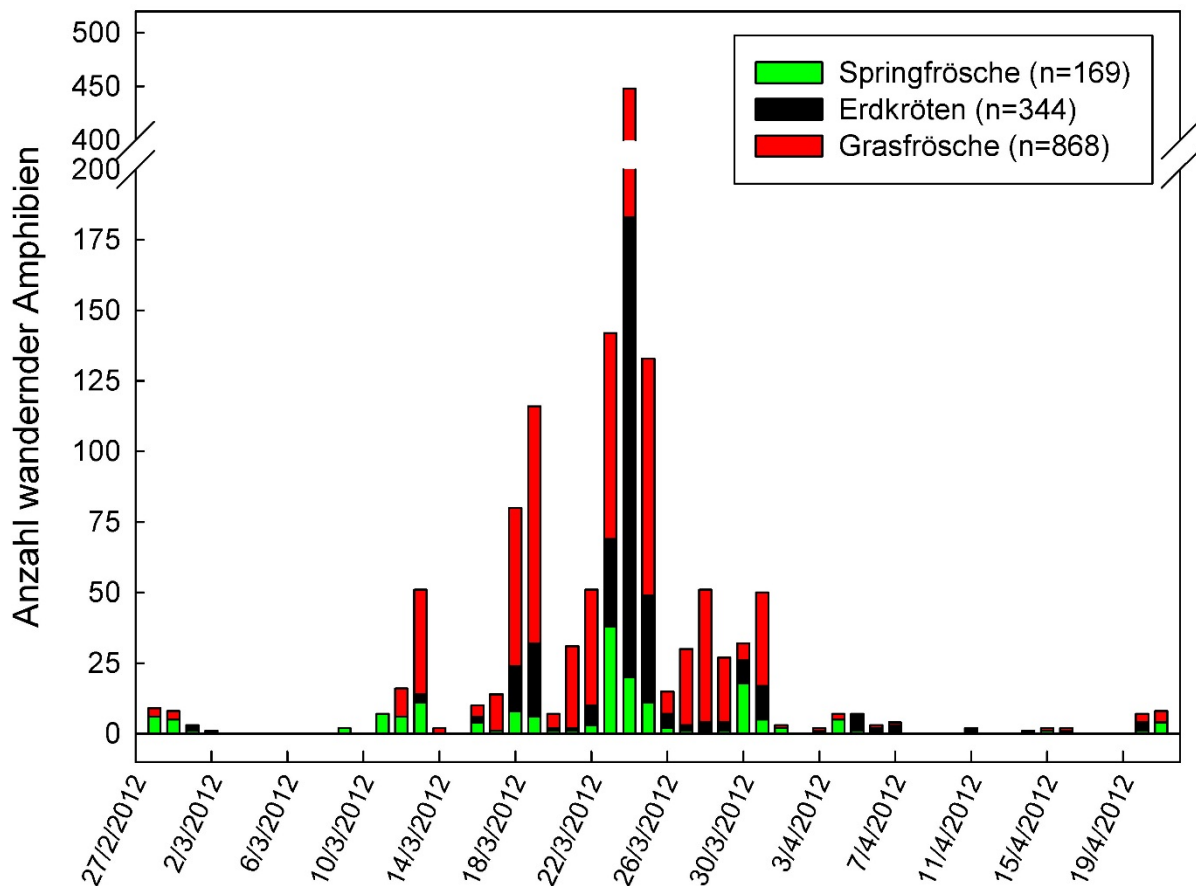


Abb. 84: Anzahl der wandernden Amphibienarten *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Bufo bufo* pro Tag. (Daten: VEREIN AMPHIBIENSCHUTZ WIENERWALD 2012).

5.3 *Rana dalmatina*

Springfroesche gehören zu den früh laichenden Amphibienarten und tauchen meist als erste am Laichbiotop auf (NLWKN 2011). Die Wanderung der Springfroesche setzt meist mit dem ersten Regen ein, sofern der Boden aufgetaut ist (KUHN & ROHRBACH 1998). Dies konnte auch an der Exelbergstraße beobachtet werden. Mit Einsetzen des Regens am 12. März stieg die Anzahl der wandernden Springfroesche und Grasfroesche stark an. Einen Tag später (13. März) wurden die ersten Laichballen des Springfrosches im Untersuchungsgebiet markiert. Die Hauptlaichzeit beginnt bei *Rana dalmatina* in der letzten Märzdekade, also vor der Hauptlaichzeit von *Rana temporaria*, und endet meist mit Anfang April (GÜNTHER et al. 1996). Springfroesche nutzen vor allem solche Gewässer zur Laichablage, die sich in Waldnähe befinden (KUHN & ROHRBACH 1998, PONSERO & JOLY 1998, LIPPUNER & ROHRBACH 2009, NLWKN 2011). BLAB & VOGEL (1989) sprechen von einer

Bevorzugung von Buchen- oder Erlen- und Eschenfeuchtwäldern. Tatsächlich war das Laichgewässer, in dem die meisten Springfroschgelege erhoben wurden, hauptsächlich von Erlen und Eschen umgeben. Verglichen mit *Rana temporaria* ist Besonnung und Struktur im bzw. auf dem Wasser für den Springfrosch ein wichtigeres Kriterium bei der Laichplatzwahl als für den Grasfrosch (BLAB & VOGEL 1989).

Die Präferenz von sonnigen Laichgewässern zeigte sich auch bei der Datenaufnahme im Untersuchungsgebiet. Die Mehrzahl an Gelegen von *Rana dalmatina* wurden in gut besonnten Gewässern gezählt, die reichlich emerse und submerse Vegetation aufwiesen.

Die beiden Braunfroscharten *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* zeigen in ihrer Verbreitung weite Überlappungsbereiche in Europa (GROSSENBACHER 1997), doch ist syntopes Vorkommen in vielen Gebieten eine Seltenheit (GOLLMANN et al. 2002). Bereits in anderen Publikationen (ROHRBACH & KUHN 1997, ZAHN & ENGLMAIER 2005) wurde davon berichtet, dass gleichzeitiges Vorkommen von Springfrosch und Grasfrosch in einem Gewässer mit der Überlegenheit der einen Art über die andere einhergeht.

Ähnliches konnte in den untersuchten Gewässern festgestellt werden. In Gewässern, in denen *Rana temporaria* dominierte, wurden nur wenige Laichballen von *Rana dalmatina* gefunden und an Laichplätzen, wo Springfroschgelege häufig aufzufinden waren, wurden wenige bis gar keine Funde vom Grasfrosch dokumentiert. Ebenso beobachtete MALETZKY (2010) ein syntopes Vorkommen beider Arten in Salzburg nur sehr selten. Doch setzte sich *Rana dalmatina* meist gegen *Rana temporaria* durch. Manche Autoren sind der Meinung, interspezifische Konkurrenz führe zur Nischentrennung der beiden Arten *Rana dalmatina* und *Rana temporaria*, andere hingegen finden keine Belege für diese Vermutungen (GOLLMANN et al. 1999). In Gewässern, in denen beide Braunfroscharten laichten, lagen die Laichplätze meist räumlich getrennt voneinander. Grundsätzlich nutzte *Rana dalmatina*, sofern Strukturen zum Anheften der Laichballen vorhanden waren, das gesamte Gewässer zur Laichablage. Die Grasfroschgelege wurden bevorzugt an seichten Stellen im Uferbereich in Massen abgelegt, wobei über mehrere Tage hinweg immer wieder neue Gelege dazu kamen. Generell entwickeln sich Grasfroschgelege in den gleichen Gewässern schneller als Springfroschgelege (KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998). Aufgrund der kürzeren Embryonalentwicklung und des Schlüpfens der Grasfrosch-Quappen in einem früheren Entwicklungsstadium schlüpfen die Kaulquappen der beiden Braunfroscharten (*Rana dalmatina* und *Rana temporaria*) oft zeitgleich (BLAB & VOGEL 1989, RIIS 1991, BAUMGARTNER et al. 1996, GOLLMANN et al. 1999). Um ein zeitgleiches Schlüpfen zu gewährleisten scheint ein früheres Laichen von *Rana dalmatina* notwendig zu sein

(GOLLMANN et al. 1999). Die Dauer der Entwicklung bis zum Schlüpfen der Kaulquappen zeigt eine starke Abhängigkeit von der Temperatur (WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988, SCHLÜPMANN et al. 2004). Dies konnte durch eine schnellere Embryonalentwicklung in wärmeren Gewässern bestätigt werden. In zwei Gewässern (3 und 4) fielen größere zeitliche Lücken der Laichaktivität von *Rana dalmatina* auf. Ein solches Fortpflanzungsverhalten des Springfrosches wird auch von KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) beschrieben: Temperaturbedingt laicht *Rana dalmatina* nicht jede Nacht, die meisten Gelege werden innerhalb weniger Nächte abgelaicht. In den untersuchten Gewässern zeigte sich zwar, dass die Laichablage bei *Rana dalmatina* auf ein paar Tage (meist Ende März) konzentriert stattfand, doch im Vergleich zu *Rana temporaria* deutlich stärker schwankte. Eine rasche Entwicklung der Springfrosch-Quappen zeigte sich in Tümpel 11, der am 17. Juli komplett trockenfiel. Am 22. Juni, nach einer durchschnittlichen Entwicklungszeit von 80 Tagen, befanden sich bereits einige Kaulquappen am Anfang der Metamorphoseklimax. Die Entwicklungsdauer der Kaulquappen wird von der Wassertemperatur beeinflusst (SMITH-GILL & BERVEN 1979, HAAPANEN 1982, WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988). Die hohen Tagesmaxima in Tümpel 11 begünstigten wahrscheinlich die schnelle Entwicklung der Tiere. Eine geringere Körperlänge beim Erreichen der Metamorphoseklimax in Tümpel 11, verglichen mit den anderen Gewässern, konnte nicht festgestellt werden. Außerdem scheint Konkurrenz zwischen *Rana temporaria* und *Rana dalmatina* die Entwicklung der Kaulquappen zu verlängern (RIIS 1988). Das Fehlen von *Rana temporaria* in Tümpel 11 könnte also auch von Vorteil für die schnelle Entwicklung von *Rana dalmatina* gewesen sein. Froschlurche, die in kälteren Gewässern heranwachsen, haben eine längere Entwicklungsphase und werden größer als Kaulquappen in wärmeren Gewässern (SMITH-GILL & BERVEN 1979). Die Springfrosch-Quappen in Gewässer 3 und 9 erreichten mit über 5 cm die größten Gesamtlängen. Gewässer 3 und 9 wiesen durchschnittliche Wassertemperaturen von ca. 9,5°C und 10°C (Mittelwert von 17.3.2012–8.5.2012) auf und waren damit die zwei kältesten Laichgewässer im Untersuchungsgebiet.

5.4 *Rana temporaria*

Rana temporaria zählt zu den früh laichenden und kälteresistentesten heimischen Amphibienarten (WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988, SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996). Fallen die mikroklimatischen Bedingungen günstig aus, so werden die Tiere bereits

Ende Jänner / Anfang Februar aktiv, wobei die Laichablage höhenabhängig von Februar bis Mai erfolgen kann. Normalerweise findet die Laichablage von *Rana temporaria* in der zweiten Märzhälfte und der ersten Aprilhälfte statt (SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996). Unter optimalen Bedingungen, die nach SCHLÜPMANN & GÜNTHER (1996) steigende Temperaturen und eine hohe Luftfeuchtigkeit ausmachen, können innerhalb von wenigen Tagen bis zu 90% der Laichballen abgelegt werden. Ähnliches konnte auch im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Die Laichperiode begann Ende März und dauerte meist bis Mitte April. Die Laichperiode der Grasfrösche fiel im Vergleich zu den Springfröschen fast immer deutlich kürzer aus. Die große Mehrzahl aller Gelege wurde innerhalb weniger Tage, meist Ende März, abgelaicht. Die Laichperiode von *Rana temporaria* beginnt später als die von *Rana dalmatina*, ist aber früher beendet (BLAB & VOGEL 1989). TERHIVUO (1988) berichtet von verminderter Laichaktivität an windigen Tagen, in denen die Lufttemperaturen nur wenige Grad über Null liegen.

Bis auf zwei Gewässer (2 und 19) kann eine zeitlich kürzere Laichperiode des Grasfrosches im Vergleich zum Springfrosch bestätigt werden. In den zwei genannten Gewässern waren die Grasfroschgelege zahlenmäßig deutlich überlegen. In allen anderen Laichgewässern war die Laichperiode von *Rana dalmatina* deutlich länger. Somit ergab sich in fast allen Gewässern, in denen die beiden Arten syntop vorkamen, ein zeitgleiches Schlüpfen der Kaulquappen.

Verglichen mit der Gesamtheit der anderen Amphibienarten zeigt *Rana temporaria* laut CABELA et al. (2001) eine Laichgewässerpräferenz für eher wenig strukturierte, seichte Tümpel unterschiedlicher Größe. Laut BLAB & VOGEL (1989) werden flache Uferbereiche mit reicher Unterwasservegetation in sonniger Lage bevorzugt zum Ablichten gewählt (HOFRICHTER et al. 1994). Erhebungen im Großraum Bonn (HACHTEL et al. 1997) zeigten, dass *Rana dalmatina* hinsichtlich der Laichgewässerwahl und Vergesellschaftung stenotoper ist als *Rana temporaria*. Der Grasfrosch scheint indifferenter zu sein, was die Laichgewässerwahl und die Belichtung derselben betrifft (HACHTEL et al. 1997).

Die im Untersuchungsgebiet liegenden Gewässer, die vom Grasfrosch angenommen wurden, waren entweder groß, tief und reich strukturiert oder seicht und vegetationsarm. Das Gewässer mit der sonnigsten Lage war Laichgewässer 7. Ansonsten wurden von *Rana temporaria* eher die im Untersuchungsgebiet westlich liegenden Gewässer zum Laichen genutzt. Diese lagen mehrheitlich im Schatten und wiesen seichte Uferbereiche auf, die zum Ablichten genutzt wurden. Die seichten Schmelzwasseransammlungen (Gewässer 19) im Osten des Untersuchungsgebiets, ein paar Meter von einem Amphibientunnel entfernt, stellen für die Grasfrösche das erste Laichgewässer entlang der Zone 2 der Schutzanlage dar, das sich

auf ihrer Wanderoute ins Untersuchungsgebiet befindet. Zone 2 besteht nur aus einem schmalen Landstreifen und liegt in 152 m Entfernung zum Mittelpunkt des Laichgebietes (STOCKINGER 2010). STOCKINGER (2010) berichtet von einer signifikanten Überrepräsentanz von *Rana temporaria* in Zone 2. Dieses Laichgewässer war trotz der geringen Fläche voll mit Laichballen des Grasfrosches besetzt. Die Fangkübel lagen nur rund 37 m vom Laichgewässer 19 entfernt. Somit scheint Gewässer 19 mit ein Grund für die hohen Wanderdichten von *Rana temporaria* in Zone 2 zu sein. Etwas weiter im Süden befand sich das Hauptlaichgewässer der Grasfrösche (Teich 2). Die seichten und vegetationsarmen Verhältnisse, wie sie auch CABELA et al. (2001) beschreiben, scheinen dem Grasfrosch zuzusagen. Erst Tage nach dem Abbläichen in Gewässer 19 wurden auch andere Gewässer von *Rana temporaria* genutzt.

In natürlichen Gewässern sind katastrophale Mortalitätsraten aufgrund des Trockenfallens von Tümpeln häufig (TEJEDO & REQUES 1994). Sowohl im Jahr 2012, als auch im Jahr 2013 konnte ein zeitiges Austrocknen des Tümpels 19, verbunden mit dem Tod aller geschlüpften Kaulquappen, beobachtet werden. So schreiben auch LAURILA & KUJASALO (1999) von einer Ablage der Laichballen von *Rana temporaria* in kleinen Pfützen und ein dadurch hohes Risiko der Austrocknung der Kaulquappen. Experimentell konnte gezeigt werden, dass sich Kaulquappen von *Rana temporaria* schneller entwickeln und früher metamorphosieren, wenn die Wasserstandsschwankungen hoch sind und der Pegel sinkt, wie es für Gewässer 19 zutrifft. Larven, deren Gewässer von Austrocknung betroffen sind, metamorphosieren früher und sind kleiner (DENVER 1997, LAURILA & KUJASALO 1999, MERILÄ et al. 2000). Experimente von LOMAN (1999) zeigten zwar eine zeitigere Metamorphose von Kaulquappen in austrocknenden Gewässern, doch konnte er keine signifikanten Unterschiede in der Größe der Tiere, verglichen mit der Kontrollgruppe, feststellen. Das bedeutet, dass nicht nur der Vorteil höherer Wassertemperaturen zum Tragen kommt, sondern auch die Austrocknung des Laichgewässers phänotypische Plastizität in Form schnellerer Entwicklung auslösen kann. Experimente von LAURILA (2000 a) zeigten eine starke Verminderung der Aktivität von Grasfrosch-Quappen in Anwesenheit eines Prädatoren (Versuche mit *Aeshna juncea* (Anisoptera) und *Perca fluviatilis* (Percidae)). Die Präsenz von Fressfeinden führte zur Unterentwicklung der Kaulquappen. In einer anderen Studie von LAURILA (2001) hatten die Kaulquappen von *Rana temporaria* in Anwesenheit eines Prädatoren (*Dytiscus marginalis*) relativ kürzere Körperlängen und weniger hochgewölbte Schwanzflossen als Kaulquappen desselben Geleges, die ohne Anwesenheit der Gelbrandkäferlarven heranwuchsen. Bestätigt wurde zudem, dass Larven mit besseren Futterbedingungen schneller die Metamorphose

erreichten und dabei größer waren als solche mit schlechten Futterverhältnissen (LAURILA & KUJASALO 1999).

RIIS (1991) beschreibt einen höheren Metamorphose-Erfolg bei einer kürzeren Entwicklungszeit der Kaulquappen. War Futter der limitierende Faktor, setzten sich Grasfrosch-Quappen in direkter Konkurrenz zu den Springfrosch-Quappen deutlich durch. Grasfrosch-Quappen zeigten, verglichen mit Springfrosch-Quappen, schnellere Wachstumsraten. WILBUR & COLLINS (1973) vermuten, dass eine verminderte Wachstumsrate und eine geringe Größe der Kaulquappen die Initiation der Metamorphose beschleunigen. Stellt man die Ergebnisse der experimentellen Versuche von LAURILA & KUJASALO (1999) den Bedingungen im Freiland und den erhobenen Daten gegenüber, so lassen sich durchaus Gemeinsamkeiten erkennen. Zum einen ist ersichtlich, dass der Vorteil der höheren Temperaturen und die Verfügbarkeit von genügend Futter sich begünstigend auf die Größe der Tiere auswirken und die Entwicklungsgeschwindigkeit beschleunigen. Zum anderen fällt auf, dass die Tiere wohl auf den laufend sinkenden Pegel mancher Gewässer mit einer beschleunigten Entwicklungsdauer reagierten. Zudem waren die Kaulquappen oft kleiner und leichter in Laichgewässern, die im Laufe der Datenerhebungen weitgehend austrockneten, wie z.B. Gewässer 4 (vgl. Tab. 34). Eine verminderte Entwicklung in der Anwesenheit von Prädatoren konnte nicht festgestellt bzw. nicht beurteilt werden, da in allen Gewässern Fressfeinde der Kaulquappen zu finden waren.

Laut RIIS (1988) und GRIFFITHS et al. (1991) ist vor allem die exploitative Konkurrenz um Futter ein ausschlaggebender Faktor für hohe tägliche Mortalitätsraten der Kaulquappen. Dies bestätigen auch die Studien von KUPFERBERG (1997): In Wahlexperimenten bevorzugten Kaulquappen sogar das Futter, das ihnen aufgrund des hohen Proteingehalts zu schnellerer Entwicklung und schnellerem Wachstum verhalf. Somit ist die den Kaulquappen verfügbare Nahrung häufig der Grund für Dichteeffekte und unterschiedliche Überlebensraten der Tiere (KUPFERBERG 1997). Hohe Individuendichten wirken sich nachteilig auf das Wachstum, die Überlebensrate und den Zeitpunkt der Metamorphose der Kaulquappen aus (WILBUR 1977, SMITH-GILL & BERVEN 1979, SEMLITSCH & CALDWELL 1982, TEJEDO & REQUES 1994). Natürliche Selektion begünstigt eine schnelle Entwicklung und zeitige Metamorphose, um das Risiko, das ein Laichgewässer mit sich bringt (Austrocknung, Prädation, Konkurrenz, Ressourcenknappheit etc.) zu minimieren (WILBUR & COLLINS 1973, WASSERSUG 1975, TEJEDO & REQUES 1994). Sind Wachstum und Überlebenschancen im Gewässer optimal, so wird die Metamorphose verzögert, um die Vorteile des Wasserhabitats auszunutzen. Zu erwarten wären große Kaulquappen.

Verschlechtern sich die Umweltbedingungen im Laichbiotop jedoch, wird die Metamorphose beschleunigt (WILBUR & COLLINS 1973, TEJEDO & REQUES 1994). Prädation sorgt nicht nur für kleinere Individuen, sondern auch für schnellere Entwicklung (WASSERSUG 1975). Da Räuber erst später im Jahr in den Gewässern vertreten sind, scheint früheres Laichen einen gewissen Vorteil mit sich zu bringen (HEUSSER 1970, WASSERSUG 1975). Insgesamt stellt das Larvenstadium von Amphibien einen kritischen und dichteregulierenden Lebensabschnitt einer Amphibienpopulation dar (RIIS 1991). Mortalität während des Larvenstadiums ist nach TEJEDO (1993) der wichtigste Kontrollmechanismus zur Regulation einer Amphibienpopulation.

5.5 *Bufo bufo*

Laut EIBL-EIBESFELDT (1950) sollte der Laichbiotop einer Erdkröte eine gewisse Mindestdtiefe und Mindestgröße aufweisen. Das größte und tiefste im Untersuchungsgebiet liegende Gewässer 2 wurde als erstes Laichgewässer von *Bufo bufo* angenommen. Die Fortpflanzungsperiode der Erdkröten ist kurz und konstant und findet meist Ende März und Anfang April statt (HEUSSER 1969). Am 28. März wurden die ersten Erdkrötenschnüre in Gewässer 2 erhoben, etwas später in den Gewässern 3, 5 und 9. Ab 15. April konnten keine neuen Schnüre mehr festgestellt werden. Die Hypothese von STOCKINGER (2010), dass die nördlich einwandernden Erdkröten südliche und westliche Gewässer im Hauptlaichgebiet bevorzugen könnten, konnte durch die Laichkartierung somit bestätigt werden. Erdkröten laichen bevorzugt in tiefen, permanenten Gewässern, um nicht von möglicher Austrocknung des Gewässers betroffen zu sein (SMITH 1951, BRADY & GRIFFITHS 2000). Ein solcher Gewässertyp wird oft von Grasfröschen gemieden, die eher in seichtere Gewässer laichen (BRADY & GRIFFITHS 2000). Anders schreibt HEUSSER (1970), dass gerade *Rana temporaria* oft mit *Bufo bufo* im selben Gewässer ablaicht; *Rana temporaria* nutzt seichte Uferzonen und *Bufo bufo* vertikale Strukturen bis ca. 1 m Tiefe. In Teich 2 wurden die meisten Grasfroschgelege an einer seichten Stelle am Südufer abgelacht. Neben dem Südufer wurden das Ostufer und das Nordostufer zur Laichablage genutzt. Ähnlich war es bei den Erdkröten, die bevorzugt das Südufer und das Nordostufer zur Laichablage wählten. Sofern jedoch passende Strukturen für das Aufwickeln der Laichschnüre vorhanden waren, wurde der gesamte Uferbereich in unterschiedlichem Ausmaß zur Laichablage genutzt. Es konnte keine räumliche Trennung der Laichplätze der beiden Arten festgestellt werden.

Somit stellt sich die Frage nach der Konkurrenz zwischen Erdkröten und Braunfröschen, da angenommen wird, dass sich Braunfrösche gegenüber Erdkröten stärker durchsetzen (HEUSSER 1972, STOCKINGER 2010). Generell wird vermutet, früher am Laichgewässer erscheinende Arten könnten mit später laichenden Arten in Konkurrenz treten (ALFORD & WILBUR 1985). HEUSSER (1972) berichtet von Crowding-Effekten auf *Bufo bufo*, die von größeren *Rana temporaria*-Larven ausgingen; diese spielen jedoch in großen Gewässern keine Rolle. In kleinen Gewässern scheinen Kaulquappen von *Rana temporaria* denen von *Bufo bufo* überlegen zu sein. Vermutet wird, dass schwarmlebende Kaulquappen, wie die Erdkröten-Quappen (HEUSSER 1960), weniger empfindlich auf Crowding-Effekte reagieren (GRIFFITHS & DENTON 1992). Wasser, das zuvor von Grasfrosch-Quappen „konditioniert“ wurde, wirkte sich negativ auf die eigene Art und auf Erdkröten- und Seefrosch-Quappen aus (HEUSSER 1972). MORIN & JOHNSON (1988) führten Versuche mit *Rana sylvatica* und *Pseudacris crucifer* durch, um Konkurrenzphänomene zu studieren. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Überlegenheit von *Rana sylvatica* mit einer größeren Körperlänge, einer schnelleren Entwicklung, einer höheren Konkurrenz innerhalb der eigenen Art und einer besseren Verwertung des Periphytons einhergeht.

Das große Reproduktionsgewässer 2 wurde sowohl von Grasfröschen als auch von Erdkröten am besten angenommen. Durch die Größe des Laichgewässers schienen Braunfrosch-Quappen und Erdkröten-Quappen nicht unmittelbar miteinander in Konkurrenz zu treten. Anders könnte sich das in Tümpel 5 zugetragen haben, da dort im Laufe der Erhebungen die Erdkröten-Quappen mit jedem Besuch weniger wurden. Die Kaulquappen der Braunfrösche mussten wohl doch einen gewissen Vorteil gegenüber den Erdkröten-Quappen gehabt haben. Eine zahlenmäßige Überlegenheit der Braunfrosch-Quappen wird ausgeschlossen, da in diesem Tümpel über 10 Erdkröten-Schnüre abgelaicht wurden und am Anfang der Messungen immer ein großer Schwarm beobachtet wurde. Der Prädationsdruck durch Libellenlarven und adulte Kammolche scheint hierbei eine bedeutsamer Faktor gewesen zu sein, da es bei der geringen Größe des Tümpels nicht vieler Räuber bedarf, um einen Bestand deutlich zu dezimieren bzw. ihn komplett auszulöschen. Unter den Wasserinsekten spielen räuberische Libellenlarven eine bedeutende Rolle (CHOVANEK 1992 b). Untersuchungen von CHOVANEK (1992 a) zum Schwimmverhalten der Kaulquappen von *Hyla arborea*, *Bufo bufo*, *Rana dalmatina* und *Bombina orientalis* in Anwesenheit des Prädators *Aeshna cyanea* (Anisoptera) zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Amphibienarten. Larven der Erdkröte wurden gegenüber den Kaulquappen der anderen Arten vom Prädator signifikant bevorzugt. Trotz der langsameren Schwimmgeschwindigkeit von *Hyla arborea*-Larven

wurden deutlich mehr *Bufo bufo*-Larven attackiert. Im Gegensatz zu Kaulquappen von *Bufo bufo* schwammen Kaulquappen von *Hyla arborea* eher an der Oberfläche und benutzten bei ihrer langsamen Fortbewegung nur die Schwanzspitze. Die laterale Position der Augen und das somit erweiterte Sichtfeld schienen eine frühere Wahrnehmung von Prädatoren zu gewährleisten. Nach CHOVANEC (1992 a) ist somit das signifikant häufigere Angreifen der Erdkröten-Quappen durch die Überstimulation des Prädators, ausgelöst durch die Schwimmbewegungen der Kröten-Quappen, zu erklären. Erhöhte Aktivitätsraten bei Kaulquappen führen nicht nur zu erhöhter Nahrungsaufnahme, sondern auch zu erhöhten Mortalitätsraten durch Fressfeinde der Tiere (ANHOLT & WERNER 1995, 1998, LAURILA 2000 a). *Rana dalmatina*-Larven wiesen ein eher stationäres Verhalten auf; sie verblieben die meiste Zeit am Grund und zeichneten sich durch ein sehr schnelles Schwimmverhalten aus. Dies macht sie als Beuteobjekt für auf visuelle Stimuli reagierende Fressfeinde wie Großlibellenlarven schwer zugänglich. Zudem schien die hohe Fortbewegungsgeschwindigkeit der Springfrosch-Quappen ein weiterer Schutzmechanismus gegenüber Prädatoren zu sein (CHOVANEC 1992 a). *Rana temporaria*-Quappen weisen ebenso niedrige Aktivitätsraten auf und sind gut getarnt, was das Prädationsrisiko minimiert (GRIFFITHS & FOSTER 1998). Prädatoren regulieren die Dichte der sich entwickelnden Kaulquappen in einem Gewässer und vermindern somit die Konkurrenz zwischen den Überlebenden (WILBUR 1988). Zudem bringen sie ihre Beute dazu, die Fressaktivität zu verringern und vermehrt Refugialräume aufzusuchen, was wiederum zu verlangsamten Wachstumsraten der Kaulquappen führt (VAN BUSKIRK & YUREWICZ 1998). Untersuchungen von GRIFFITHS & FOSTER (1998) zeigten, dass Erdkröten-Quappen schneller heranwuchsen, wenn sie nicht mit anderen Individuen interagieren mussten. In größeren permanenten Gewässern entfernen sich Erdkröten-Quappen oft von vegetationsreichen Stellen, wo sich Lauerjäger befinden könnten (CHOVANEC 1992 a). Aufgrund der geringen Größe des Tümpels 5 kann so eine Vermeidungsstrategie nicht zum Tragen gekommen sein. Eher würde man so ein Verhalten der Tiere im perennierenden, großen Teich 2 erwarten. Eine weitere mögliche Erklärung für das Verschwinden der Larven der Erdkröten wäre ein kontinuierliches Trockenfallen des Gewässers und die damit verbundene Bildung mehrerer kleiner Pfützen im Uferbereich, die viele Erdkröten-Quappen örtlich vom Hauptgewässer trennten. Bei zunehmender Austrocknung eines Gewässers sammeln sich Erdkröten-Quappen an seichten Stellen und können dabei den Anschluss an tiefere Stellen des Gewässers verlieren (HEUSSER 1960).

Höchstwahrscheinlich sind die Erdkröten-Quappen in Gewässer 9 Prädatoren zum Opfer gefallen. Trotz der erhobenen Erdkrötenschnur in Gewässer 3 konnten keine Larven nachgewiesen werden. In beiden Fällen wurde nur eine einzige Erdkrötenschnur entdeckt.

Wie aus der Literatur bereits bekannt, ist das Geschlechterverhältnis bei Erdkröten ungleich verteilt (HALLEY et al. 1996, GROSSE & HEMPEL 2004, PUKY 2005). Diese Tatsache ist dadurch bedingt, dass Erdkrötenweibchen nicht jedes Jahr das Reproduktionsgewässer aufsuchen (DAVIES & HALLIDAY 1977, HEUSSER 1968 b). Da Männchen im Überschuss vorhanden sind, kommt es auch zwangsweise zur Konkurrenz um paarungsbereite Weibchen (GROSSE & HEMPEL 2004). Eine deutliche Überzahl an Männchen konnte auch in Teich 2 festgestellt werden. Häufig wurden Fehlpaarungen beobachtet. Vor allem Seefroschweibchen, aber auch Erdkrötenweibchen fielen den vielen Erdkrötenmännchen zum Opfer und wurden tot im Gewässer gefunden: So schreibt auch HEUSSER (1958, 1968 a) vom Ertrinken vieler Weibchen, da sich bis zu 12 Männchen an ein Erdkrötenweibchen anklammern können. Möglicherweise bedingte die starke Konkurrenz der Männchen in Gewässer 2 ein Ausweichen kleinerer und schwächerer Männchen auf die in unmittelbarer Nähe zu Gewässer 2 liegenden Gewässer 3 und 4. Alle Erdkrötenweibchen, die gezählt wurden, befanden sich im Amplexus bzw. hatten die Laichablage bereits hinter sich gebracht.

5.6 *Pelophylax ridibundus*

Was die Gewässerwahl von Seefröschen betrifft, so scheint es eine erhöhte Akzeptanz für üppig bewachsene, heterogen strukturierte Gewässer mit Verlandungszonen zu geben (CABELA et al. 2001). Bei meinen täglichen Begehungen im Jahr 2012 konnte ich alle Grünfroschrufe sowohl akustisch als auch visuell dem Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*) zuordnen. Adulte wie auch subadulte Tiere wurden in einigen Gewässern gefangen und als Seefrosch bestimmt.

Ob auch der Teichfrosch (*Pelophylax kl. esculentus*) im Untersuchungsgebiet vorkam, konnte nicht festgestellt werden. Häufig tritt der Teichfrosch mit einer seiner Elternarten in einem bestimmten Gebiet auf (CABELA et al. 2001). SCHEDL & PINTAR schließen ein Vorkommen von *Pelophylax kl. esculentus* im Untersuchungsgebiet nicht aus.

Von insgesamt 14 Gewässern konnten in 13 Seefrösche erhoben werden. Reproduktion gab es neben dem kleinen Gewässer 1 ausschließlich in den Gewässern auf der „Langen Wiese“. Die hohe Sonneneinstrahlung und die Strukturen in und auf dem Wasser sind sehr wesentlich für

diese Amphibienart (DICK & SACKL 1988, BLAB & VOGEL 1989). Dies scheint die passende Erklärung dafür zu sein, dass *Pelophylax ridibundus* zur Fortpflanzung die vegetationsreichen, sonnenexponierten Gewässer auf der „Langen Wiese“ bevorzugte. Eine sonnenexponierte Lage muss nicht unmittelbar hohe Wassertemperaturen bedeuten: Auch im relativ kleinen und kühlen, aber stark besonnenen Gewässer 9 war der Seefrosch die dominante Amphibienart.

5.7 *Lissotriton vulgaris*

Teichmolche sind unter den wasserlebenden Schwanzlurchen in Europa am weitesten verbreitet (GROSSE 2010). Nicht wählerisch ist der Teichmolch in der Auswahl seines Fortpflanzungsgewässers. Ideale Gewässer stellen für ihn relativ sonnenexponierte, fischfreie, flache, wenn möglich perennierende und vegetationsreiche Gewässer dar (GUTLEB et al. 1988, SCHUSTER 2004, GROSSE 2010). CABELA et al. (2001) sprechen ebenso von einer deutlich erhöhten Akzeptanz für üppige, heterogen bewachsene Gewässer. Selten ist die Art in vegetationsarmen Gewässern zu finden (CABELA et al. 2001). Im Untersuchungsgebiet war die Stetigkeit von *Lissotriton vulgaris* deutlich höher als die der anderen beiden erhobenen Molcharten. Passend zur Präferenz von sonnigen, sich schnell erwärmenden Gewässern erfolgte die Reproduktion hauptsächlich in den wärmeren Gewässern auf der „Langen Wiese“. In den vegetationslosen, kühleren und schattigeren „Waldtümpeln“ blieb diese aus, obwohl hin und wieder adulte Teichmolche vor allem in Spring- und Grasfroschgelegen zu finden waren. Mit Ausnahme zweier Gewässer (13 und 19) war *Lissotriton vulgaris* in allen im Untersuchungsgebiet liegenden Gewässern anzutreffen. Larven des Teichmolches konnten im Gegensatz zur Erhebung 2008 jedoch nicht in Teich 2 und 19 gekeschert werden. Im Vergleich zu *Triturus carnifex* und *Ichthyosaura alpestris* fiel die zahlenmäßige Überlegenheit der Larven von *Lissotriton vulgaris* auf. In den Gewässern 7, 8 und 9 konnten alle drei Molcharten erfolgreich reproduzieren, in den Gewässern 10 und 11 nur Teichmolch und Bergmolch. Ein häufiges syntopes Vorkommen des Teichmolches wird mit Kammolchen, Springfröschen und Wasserfröschen beschrieben (MALETZKY 2010). Dies konnte im Untersuchungsgebiet durchaus bestätigt werden.

5.8 *Triturus carnifex*

Kammolche sind in weiten Teilen Europas und kleinen Teilen West-Asiens verbreitet (MALETZKY et al. 2008). Das Verbreitungsgebiet des Alpen-Kammolchs erstreckt sich über Italien, die westliche Balkanhalbinsel und den Ostalpenraum; in Wien ist er in den westlichen Bezirken zu finden (TIEDEMANN 1990, GOLLMANN 1997). Verglichen mit anderen weit verbreiteten Amphibienarten scheinen Kammolche wählerischer in ihren Habitatanforderungen zu sein und gehen daher stark zurück. Hauptgründe für das Verschwinden der Art ist die Zerstörung, Fragmentierung und Manipulation der Habitate besonders durch Landwirtschaft und Verkehr. Kammolche sind in allen österreichischen Bundesländern geschützt (MALETZKY et al. 2008). Gewässer in denen Kammolche zu finden sind, zählen zu jenen, die eine hohe Anzahl an Amphibienarten aufweisen (GROSSENBACHER & ZUMBACH 2001). Häufig ist das syntope Vorkommen von Kammolchen mit Teichmolch und Laubfrosch. Tatsächlich wiesen die Laichgewässer der Kammolche die höchste Amphibienvielfalt auf. Laichgewässer des Kammolches sind laut GROSSENBACHER & ZUMBACH (2001) stehende, sonnige, über 1 m tiefe, einige 100 m² große, fischfreie Gewässer mit reicher aquatischer Fauna und Flora. Als optimale Laichgewässer eignen sich 10–30 Jahre alte Gewässer, die außerhalb der Laichzeit kurzzeitig trockenfallen, damit sich kein Fischbestand entwickeln kann. Faulschlamm wird eher gemieden. Die Laichgewässer der Kammolche befinden sich in unmittelbarer Nähe oder direkt in Laubmischwäldern (GROSSENBACHER & ZUMBACH 2001). Die Entwicklungsdauer der Kammolchlarven ist vor allem temperaturabhängig und dauert nach THIESMEIER & KUPFER (2000) zwei bis vier Monate. Die Bestände sind mit unter 50 Individuen oft sehr klein (KLINGE 2001). Die Bevorzugung sonniger Gewässer ohne Faulschlammböden konnte während der Datenaufnahme beobachtet werden. Kammolche waren vermehrt auf der „Langen Wiese“ zu finden und schienen die beschatteten und schlammigen Gewässer im Wald eher zu meiden. Alle Fortpflanzungsgewässer wiesen eine reiche aquatische Fauna und Flora auf. Sporadisch tauchten die Tiere auch in den Gewässern im Wald (3 und 5) auf, möglicherweise um dort zu jagen. Auffällig ist das Fehlen der Larven von *Triturus carnifex* im am Waldrand liegenden Gewässer 6. Bei der Erhebung von SCHEDL & PINTAR (2008) wurden sowohl Larven von *Lissotriton vulgaris*, *Ichthyosaura alpestris* als auch von *Triturus carnifex* in Gewässer 6 dokumentiert. Bei meiner Erhebung im Jahr 2012 wurden nur zwei Mal (12. und 27. Juni) junge Teichmolchlarven in dem Gewässer gekeschert, Bergmolchlarven und Alpen-Kammolchlarven konnten keine nachgewiesen werden. Möglicherweise paarten sich die Molche erfolgreich in dem Gewässer, und die Eier

und frisch geschlüpften Molchlarven fielen eventuell den zahlreichen Libellenlarven zum Opfer. Adulte Kammmolche waren im Gegensatz zu adulten Teich- und Bergmolchen häufig anzutreffen. Als mögliche Laich- und Larvenprädatoren kommen auch die 20–30 Seefrösche in Frage, die sich täglich am Ufer aufhielten. Generell stimmen die erhobenen Daten mit denen von SCHEDL & PINTAR (2008) überein: In acht Gewässern konnte der Kammmolch erhoben werden, drei davon dienten ihm als Laichgewässer. Der Unterschied der vorliegenden Daten von 2008 und 2012 besteht sowohl in der Gewässerszahl mit Adultfunden, als auch in der Laichgewässerswahl der Tiere: Im Jahr 2008 wurde in den Gewässern 6, 7 und 11 ein Fortpflanzungserfolg erbracht, im Jahr 2012 waren es die benachbarten Gewässer 7, 8 und 9.

5.9 *Ichthyosaura alpestris*

Nach CABELA et al. (2001) besteht für den Bergmolch eine deutlich höhere Akzeptanz für Tümpel, Pfützen und Moorgewässer. Die Art bevorzugt im Gegensatz zu anderen Amphibienarten sowohl kleine und seichte als auch mitteltiefe / kleine bis mitteltiefe / mittelgroße Gewässer (CABELA et al. 2001). Die vertikale Verbreitung des Bergmolches reicht von ≤ 200 m bis 2.400 m (Meldungen mit konkreten Fundorten). Häufige Meldungen der Art beziehen sich auf Höhenklassen zwischen 300 m – 600 m und 1300 m – 1900 m, wobei unter 600 m die Meldedichte geringer ist (CABELA et al. 2001). Es wird erwähnt, dass leichte Meldungshäufungen zwischen 300 m – 600 m auch darauf zurückzuführen sind, dass diese Höhenlage intensiver bearbeitet wurde und eine überdurchschnittliche Flächenrepräsentanz darstellt (CABELA et al. 2001). Das Untersuchungsgebiet liegt auf 300 m Höhe und befindet sich somit im unteren Bereich der Höhenverbreitung von *Ichthyosaura alpestris*. Im Vergleich zur Erhebung im Jahre 2008 von SCHEDL & PINTAR nutzte der Bergmolch neben Gewässer 10 auch die Gewässer 7, 8, 9 und 11 zur Fortpflanzung. Anders als 2008 konnten bei meiner Datenaufnahme im Jahr 2012 keine Larven in den Gewässern 3 und 6 nachgewiesen werden.

5.10 *Hyla arborea*

Von der Wiener Naturschutzverordnung wird der Laubfrosch als „prioritäre bedeutende“ Art eingestuft (GOLLMANN et al. 2004). Reproduktionsnachweise des Laubfrosches konnten im

Untersuchungsgebiet an zwei Gewässern erbracht werden: zwei Gelege in Gewässer Nr. 2, Larven mit erfolgreicher Entwicklung bis zur Metamorphose in Gewässer Nr. 7. Trotz zahlreicher Gelege wurden nur sehr wenige Kaulquappen gefangen, die zudem meist Verletzungen an der Schwanzflosse aufwiesen. Am 1. Mai wurde ein männliches Individuum in Gewässer 7 dokumentiert. Bei Erhebungen von GOLLMANN et al. (2004) in den Außenbezirken von Wien geht hervor, dass die einzelnen Vorkommen sehr individuenarm sind, was ebenso bei der Erhebung im Untersuchungsgebiet aufgefallen ist. Laut BLAB & VOGEL (1989) und SCHUSTER (2004) ist ausreichend Besonnung das wichtigste Kriterium für die Laichgewässerwahl des Laubfrosches. Strukturen im und auf dem Wasser wirken sich sehr vorteilhaft aus, werden aber von BLAB & VOGEL (1989) nicht als wesentlich eingestuft. Was die Gewässergröße betrifft, scheint *Hyla arborea* keine deutliche Präferenz zu haben, wie auch GLANDT (2004) beschreibt. Bei seinen Untersuchungen fand er eine Bevorzugung des Wärme liebenden Laubfrosches für temporäre Gewässer. Er stellte seine Arbeit auch anderen Arbeiten wie denen von GROSSE (1994) gegenüber, der in Ostdeutschland ein vermehrtes Vorkommen der Art in größeren und etwas tieferen Gewässern beschrieb. Zudem meinte GROSSE (1994), in austrocknenden Tümpeln hätten die Kaulquappen einen klaren Nachteil. CABELA et al. (2001) sprechen sogar von signifikanter Überrepräsentanz von *Hyla arborea* in nicht permanenten Gewässern. Auch andere Arbeiten sind zu keinem eindeutigen Ergebnis gekommen: Laubfroschkartierungen im Mostviertel zeigten, dass Gewässer mit permanenter Wasserführung eher genutzt wurden als temporäre (vgl. BRAUN 2005). Die Bevorzugung sehr besonnener Gewässer konnte auch in meiner Arbeit beobachtet werden. Trotz der Beschattung durch die angrenzende Weidenreihe war Gewässer 7, das als temporäres Gewässer einzustufen ist, neben Gewässer 11 im Schnitt das wärmste von allen. Obwohl der Tümpel am 17. Juli komplett austrocknete, konnten die meisten Individuen noch rechtzeitig metamorphosieren. Wie bereits erwähnt, konnte in keinem anderen Gewässer der Nachweis für Laubfrosch-Quappen erbracht werden. Oftmals wurden jedoch Rufe von *Hyla arborea* auf der „Langen Wiese“ wahrgenommen. Die Untersuchungen von SCHEDL & PINTAR (2008) wiesen 2008 in den Gewässern 7 und 8 Larven des Laubfrosches, in Gewässer 10 dessen Laich nach. Rufe wurden den Gewässern 1, 2, 7, 10 und 19 zugeordnet. Beim Vergleich der Erhebungen der Jahre 2008 und 2012 muss ein Rückgang der Art *Hyla arborea* im Untersuchungsgebiet festgestellt werden, da weder in Gewässer 8 noch in Gewässer 10 Laichklumpen oder Kaulquappen des Laubfrosches nachgewiesen werden konnten. In Gewässer 2 wurden zwei Gelege von *Hyla arborea* erhoben, aber später keine Larven gekeschert. Es ist fraglich, ob sie eventuell von Enten oder

Kaulquappen gefressen wurden oder ob sie bloß nicht mehr aufzufinden waren. Oftmals wurde beobachtet, dass sich Braunfrosch-Quappen zwischen den frisch abgelaichten Laubfroschgelegen aufhielten. Ob sie die Eier auch als Nahrung nutzten, bleibt fraglich. In Laborversuchen von HEUSSER et al. (2002) konnte gezeigt werden, dass Kaulquappen von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* Eier von diversen anderen Amphibienarten, unter anderem auch von *Hyla arborea*, fressen. LEMCKE (2005) konnte zum ersten Mal zeigen, dass Libellenlarven (untersucht wurde die Art *Aeshna cyanea*) Informationen über das Vorhandensein von Beuteorganismen nicht nur optisch aufnehmen, sondern auch durch chemische Substanzen im Wasser. Somit könnten auch frisch abgelaichte Gelege von *Hyla arborea* gefressen werden (LEMCKE 2005). Auch GROSSE & NÖLLERT (1993) und CABELA & GIROLLO (1994) erwähnen ein sicheres Aufkommen der Larven nur bei mäßiger Prädatorendichte und bei vielen Versteckmöglichkeiten. Eine mögliche Erklärung für die geringe Anzahl der gefangenen Kaulquappen von *Hyla arborea* wäre die extrem hohe Dichte an Großlibellenlarven und anderen Fressfeinden in Laichbiotop 7. LEMCKE (2005) schließt auch Larven von *Bufo bufo* als mögliche Laichprädatoren des Laubfrosches nicht aus. In Laichgewässer 2 kamen Erdkröten syntop mit Laubfröschen vor und könnten deren Laich gefressen haben. Beobachtungen dazu fehlen jedoch.

5.11 Welche Faktoren bedingen ein optimales Amphibiengewässer?

Was die Gewässerwahl der wandernden Amphibien betrifft, zeigten die Tiere eine eindeutige Präferenz der Laichgewässer auf der „Langen Wiese“. Hier war nicht nur die Anzahl der Amphibienarten, sondern auch deren Dichte sehr hoch. Gewässer 7 beheimatete die meisten Amphibienarten. Bis auf *Bufo bufo* konnten alle erfassten Amphibienarten in dem Untersuchungsgebiet in Gewässer 7 erfolgreich reproduzieren. Sowohl Grasfrosch-Quappen als auch Springfrosch-Quappen erreichten höhere Konditionsindices in den Gewässern auf der „Langen Wiese“, als in den Gewässern im Wald. In Tümpel 11 wiesen Seefrösche und Teichmolche die besten Konditionsindices auf (vgl. Tab. 34). Dies könnte an den höheren Strahlungswerten und Temperaturen liegen. Auch das Nahrungsangebot war in diesen Gewässern vielseitiger als in den „Waldtümpeln“. Eine Abhängigkeit von Temperatur und Nahrungsangebot bei der Entwicklungsdauer der Kaulquappen bis hin zum Jungfrosch wird von SCHLÜPMANN et al. (2004) beschrieben. Mehrere Faktoren spielen direkt und indirekt

eine Rolle für das Wachstum der Kaulquappen, wie etwa mittlere Temperatur, Menge vorhandener Nahrung, Menge der Sonneneinstrahlung, Größe der Gewässeroberfläche und verfügbarer Sauerstoff (RUGH 1934). Der Sauerstoffgehalt nahm über den Untersuchungszeitraum hinweg am stärksten in den Gewässern 4 und 5 ab. Über 50% aller gemessenen Werte lagen unter 2.5 mg l^{-1} . In Tabelle 34 sind die Gewässer in suboptimale, gute und optimale Amphibiengewässer anhand biometrischer Schlüsselparameter gruppiert. Es zeigt sich, dass die Gewässer 6, 7 und 8 die meisten Kriterien für ein optimales Amphibiengewässer erfüllen, gefolgt von den Gewässern 2, 9, 10 und 11, die als gute Amphibiengewässer eingestuft werden. Nicht so optimal scheinen die Gewässer 1, 3, 4, 5, 16 und 19 zu sein, wobei Gewässer 5 noch das beste der suboptimalen Gewässer darstellt. Möglicherweise ist die geringe Größe von Gewässer 1 und 16 der Grund, warum es nur für wenige Arten als Laichgewässer in Frage kommt. Zudem ist Gewässer 1 schwer zugänglich und durch die Betonierung das unnatürlichste aller Gewässer. Gewässer 19 ist ein suboptimales Laichhabitat, da es noch während der Entwicklung der Kaulquappen austrocknete. Die Gewässer 3, 4 und 5 scheinen durch die geringe Sonneneinstrahlung, das ärmere Nahrungsangebot und den starken Sauerstoffabfall während der Entwicklungsphase nur schlecht für Amphibien geeignet zu sein. Dies spiegelt sich auch in geringen Fangdichten und der niedrigeren Artenvielfalt wider. Nicht nur Amphibienlarven, auch andere wasserlebende Tiere waren selten.

Zusätzlich zur maximalen Gesamtlänge, Rumpflänge und maximalem Gewicht, wurden auch der Mittelwert und die Standardabweichung in Entwicklungsstadium 37 bzw. 37/ 38 berechnet (Tab. 34). Der höchste Mittelwert für Gesamtlänge, Rumpflänge und Gewicht und die geringste Standardabweichung wurden als Kriterien für ein optimales Amphibiengewässer ausgewählt. Die Standardabweichung lässt auf Crowding-Effekte zwischen den Kaulquappen schließen: Je höher die Konkurrenzeffekte durch Crowding (wachstumshemmende Faktoren), desto höher ist die Standardabweichung und Spannweite der einzelnen Parameter (BANKS & BEEBEE 1987). Deswegen ist eine geringe Standardabweichung (sei es nun bei Gesamtlänge, Rumpflänge oder Gewicht der Larven) ein Indiz für geringe Konkurrenz durch Crowding und somit ein wichtiges Kriterium für ein optimales Amphibiengewässer. Aufgrund der zu geringen Stichprobenanzahl der Springfrosch-Quappen bei Gosnerstadium 37 wurden die beiden Stadien 37 und 38 zusammengefasst (Tab. 34). Der Status „suboptimales Amphibiengewässer“ bedeutet keinesfalls, dass sie für Amphibien ungeeignet sind (siehe z.B. Gewässer 4 mit fast 100 Grasfroschgelegen), sondern im Vergleich zu den anderen Gewässern eine zweitrangige Position einnehmen. Aufgefallen ist auch, dass die Artenvielfalt

und der Reproduktionsnachweis bzw. Reproduktionserfolg in den Laichgewässern auf der „Langen Wiese“ viel höher lag als in den restlichen Gewässern. Eine mögliche Erklärung dafür könnten die besseren Licht-, Temperatur-, Sauerstoff- und Nahrungsverhältnisse gewesen sein.

Generell ist in permanenten Gewässern mit vorhersagbaren Bedingungen eine längere Larvalphase zu beobachten als in temporären Gewässern (DENVER 1997). Die Larven in temporären Gewässern zeigen nicht nur höhere Aktivitätsraten und schnellere Wachstumsraten, sie scheinen auch konkurrenzfähiger zu sein als Larven aus permanenten Gewässern (LAURILA 2000 b). Dagegen sprechen GRIFFITHS et al. (1991) von einer längeren Entwicklung in temporären Gewässern, hervorgerufen durch Konkurrenz zwischen Kaulquappen, aus der vermindertes Wachstum resultiert. Crowding-Phänomene zwischen den Kaulquappen scheinen in jedem Fall größer in temporären Gewässern zu sein (TEJEDO & REQUES 1994). Wie bereits erwähnt, wurde indirekt durch die Standardabweichung der Gesamtlänge, Rumpflänge und des Gewichtes der Kaulquappen in den verschiedenen Gewässern auf Konkurrenz-Effekte geschlossen. Eine große Standardabweichung (mittlere Abweichung vom Mittelwert) bedeutet höhere Crowding-Effekte. Diese werden unter anderem durch wachstumshemmende Substanzen hervorgerufen, was größeren Kaulquappen einen Vorteil gegenüber kleineren Quappen verschaffen würde (BANKS & BEEBEE 1987, WILBUR 1988) und somit große Streuung der Gesamtlängen innerhalb desselben Entwicklungsstadiums zur Folge hätte. Kaulquappen, die ihre Larvalphase in ausdauernden Gewässern durchleben, zeigen Unterschiede in ihrer Entwicklungsdauer, liegen aber in ihrer Metamorphosegröße dicht beieinander. In temporären Gewässern findet sich sowohl in der Entwicklungsdauer als auch in der Metamorphosegröße deutlich höhere Variabilität (BRADY & GRIFFITHS 2000). Vergleicht man Gosnerstadium 42 (Anfang Metamorphoseklimax) der Grasfrosch-Quappen in den Gewässern 2 (permanentes Gewässer), 4 (temporäres Gewässer) und 6 (Austrocknung möglich) miteinander, so weisen die Kaulquappen in Teich 2 die geringste Spannweite der Gesamtlängen mit nur 7 mm auf; in Tümpel 4 sind es 13 mm und in Gewässer 6 beträgt die Spannweite 14 mm.

Tab. 34: Einstufung der untersuchten Gewässer anhand von Artenzahlen, Reproduktionsnachweisen und biometrischen Schlüsselparametern. **Suboptimales Amphibiengewässer: 0-5 Punkte**, **Gutes Amphibiengewässer: 6-10 Punkte**, **Optimales Amphibiengewässer: 11-20 Punkte**; Arten: R.d.=*Rana dalmatina*, R.t.=*Rana temporaria*, B.b.=*Bufo bufo*, H.a.=*Hyla arborea*, P.r.=*Pelophylax ridibundus*, , T.c.=*Triturus carnifex*, I.a.=*Ichthyosaura alpestris*, L.v.=*Lissotriton vulgaris*; G.=Gosnerstadium, MW=Mittelwert, STABW=Standardabweichung, GL=Gesamtlänge, RL=Rumpflänge, Gew.=Gewicht.

ART	PARAMETER	GEWÄSSER												
		Wald					Lange Wiese							
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	16	19
R.d.	Höchste Artenzahl							✓						
	Reproduktionsnachweis		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	max. Körperlänge									✓				
	max. Gewicht								✓					
	max. Rumpflänge							✓		✓				
	bester Konditionsindex							✓						
	MW-GL max. (G.37/38)						✓							
	geringste STABW GL.						✓							
	MW-Gew. max. (G.37/38)								✓					
	geringste STABW Gew.											✓		
	MW-RL max. (G.37/38)								✓					
	geringste STABW RL.							✓						
	Reproduktionsnachweis		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
R.t.	max. Körperlänge			✓										
	max. Gewicht						✓							
	max. Rumpflänge		✓				✓							
	bester Konditionsindex		✓				✓							
	MW-GL max. (G.37)						✓							
	geringste STABW GL.				✓									
	MW-Gew max. (G.37)						✓							
	geringste STABW Gew.				✓									
	MW-RL max. (G.37)						✓							
	geringste STABW RL.				✓									
B.b.	Reproduktionsnachweis		✓	✓		✓				✓				
H.a.	Reproduktionsnachweis		✓					✓						
P.r.	Reproduktionsnachweis	✓						✓	✓	✓	✓	✓	✓	
	max. Körperlänge							✓			✓			
	max. Gewicht										✓			
	max. Rumpflänge							✓			✓			
	bester Konditionsindex											✓		
T.c.	Reproduktionsnachweis							✓	✓	✓				
	max. Körperlänge								✓					
	max. Gewicht								✓					
	max. Rumpflänge								✓					
I.a.	Reproduktionsnachweis							✓	✓	✓	✓	✓		
	max. Körperlänge							✓						
	max. Gewicht							✓						
	max. Rumpflänge							✓						
L.v.	Reproduktionsnachweis	✓					✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
	max. Körperlänge								✓					
	max. Gewicht								✓					
	max. Rumpflänge								✓					
	bester Konditionsindex											✓		

5.12 Laich- und Kaulquappenprädation

In keinem der untersuchten Gewässer konnten Fische nachgewiesen werden. Es scheint, dass auch der große Teich (2), in dem es laut Förstern der MA 49 vor Jahren Fische gab, nun ebenfalls fischfrei ist. Somit sind Fische, die als starke Laich- und Kaulquappen-Räuber gelten (z.B. KWET 1996, CLAUSNITZER 2010), als Prädatoren auszuschließen. Im Vergleich zu den Gewässern im Wald oder am Waldrand (2, 3, 4 und 5) gab es in den sonnenexponierteren Laichgewässern viel mehr Druck durch Prädatoren. Die meisten Amphibienarten wurden in Gewässer 7 dokumentiert, auch die Dichte an invertebraten Räubern war in Gewässer 7 am höchsten. Nach KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) können Teichmolche und Bergmolche den Bestand der Springfroschlaichballen stark dezimieren. Für KWET (1996) gelten Teichmolche und Bergmolche als „sehr häufige/ sehr große“ Laichräuber von *Rana temporaria*. Seine Untersuchungen zeigten, dass die Laichprädation von Teichmolch und Bergmolch sogar die von Fischen, Wasserinsekten und Enten übertraf. Womöglich war dies auch der Grund, warum in Laichgewässer 7 nur knapp 64% der Springfroschgelege und ca. 69% der Grasfroschgelege schlüpften. Unter Anuren sind Laichräuber eher selten (KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998). Anders beschreiben KWET (1996), HEUSSER (1970), BANKS & BEEBEE (1987) die womögliche Ausbildung von Habitatpräferenzen spät laichender Amphibienarten, um das Prädationsrisiko der früher schlüpfenden Grasfrosch-Quappen zu minimieren. HEUSSER (1970) und KWET (1996) vermuten zudem, dass später am Laichgewässer eintreffende Grasfrösche jene Stellen, die bereits mit arteigenen Gelegen belegt sind, meiden, um Prädation durch ihre Artgenossen auf diese Weise zu vermeiden. Er fügt jedoch hinzu, dass dieser Umstand wahrscheinlich nur in kleinen Laichgewässern bzw. im Labor von Bedeutung wäre. Ein solches Verhalten von *Rana temporaria* konnte im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet werden, vor allem deswegen, weil die Gelege doch zeitlich sehr synchron abgelegt wurden.

Untersuchungen von HEUSSER (2000) zeigten, dass es sich bei *Pelophylax ridibundus*, *Hyla arborea* und *Rana temporaria* um effizientere Laichräuber handelt, anders als bei *Bufo bufo*. HEUSSER (2000) stuft Eier und Schlüpflinge jedenfalls als attraktives Futter ein. Weitere Experimente mit vier verschiedenen Molcharten (*Ichthyosaura alpestris*, *Triturus cristatus*, *Lissotriton helveticus* und *Lissotriton vulgaris*) zeigten, dass alle Molcharten Grasfrosch-Quappen verzehrten, jedoch nur *Triturus cristatus* auch Erdkröten-Quappen fraß (HEUSSER 1971). Zwei Beobachtungen der Oophagie bzw. der Prädation durch Kammolche sollen hier kurz angeführt werden: Beim Keschern fand sich ein Kammolch im Netz, der gerade Seefroscheier fraß. Ein weiteres Mal konnte eine Kammolchlarve beim „Einsaugen“ einer

Teichmolchlarve beobachtet werden. KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) berichten von Pferdeegeln (*Haemopsis sanguisuga*) als Laichräuber. KWET (1996) stuft die Gefährdung der Pferdeegel für Grasfroschlaich als „mittel“ ein. Eigene Beobachtungen in Gewässer 4 zeigten ein vermehrtes Auftreten von Pferdeegeln zwischen Grasfroschgelegen, die am Uferrand abgelegt wurden. Ebenso häufig wurden Pferdeegel in Teich 2 gesichtet. In fast allen Gewässern kommen Teichmolche als Laichräuber in Frage, da sie sehr häufig zwischen Braunfroschgelegen beobachtet wurden. Eine andere mögliche Mortalitätsursache des Amphibienlaichs ist der Wasserschimmelpilz der Gattung *Saprolegnia* (KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998). Ein Schimmelpilz, der alle Gelege befiel, trat in Gewässer 13 auf, wurde jedoch nicht näher bestimmt. Er verursachte das Absterben fast aller Eier von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria*. Während des gesamten Untersuchungszeitraums wurde nur eine einzige Kaulquappe des Springfrosches gekeschert (s.o.). Molche konnten in dem perennierenden Gewässer keine nachgewiesen werden. Allgemein fiel ein Fehlen von Wasserinsekten auf, weder Libellenlarven, noch Wasserkäfer konnten gekeschert werden. Trotzdem wurden regelmäßig Adulte von *Pelophylax ridibundus* am Ufer sitzend dokumentiert. Die stärksten Fressfeinde der frisch geschlüpften Larven waren neben Seefröschen in den Gewässern 7, 8, 9 und 10 vor allem Teichmolche, Kammolche und Bergmolche. Auch KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) zählen Teichmolch und Bergmolch zu den Hauptprädatoren der frischgeschlüpften Quappen. Fraglich scheint die Rolle der Waffenfiegenlarven als Laichprädatoren zu sein. Normalerweise ernähren sich die Tiere nicht von Froschlaich und wenn, wäre nur die Gallerthülle betroffen (KWET 1996). Deswegen werden sie von KWET (1996) als „keine“ Laichräuber eingestuft. In Tümpel 11 waren Stratiomyiden-Larven sehr häufig anzutreffen, doch konnten keine Versuche des Laichfressens beobachtet werden. Unter den Anuren fressen Seefrösche Kaulquappen, und zwar auch solche der eigenen Art (GLANDT 2008). Täglich wurden an die 60 Tiere beobachtet, die am Uferrand des Laichgewässers 9 saßen. *Pelophylax ridibundus* war in den Gewässern 8 und 9 zahlenmäßig den anderen Amphibienarten deutlich überlegen.

6 Zusammenfassung

Von den acht im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten gelten laut Rote Liste Wien alle als gefährdet (*Bufo bufo*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* und *Ichthyosaura alpestris*) bzw. stark gefährdet (*Hyla arborea*, *Pelophylax ridibundus*, *Triturus carnifex* und *Lissotriton vulgaris*). Es gibt eine zeitliche Übereinstimmung der Wanderdaten vom Amphibienschutzzaun an der Exelbergstraße und dem Auffinden der ersten Gelege in den Exelberg-Gewässern am 13. März 2012. Alle von den 14 untersuchten Gewässern wurden in unterschiedlichem Ausmaß als Laichgewässer angenommen; es konnte in allen Gewässern ein Reproduktionsnachweis erbracht werden. Der Springfrosch nutzte mit Ausnahme von Gewässer 1 alle Gewässer zur Laichablage, die meisten Gelege setzte jedoch der Grasfrosch ab. Es scheint, dass bei gemeinsamer Laichgewässernutzung von *Rana dalmatina* und *Rana temporaria* eine Art der anderen überlegen ist. Im südlich gelegenen Teich 2 wurden die meisten Erdkrötenschnüre und die meisten Grasfroschgelege erhoben. Teich 2 ist das größte und tiefste aller Gewässer und das einzige, in dem Erdkröten-Quappen erfolgreich metamorphosierten. Die seltenste und individuenärmste Amphibienart im Untersuchungsgebiet war der Laubfrosch (*Hyla arborea*). Verglichen mit der Untersuchung von SCHEDL & PINTAR im Jahr 2008 muss leider ein Rückgang dieser streng geschützten Amphibienart im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Die häufigsten Prädatoren in den Gewässern waren Großlibellenlarven (Anisoptera), die vermutlich einen großen Einfluss auf die Überlebensraten der Kaulquappen hatten. Optimale Amphibiengewässer waren die besonnten, warmen und reich strukturierten Gewässer auf der „Langen Wiese“. Kaulquappen in diesen Gewässern wiesen auch signifikant höhere Konditionsindices auf als Kaulquappen in den Gewässern 3 und 4 (Mann-Whitney U; $p < 0.001$). Sie waren größer und schwerer als die Kaulquappen in den kühleren Gewässern im Wald. Laichgewässer auf der Langen Wiese wurden von den meisten Amphibienarten stark bevorzugt, was sich auch in der Artenvielfalt widerspiegelt. Eine mögliche Erklärung dafür könnten höhere Strahlungs-, Wassertemperatur- und Sauerstoffwerte sowie das vielseitigere Nahrungsangebot sein. In keinem der stark beschatteten Waldtümpel (3, 4, 5) konnten die drei Molcharten (*Lissotriton vulgaris*, *Ichthyosaura alpestris*, *Triturus carnifex*) reproduzieren.

7 Summary

Four out of eight amphibian species inhabiting the Exelberg-ponds on the outskirts of Vienna are listed as “near threatened” (*Bufo bufo*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria* and *Ichthyosaura alpestris*). *Hyla arborea*, *Pelophylax ridibundus*, *Triturus carnifex* and *Lissotriton vulgaris* are categorized as “vulnerable” (Austrian Red List 2007). The time of migration at the Exelbergstraße was correlated with the first sightings of clutches in the ponds on March 13th 2012. All 14 ponds were used as oviposition sites and successful reproduction was recorded in all of them. The agile frog (*Rana dalmatina*) bred in 13 of 14 ponds (except pond 1). The most clutches were laid by the common frog (*Rana temporaria*). When *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* were breeding in the same pond, one of the two species gained dominance over the other, varying from pond to pond. Most of the egg strings of the common toad (*Bufo bufo*) and clutches of *Rana temporaria* were found at pond number 2, which was the largest and deepest of the water bodies located in the south of the area. It was the only pond in which *Bufo bufo* tadpoles successfully underwent metamorphosis. The rarest amphibian species in the area was *Hyla arborea*, the European tree frog. Compared to the study of SCHEDL & PINTAR (2008), this vulnerable species has declined. The most significant predators of amphibian larvae in the ponds were dragonfly nymphs (Anisoptera). They highly influenced the survivorship of the tadpoles and newt larvae. Ideal breeding ponds were warm, exposed to the sun, rich in vegetation and located at the “Lange Wiese”. Tadpoles in these kinds of ponds were larger and heavier than tadpoles in shadier ponds and showed significant higher scaled mass indices than tadpoles in ponds 3 and 4 (Mann-Whitney U; $p < 0.001$). Breeding ponds at the Lange Wiese were preferred by most of the species. Possible explanations for this are higher water temperatures, higher oxygen levels and the greater variety of food sources. The newts *Lissotriton vulgaris*, *Ichthyosaura alpestris* and *Triturus carnifex* were unable to reproduce in any of the shady, temporary ponds (3, 4, 5).

8 Literaturverzeichnis

- ALFORD, R. A. & WILBUR, H. M. (1985): Priority effects in experimental pond communities: Competition between *Bufo* and *Rana*. *Ecology*, 66(4), 1097-1105.
- ANHOLT, B. R. & WERNER, W. W. (1995): Interaction between food availability and predation mortality mediated by adaptive behaviour. *Ecology*, 76(7), 2230-2234.
- ANHOLT, B. R. & WERNER, W. W. (1998): Predictable changes in predation mortality as a consequence of changes in food availability and predation risk. *Evolutionary Ecology*, 12(6), 729-738.
- BANKS, B. & BEEBEE, T. J. C. (1987): Spawn predation and larval growth inhibition as mechanisms for niche separation in anurans. *Oecologia*, 72(4), 569-573.
- BAUMGARTNER, C., BITSCHI, N., ELLINGER, N., GOLLMANN, B., GOLLMANN, G., KÖCK, M., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1996): Laichablage und Embryonalentwicklung von Springfrosch (*Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840) und Grasfrosch (*Rana temporaria* LINNAEUS, 1758) in einem syntopen Vorkommen. *Herpetozoa*, 9, 133-150.
- BLAB, J. & VOGEL, H. (1989): Amphibien und Reptilien: Kennzeichen, Biologie, Gefährdung; Spektrum der Natur, BLV Intensivführer, 144 pp.
- BRADY, L. D. & GRIFFITHS, R. A. (2000): Developmental responses to pond desiccation in tadpoles of the British anuran amphibians (*Bufo bufo*, *B. calamita* and *Rana temporaria*). *Journal of Zoology*, 252(1), 61-69.
- BRAUN, M. (2005): Laubfroschkartierung im Mostviertel und niederösterreichischen Zentralraum. Endbericht Forschungsgemeinschaft LANIUS und Naturschutzbund NÖ, Krems, 30 pp.
- BUCK, T. (1985): Zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* unter besonderer Berücksichtigung des Fortpflanzungsverhaltens. Informationsdienst Naturschutz, Niedersächsisches Landesverwaltungsamt Hannover, 5(1), 1-30.
- CABELA, A. & GIROLLA, L. (1994): Die Erstbesiedlung des Marchfeldkanals durch Amphibien (Amphibia; Wien, Niederösterreich). *Herpetozoa*, 7, 109-138.
- CABELA, A., GRESSLER, S., TEUFL, H., ELLINGER, N. (2003): Neu geschaffene Uferstrukturen im Stauraum Freudenau und Folienteiche auf der Wiener Donauinsel: Eine Studie über ihre Wirksamkeit als Trittsteinbiotope für Amphibien. *DENISIA*, 10, 101-142.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H., TIEDEMANN, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 880 pp.

- CHOVANEC, A. (1992 a): The influence of tadpole swimming behaviour on predation by dragonfly nymphs. *Amphibia-Reptilia*, 13(4), 341-349.
- CHOVANEC, A. (1992 b): Beutewahrnehmung (reaktive Distanzen) und Beuteverfolgung (kritische Distanzen) bei Larven von *Aeshna cyanea* (Müller) (Anisoptera: Aeshnidea). *Odonatologica*, 21(3), 327-333.
- CLAUSNITZER, H. J. (2010): Amphibien, Fische und Amphibienschutzgewässer. *Rana*, 11, 28-36.
- DAVIES, N. B. & HALLIDAY, T. R. (1977): Optimal mate selection in the toad *Bufo bufo*. *Nature* (London) 269, 56-58.
- DENVER, R. J. (1997): Proximate Mechanisms of Phenotypic Plasticity in Amphibian Metamorphosis. *American Zoologist*, 37(2), 172-184.
- DICK, G. & SACKL, P. (1988): Einheimische Amphibien – verstehen und schützen; UMWELT Schriftreihe für Ökologie und Ethologie; Verein für Ökologie und Umweltforschung, 51 pp.
- DONAT, R. (1989): Amphibienschutz an Straßen, *RANA - Mitteilungen für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik*, 5, 107-108.
- EIBL-EIBESFELDT, I. (1950): Ein Beitrag zur Paarungsbiologie der Erdkröte (*BUFO BUFO* L.), *Behaviour*, 2(3), 217-236.
- GITTINS, S. P. (1983): Diurnal activity of the common toad (*Bufo bufo*) during the breeding migration to a pond in Mid-Wales. *British Journal of Herpetology*, 6, 292-294.
- GLANDT, D. (2004): Der Laubfrosch: ein König sucht sein Reich. Laurenti-Verlag, 128 pp.
- GLANDT, D. (2008): Heimische Amphibien. Bestimmen–Beobachten–Schützen. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 178 pp.
- GOLLMANN, G. (1997): Wien am Schnittpunkt großer Lebensräume: Hybridzonen bei Amphibien. In: HÖDL, W. & JEHLE, R. & GOLLMANN, G. (eds.) (1997): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel - Stapfia 51. Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums, Linz, 270 pp.
- GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In: ZULKA, KP (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2, 37-60.
- GOLLMANN, G., BAUMGARTNER, C., GOLLMANN, B., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1999): Breeding phenology of syntopic frog populations, *Rana dalmatina* and *Rana temporaria*, in suburban Vienna. *Verhandlungen-Gesellschaft für Ökologie*, 29, 357-362.

- GOLLMANN, G., GOLLMANN, B., BAUMGARTNER, C., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (2002): Spawning site shifts by *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* in response to habitat change. *Biota*, 3(1-2), 35-42.
- GOLLMANN, G., LOOS, S., SCHMIDT, A., GOLLMANN, B. (2004): Der Europäische Laubfrosch (*Hyla arborea*): Vorkommen, Gefährdung und Schutz des Laubfrosches (*Hyla arborea*) in den Außenbezirken der Stadt Wien; In: Dieter Glandt und Andreas Kronshage (eds.). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 5, 192 pp.
- GOSNER, K. L. (1960): A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16(3), 183-190.
- GRESSLER, S. (1997): Biotopverbund für Amphibien: Trittsteinbiotope, die neue Naturschutzstrategie. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. In: HÖDL, W. & JEHLE, R. & GOLLMANN, G. (eds.) (1997): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel - Stapfia 51. Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums, Linz, 270 pp.
- GRIFFITHS, R. A. & DENTON, J. (1992): Interspecific associations in tadpole. *Animal behaviour*, 44(6), 1153-1157.
- GRIFFITHS, R. A., EDGAR, P. W., WONG, A. C. (1991): Interspecific competition in tadpoles: Growth inhibition and growth retrieval in natterjack toads, *Bufo calamita*. *The Journal of Animal Ecology*, 60(3), 1065-1076.
- GRIFFITH, R. A. & FOSTER, J. P. (1998): The effect of social interactions in tadpole activity and growth in the British anuran amphibians (*Bufo bufo*, *Bufo calamita*, and *Rana temporaria*). *Journal of Zoology*, 245(4), 431-437.
- GROSSE, W. R. (1994): Der Laubfrosch. Westarp-Wissenschaften, 211 pp.
- GROSSE, W. R. & HEMPEL, S. (2004): Zum Einfluss der Witterung auf die Körpergröße und Kondition der Erdkröten (*Bufo bufo*) im Amphibienvorkommen Talstraße in Halle/S. *Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa*, 37(2), 249-264.
- GROSSE, W. R. (2010): Der Teichmolch: Lurch des Jahres 2010; Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DGHT), 29 pp.
- GROSSE, W. R. & NÖLLERT, A. (1993): The aquatic habitat of the European tree frog, *Hyla arborea*. In: Stumpel A. H. P. & Tester U. (eds.): Ecology and Conservation of the European Tree Frog. Proceedings of the 1st International Workshop on *Hyla arborea*, 13-14 February 1992, Potsdam, Germany. DLO - Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, 105 pp.

- GROSSENBACHER, K. (1985): Amphibien und Verkehr. Publ. Nr. 1 der Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz; 3. Aufl.; Bern, 21 pp.
- GROSSENBACHER, K. (1997): Zur Morphologie und Verbreitung von *Rana dalmatina* in Europa. Rana (Rev. Agron. Noreste. Argent.), 2, 5-12.
- GROSSENBACHER, K. & ZUMBACH, S. (2001): Kammolche in der Schweiz (*Triturus cristatus* und *T. carnifex*). Rana, Sonderheft, 4, 23-28.
- GÜNTHER, R., PODLOUCKY, J., PODLOUCKY, R. (1996): Springfrosch - *Rana dalmatina*. In: GÜNTHER R. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Gustav Fischer Verlag, Jena, 825 pp.
- GUTLEB, B., HEBEIN, C., ROTTENBURG, T., STREITMAIER, D. (1988): Kärntens bedrohte Natur: Amphibien, Amt der Kärntner Landesregierung, 31 pp.
- HAAPANEN, A. (1982): Breeding of the common frog (*Rana temporaria* L.). Ann Zool Fenn, 19, 75-79.
- HACHTEL, M., DALBECK, L., HEYD, A., WEDDELING, K. (1997): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im Großraum Bonn: Verbreitung, Laichgewässerwahl und Vergesellschaftung insbesondere im Vergleich zum Grasfrosch (*Rana temporaria*). Rana Sonderheft, 2, 221-230.
- HALLEY, J. M., OLDHAM, R. S., ARNTZEN J. W. (1996): Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. Journal of Applied Ecology, 33(3), 455-470.
- HEUSSER, H. (1958): Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz I. Behaviour, 12(3), 208-232.
- HEUSSER, H. (1960): Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz II. Behaviour, 16(1/2), 93-109.
- HEUSSER, H. (1968 a): Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* (L.) Größenfrequenzen und Populationsdynamik. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen, 29, 1-29.
- HEUSSER, H. (1968 b): Die Lebensweise der Erdkröte *Bufo bufo* (L.); Wanderungen und Sommerquartiere. Revue suisse de Zoologie, 75(48), 927-982.
- HEUSSER, H. (1969): The ecology and life history of the European common toad. *Bufo bufo* (L.): An abstract of a five-year-study. Universität Zürich, 8 pp.
- HEUSSER, H. (1970): Laich-Fressen durch Kaulquappen als mögliche Ursache spezifischer Biotoppräferenzen und kurzer Laichzeiten bei europäischen Froschlurchen (Amphibia, Anura). Oecologia, 4(1), 83-88.
- HEUSSER, H. (1971): Differenzierendes Kaulquappen-Fressen durch Molche. Experientia, 27(4), 475-476.

- HEUSSER, H. (1972): Intra-und interspezifische Crowding-Effekte bei Kaulquappen der Kreuzkröte, *Bufo calamita* Laur. Oecologia, 10(1), 93-98.
- HEUSSER, H. (2000): Kaulquappen fressen Laich und Larven europäischer Anuren (Amphibia), Zeitschrift für Feldherpetologie 7, 177-202.
- HEUSSER, H., LIPPUNER, M., SCHMIDT, B. R. (2002): Laichfressen durch Kaulquappen des Springfrosches (*Rana dalmatina*) und syntopes Vorkommen mit anderen Anuren. Zeitschrift für Feldherpetologie, 9, 75-87.
- HOFRICHTER, R., BERGTHALER, G. J., PATZNER, R. A. (1994): Laichhilfen für Amphibien in einem Gewässer mit stark schwankendem Wasserspiegel (Anura: Bufonidae, Ranidae). Herpetozoa 7 (1/2), 59-62.
- JEHLE, R. & SINSCH, U. (2007): Wanderleistung und Orientierung von Amphibien: eine Übersicht. Zeitschrift für Feldherpetologie, 14, 137-153.
- KLINGE, A. (2001): Zur Situation des Kammmolches (*Triturus cristatus*, LAURENTI, 1768) in Schleswig-Holstein. RANA Sonderheft, 4, 41-50.
- KUHN, J. & ROHRBACH, T. (1998): Beobachtungen zur Fortpflanzungsbiologie des Springfroschs (*Rana dalmatina*), Herpetofauna 20 (112), 16-24.
- KUHN, J. & SCHMIDT-SIBETH, J. (1998): Zur Biologie und Populationsökologie des Springfroschs (*Rana dalmatina*): Langzeitbeobachtungen aus Oberbayern. Zeitschrift für Feldherpetologie 5, 115-137.
- KUPFERBERG, S. J. (1997): The role of larval diet in anuran metamorphosis. American Zoologist, 37(2), 146-159.
- KUSCHKA, V. (2010): Erfahrungen zum Amphibienschutz an Straßen. Naturschutzarbeit in Sachsen, 52, 14-31.
- KWET, A. (1996): Zu den natürlichen Feinden des Laichs von Froschlurchen. Salamandra, 32, 31-44.
- KYEK, M. & WITTMANN, H. (2004): Vergleichende Akzeptanzkontrolle an Amphibiendurchlässen unterschiedlicher Bauart mit Hilfe von natürlichen Amphibienpopulationen im oberösterreichischen Alpenvorland. Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs, 13, 413-451.
- LAURILA, A. & KUJASALO, J. (1999): Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. Journal of Animal Ecology, 68(6), 1123-1132.
- LAURILA, A. (2000 a): Behavioral responses to predator chemical cues and local variation in antipredator performance in *Rana temporaria* tadpoles. Oikos, 88(1), 159-168.
- LAURILA, A. (2000 b): Competitive ability and the coexistence of anuran larvae in freshwater rock-pools. Freshwater Biology, 43(2), 161-174.

- LEMCKE, C. (2005): Phänotypische Plastizität bei Kaulquappen des Europäischen Laubfrosches, *Hyla arborea*. Dissertation der Ludwig - Maximilians - Universität, 84 pp.
- LIPPUNER, M. & ROHRBACH, T. (2009): Ökologie des Springfrosches (*Rana dalmatina*) im westlichen Bodenseeraum. Zeitschrift für Feldherpetologie, 16, 11-44.
- LOMAN, J. (1999): Early metamorphosis in common frog *Rana temporaria* tadpoles at risk of drying: an experimental demonstration. Amphibia-Reptilia, 20(4), 421-430.
- MALETZKY, A., GOLDSCHMID, A., KYEK, M. (2008): Crested newt (*Triturus cristatus* superspecies) populations in Salzburg, Austria, their distribution, size and conservation status. Herpetozoa, 20(3/4), 145-163.
- MALETZKY, A. (2010): Verbreitung und Bestand des Springfrosches (*Rana dalmatina* Bonaparte 1840) im Bundesland Salzburg. Mitt. Haus der Natur, 18, 11-28.
- MERILÄ, J., LAURILA, A., PAHKALA, M., RÄSÄNEN, K., LAUGEN, A. (2000): Adaptive phenotypic plasticity in timing of metamorphosis in the common frog *Rana temporaria*. Ecoscience, 7(1), 18-24.
- MORIN, P. J. & JOHNSON, E. A. (1988): Experimental studies of asymmetric competition among anurans. Oikos, 398-407.
- MÜNCH, D. (1992): Straßen-Sperrungen. Neue Wege im Amphibienschutz. Tagungsbericht zum gleichnamigen Seminar des Naturschutzzentrums NRW. Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Dortmund, 224 pp.
- NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Amphibien- und Reptilienarten in Niedersachsen. – Amphibienarten des Anhangs IV der FFH – Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Springfrosch (*Rana dalmatina*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 12 pp., unveröff.
- PEIG, J. & GREEN, A. J. (2009): New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. Oikos, 118(12), 1883-1891.
- PEIG, J. & GREEN, A. J. (2010): The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. Functional Ecology, 24(6), 1323-1332.
- PONSERO, A. & JOLY, P. (1998): Clutch size, egg survival and migration distance of the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. Archiv für Hydrobiologie, 142, 343-352.
- PUKY, M. (2005): Amphibian road kills: a global perspective. In: C.L. Irwin, P. Garrett, and K.P. McDermott (eds.): Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, N.C., 325-338 pp.

- RIIS, N. (1988): The present distribution of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* in southern Scandinavia explained by a theory of competitive exclusion. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 64(3), 104-106.
- RIIS, N. (1991): A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* larvae. *Amphibia-Reptilia*, 12(3), 229-243.
- ROHRBACH, T. & KUHN, J. (1997): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im westlichen Bodenseeraum 1994 – 1996: Verbreitung, Bestände, Laichgewässer. *Rana*, Sonderheft, 2, 251-261.
- RUGH, R. (1934): The space factor in the growth rate of tadpoles, *Ecology*, 15(4), 407-411.
- SCHEDL, H. & PINTAR, M. (2008): Untersuchungen zum Laichgewässerangebot einer Amphibiengesellschaft im Umfeld der Exelbergstraße im 17. Wiener Gemeindebezirk. *Univ. f. Bodenkultur*, 21 pp.
- SCHLÜPMANN, M. & GÜNTHER, R. (1996): Grasfrosch - *Rana temporaria*. In: GÜNTHER R. (1996): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*, Gustav Fischer Verlag, Jena, 825 pp.
- SCHLÜPMANN, M., SCHULZE, M., FRANK MEYER, H. S. (2004): *Rana temporaria* (LINNAEUS, 1758). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E. & Ssymank, A. (Bearb.): *Das Europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bonn 69 Bd. 2, 165-173.*
- SCHUSTER, A. (2004): Habitatwahl und langfristige Bestandsveränderungen von Amphibienpopulationen im oberösterreichischen Alpenvorland: Eine Langzeituntersuchung zu 13 Amphibientaxa auf einer Fläche von 170km². *DENISIA*, 15, 1-147.
- SEMLITSCH, R. D. & CALDWELL, J. P. (1982): Effects of density on growth, metamorphosis, and survivorship on tadpoles of *Scaphiopus holbrooki*. *Ecology*, 63(4), 905-911.
- SINSCH, U. (2006): Orientation and navigation in Amphibia. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(1), 65-71.
- SMITH, M. (1951): *The British amphibians & reptiles*. Collins, 318 pp.
- SMITH-GILL, S. J. & BERVEN, K. A. (1979): Predicting amphibian metamorphosis. *American Naturalist*, 113 (4), 563-585.
- STOCKINGER, J. (2010): Wanderungsdynamik von Amphibien und Einfluss der Geländemorphologie auf die Wanderung an der Leitanlage Exelbergstraße (Wien). *Diplomarbeit, Universität Wien*, 105 pp.
- TEJEDO, M. (1993): Size-dependent vulnerability and behavioural responses of tadpoles of two anuran species to beetle larvae predators. *Herpetologica*, 49(4), 287-294.

- TEJEDO, M. & REQUES, R. (1994): Plasticity in metamorphic traits of natterjack tadpoles: the interactive effects of density and pond duration. *Oikos*, 71, 295-304.
- TERHIVUO, U. (1988): Phenology of spawning for the Common Frog (*Rana temporaria* L.) in Finland from 1846 to 1986. *Ann. Zool. Fennici*, 25, 165-175.
- THIESMEIER, B. & KUPFER, A. (2000): Der Kammmolch: ein Wasserdrache in Gefahr. Laurenti-Verlag, 158 pp.
- TIEDEMANN, F. (1990): Lurche und Kriechtiere Wiens. J und V Edition Wien, 199 pp.
- VAN BUSKIRK, J. & YUREWICZ, K. L. (1998): Effects of predators on prey growth rate: relative contributions of thinning and reduced activity. *Oikos*, 82, 20-28.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1988): Sukzession und Wachstum von Amphibienlarven in vier Kleingewässern in Wien und Niederösterreich. *Salamandra*, 24(4), 287-301.
- 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(2), 405-417.
- WEISSMAIR, W. (1996): Amphibien - Gefährdung und Schutz. Bemerkung zur Verbreitung einiger Arten in Österreich. In: HÖDL, W. & AUBRECHT, G. (eds.) (1996): Frösche Kröten Unken: aus der Welt der Amphibien - Stapfia 47. Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums, Linz. 271 pp.
- WILBUR, H. M. (1977): Density-dependent aspects of growth and metamorphosis in *Bufo americanus*. *Ecology*, 58(1), 196-200.
- WILBUR, H. M. (1988): Interactions between growing predators and growing prey. In: B. Ebenman and L. Persson, (eds.), *Size-structured populations: ecology and evolution*. Springer, Heidelberg, 284 pp.
- WILBUR, H. M. & COLLINS, J. P. (1973): Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science*, 182, 1305-1314.
- ZAHN, A. & ENGLMAIER, I. (2005): Zum sympatrischen Vorkommen von Springfrosch (*Rana dalmatina*) und Grasfrosch (*Rana temporaria*) in Oberbayern (Landkreis Mühldorf). *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 12, 237-241.

LINKS

http://www.admin.ch/ch/d/sr/0_455/app2.html (letzter Zugang: 13.7.2013)

<http://www.naturschutz.at/eu-richtlinien/ffh-richtlinie/> (letzter Zugang: 13.7.2013)

http://www.naturschutz.at/fileadmin/inhalte/naturschutz/pdfs/Arten_FFH_Anhaenge_II_IV_V_in_OEsterreich_2009.pdf (letzter Zugang: 13.7.2013)

<http://www.wien.gv.at/recht/landesrecht-wien/rechtsvorschriften/html/l4800200.htm>
(letzter Zugang: 13.7.2013)

<http://members.aon.at/ecsarman/> (letzter Zugang: 13.7.2013)

<http://www.wien.gv.at/bezirke/hernals/umwelt/amphibienexelberg.html> (letzter Zugang: 13.7.2013)

www.wien.gv.at/viennagis/ (letzter Zugang: 13.7.2013)

<http://www.amphibienschutz.de/schutz/artenschutz/roteliste/oesterreich.htm> (letzter Zugang: 13.7.2013)

BILDQUELLEN

www.wien.gv.at/stadtplan/ (letzter Zugang: 13.7.2013)

<http://de.wikipedia.org/wiki/Österreich> (letzter Zugang: 13.7.2013)

Danksagung

Ich möchte mich recht herzlich bei Herrn Prof. Johann Waringer und Frau Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl bedanken, die mich immer engagiert betreut haben und mir mit Rat und Tat zur Seite gestanden sind.

Besonderer Dank gebührt meinem Freund Thomas, der mich bei meiner Arbeit immer unterstützt hat und mir tatkräftig zur Seite gestanden ist. Er hat mir geholfen, in dem er sehr viel Geduld mit mir hatte. Er hat mich immer wieder motiviert, aufgebaut und ermutigt.

Besonderer Dank gilt meiner Familie, die mir das Studium finanziert hat und die mich immer unterstützt hat. Bei meiner Mutter möchte ich mich zudem für das Auto bedanken, das Sie mir für die Datenaufnahme zur Verfügung gestellt hat.

Mag. Eva Csarmann, Veronika Uhlik, Bsc. und dem Verein Amphibienschutz Wienerwald gebührt ebenso besonderer Dank. Sie standen für alle meine Fragen jederzeit zur Verfügung. Eva Csarmann danke ich zudem für das Bereitstellen von Fachliteratur.

Herrn Hubert Kraill danke ich recht herzlich für das Auswerten meiner Wasserproben. Herrn Dr. Stachowitsch möchte ich für das Korrekturlesen meiner englischen Zusammenfassung danken. Dr. Günter Gollmann möchte ich ebenso danken, da ich mich auch jederzeit bei offenen Fragen an Ihn wenden konnte.

Helga und Andreas Wachter und Helmut Brunner danke ich für die tatkräftige Unterstützung bei der Geländevermessung und für die Bereitstellung und Erklärung der Geräte.

Bei Herrn Ing. Lauscher möchte ich mich auch herzlich bedanken, ohne Ihn wäre diese Arbeit wohl kaum möglich gewesen. Vielen Dank auch an Herrn Mitteregger und der MA 49.

Danke an Julia Stockinger, die mir immer geholfen hat, mich für diese Arbeit motiviert hat und mir netterweise Ihre Daten der letzten Jahre zur Verfügung gestellt hat.

Herrn Mag. Chovanec, der mir netterweise zwei seiner Arbeiten zugeschickt und zur Verfügung gestellt hat – vielen Dank.

Ich bedanke mich bei allen meinen Freunden, besonders bei Anna Fertschnig, Jasmin Primus, Sarah Keckeis und Kathrin Mikula, die immer ein offenes Ohr für mich hatten und immer an mich geglaubt haben.

Bedanken möchte ich mich auch bei Herrn Ing. Minich, den ich leider nie persönlich kennengelernt habe, der sich aber meines Wissens Jahre lang um die Amphibien an der Exelbergstraße bemüht hat und dem auch die zahlreichen Laichgewässer im Untersuchungsgebiet zu verdanken sind.

Curriculum Vitae

Katharina Stefan
geb: 26. September 1987
Bandgasse 16/7
1070 - Wien
Tel: 0650-5335122
e-mail: katica.stefan@gmail.com



Bildungsweg:

1993 - 1998: Zweisprachige Volksschule in Feistritz im Rosental
1998 - 2006: Bundesgymnasium/Bundesrealgymnasium für Slowenen in Klagenfurt
Juni 2006: Matura mit Gutem Erfolg
2006 - 2009: Diplomstudium Biologie an der Universität Wien (1. Abschnitt)
Ab 2010: Diplomstudium Zoologie an der Universität Wien (2. Abschnitt)
Ab 2012: Diplomarbeit: "Laichaktivität und Larvenwachstum von Amphibien in Wasserkörpern unterschiedlicher Morphologie an der Exelbergstraße (Wien)"

Berufspraxis:

2005: Gastgewerbe
2006: Zveza Bank Klagenfurt
2007: Gastgewerbe
2008: Tierarzt-Assistenz im Gebiet Gailtal/Kärnten
2010 - 2012: Geringfügige Mitarbeit bei der ARGE Papageienschutz in Vösendorf
2013: Tutorin am Department Limnologie der Universität Wien

Tätigkeiten:

Seit 2010: ehrenamtliche Mithilfe am Amphibienschutzzaun Exelbergstraße (Wien)

Sonstige Qualifikationen:

Führerschein der Klasse B
Allgemeine EDV-Kenntnisse
Sprachkenntnisse: Deutsch, Slowenisch, Englisch
Grundkenntnisse: Univariate Statistik
Besondere Kenntnis heimischer Amphibien

Resume

Katharina Stefan
born: 26th of September, 1987
Bandgasse 16/7
1070 - Vienna
Austria
phone: +436505335122
e-mail: katica.stefan@gmail.com



Education:

1993 - 1998: Bilingual Elementary School in Feistritz (Carinthia)
1998 - 2006: Secondary School for Slovenians in Klagenfurt
Juni 2006: Graduation
2006 - 2009: Diploma Studies "Biology" at the University of Vienna (first stage)
Since 2010: Diploma Studies "Zoology" at the University of Vienna (second stage)
Since 2012: Diploma thesis: "Spawning activity and larval growth of amphibians in different water bodies at the Exelbergstraße (Vienna)"

Work experience:

2005: Catering and hotel industry
2006: Zveza Bank Klagenfurt
2007: Catering and hotel industry
2008: Veterinary assistance in Carinthia
2010 - 2012: Marginally employed at the "ARGE Papageienschutz" in Vösendorf
2013: Tutor at the Department of Limnology at the University of Vienna

Volunteer Experience:

Since 2010: Voluntary assistance at the association "Amphibienschutzzaun Exelbergstraße"

Skills:

Driver license
Basic EDP-knowledge
Languages: German, Slovenian, English
Fundamental knowledge: univariate statistics
Specialized knowledge of domestic amphibians