

Kammolch- Monitoring- Krefeld

-

Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen
Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter
besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter
Fragestellungen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Naturwissenschaften

(Dr. rer. nat.)

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn

Daniel Ortmann

Leverkusen

2009

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen
Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn

Erstgutachter: Prof. Dr. Wolfgang Böhme

Zweitgutachter: Prof. Dr. Wolfgang Wägele

Datum der Promotion:

17.11.2009

Erscheinungsjahr: 2010

Kammolch- Monitoring- Krefeld

Populationsökologie einer europaweit bedeutsamen
Population des Kammolches (*Triturus cristatus*) unter
besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter
Fragestellungen



Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn

Daniel Ortmann

Leverkusen

2009

Kontakt:

Daniel Ortmann

ortmannda@hotmail.com

1. Einleitung	15
1.1 Einführung in die Thematik.....	15
1.2 FFH-Richtlinie.....	18
1.3 Zielsetzung	19
1.4 Populationsgenetik	21
2. Das Untersuchungsgebiet	23
2.1 Allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	26
2.2 Das FFH- Gebiet (DE-4605-301).....	28
2.3 Die Gewässer im Naturschutzgebiet Latumer Bruch	29
2.3.1 Die Kleingewässer an der Kurkölner Strasse (Gew. 1a und 1b)	30
2.3.2 Lohbruchwiese (Gew. 2)	31
2.3.3 Lohbruch-Grabenstau (Gew. 3).....	31
2.3.4 Regenrückhaltebecken (Gew. 4).....	32
2.3.5 Periodische Kleingewässer (Gew. 5 und 6).....	32
2.3.6 Talweg 1- Bunker (Gew. 7) und Periodische Kleingewässer/ fortf. Lohbruchgraben (Gew. 8).....	33
2.3.7 Talweg 2 (Gew. 9).....	33
2.3.8 Kleingewässer Graben V (Gew. 10).....	34
2.3.9 Latumer Bruchweg (Gew. 11)	34
2.3.10 Talweg Bombenloch (Gew. 12)	35
2.3.11 Stratumer Buschgraben – Westen (Gew. 13)	36
2.3.12 Stratumer Buschgraben – Osten (Gew. 14).....	36
2.3.13 Stratumer Buschgraben NN (Gew. 15).....	37
2.3.14 Flutmulde (Gew. 21).....	37
2.4 Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee	38
2.4.1 Römersee (Gew. 16).....	39
2.4.2 Anreicherungsbecken Nr. 1 (Gew. 17).....	39
2.4.3 Anreicherungsbecken Nr. 2 (Gew. 18).....	40
2.4.4 Verfüllte Anreicherungsbecken Nr. 3 und 4 (Landlebensraum Z1 und Z2) .	41
2.5 Das Gelände der Krefelder Golf Club e.V.	42
2.5.1 Ehemaliges Abtragungsgewässer Golfplatz (Gew. 19).....	42
2.5.2 Kleingewässer Golfplatz (Gew. 20)	43
2.6 Äußerer Burggraben (Gew. C) und Linner Stadtgraben (Gew. D)	45

2.7 Der Greiffenhorstpark.....	46
2.7.1 Die Umbaumaßnahmen und die Umsiedlung.....	46
2.7.2 Greiffenhorstpark West (Gew. A)	49
2.7.3 Greiffenhorstpark Ost (Gew. B)	52
3.1 Systematik	54
3.1.1 Systematik Konsens bis 2004.....	54
3.1.2 Neuere Systematik nach STEINFARTZ et al. 2006.....	56
3.2 Verbreitung.....	60
3.3 Kennzeichen	63
3.4 Habitat	65
3.5 Weitere Amphibien im Untersuchungsgebiet.....	66
3.5.1 Bergmolch (<i>Mesotriton alpestris</i>)	66
3.5.2 Teichmolch (<i>Lissotriton vulgaris</i>).....	69
3.5.3 Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>).....	71
3.5.4 Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	71
3.5.5 Grünfrosch- Komplex (<i>Pelophylax</i> [Rana] <i>lessonae</i> , <i>Pelophylax</i> [Rana] kl. <i>esculentus</i> und <i>Pelophylax</i> [Rana] <i>ridiundus</i>).....	72
4. Material und Methoden	74
4.1 Qualitative und (halb-) quantitative Erfassung der Erdkröte, <i>Bufo bufo</i>	74
4.2 Qualitative und (halb-) quantitative Erfassung des Grünfrosch – Komplexes, <i>Pelophylax</i> (Rana) <i>lessonae</i> , <i>Pelophylax</i> (Rana) kl. <i>esculentus</i> und <i>Pelophylax</i> (Rana) <i>ridiundus</i>	75
4.3 Qualitative und (halb-) quantitative Erfassung von Bergmolch (<i>Mesotriton</i> <i>alpestris</i>), Teichmolch (<i>Lissotriton vulgaris</i>) und Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	75
4.4 Die Nachweise der Amphibien.....	76
4.4.4 Keschern	80
4.4.5 Nächtliches Ableuchten der Wasseroberfläche	81
4.4.6 Verhören der rufenden Männchen.....	81
4.5 Untersuchung der Amphibien.....	83
4.6 Populationsgrößenbestimmung	85
4.7 Berechnung der Fangwahrscheinlichkeit.....	91
4.8 Ermittlung der Jungtierzahlen (Reproduktionserfolg).....	91
4.9 Entwicklung der Populationsgrößen.....	92

4.10 Biometrische Daten	92
4.11 Individuenbasierte Auswertung.....	93
4.11.2 Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten.....	93
4.12 Ausbreitungsökologie, Tiere im Landlebensraum.....	96
4.13 Bewertung der Habitatqualität.....	97
4.14 Makrozoobenthos Erfassung	100
4.15 Wunsch und Wirklichkeit – Monitoringempfehlungen für den Kammolch: eine kritische Überprüfung.....	101
4.16 Genetik	102
5. Ergebnisse.....	106
5.1 Populationsgrößenbestimmungen – Übersicht und Vergleich verwendeter Methoden.....	106
5.1.1 Halbquantitative Erfassung der Molche (Aktivitätsabundanz)	107
5.1.2 Gesamtzahl und Erfassungsintensität – Ein Maß für die relative Häufigkeit?	112
5.1.3 Die relativen Dichten als Indiz für interspezifische Konkurrenz	115
5.1.4 Mindestindividuenzahl beim Kammolch	119
5.1.5 Statistische Verfahren zur Populationsgrößenermittlung.....	121
5.1.6 Fang- Wiederfang mittels Individualerkennung bei Kammolch.....	122
5.1.7 Robustere Jolly- Seber- Schätzung.....	125
5.1.8 Populationsgrößenermittlung mittels einer Eichgerade.....	126
5.1.9 Vergleich der Methoden	127
5.1.10 Effektivität bzw. Bewertung der Fangmethoden.....	129
5.1.11 Zusammenhang zwischen Erfassungsintensität und Effektivität	131
5.1.12 Die Konsequenzen der Nachweiswahrscheinlichkeit für ein Monitoring des Kammolches	132
5.2 Geschlechterverhältnisse	133
5.3 Bestandsentwicklung an den Untersuchungsgewässern.....	136
5.3.1 Adulti.....	136
5.4 Reproduktionserfolg – Nachweise von Eiern und Larven.....	138
5.5 Biometrie	141
5.5.1 Körperlänge adulter Molche	141
5.5.2 Körpermassen	143

5.6.3 Konditionsindex	145
5.6 Individuenbasierte Auswertung.....	148
5.6.1 Individuelle Gewichtsveränderung.....	148
5.6.2 Aufenthaltsdauer im Gewässer bzw. Dauer der Laichperiode	149
5.6.3 Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten.....	151
5.7 Ausbreitungsökologie - Kammolche im Landlebensraum.....	153
5.7.1 Besiedelung neuer Standorte	153
5.7.2 Gewässerwechsler während der Laichperiode	153
5.7.3 Laichplatztreue ohne Laichplatz? Kammolchfänge im Bereich der ehemaligen Abgrabungsgewässer	154
5.8 Bewertung der Habitatqualität.....	155
5.8.1 Zusammenhang zwischen Habitatbewertung und Populationsgröße	156
5.9 Gefährdungsanalyse und Aussterberisiko	157
5.10 Genetik	158
5.10.1 FST-Werte	158
5.10.2 Bottleneck.....	159
6. Ergebnisse: Praktischer Teil	160
6.1 Die Kleingewässer im Naturschutzgebiet Latumer Bruch	160
6.1.1 Kleingewässer Kurkölner Str. (Gewässer 1a und 1b).....	160
6.1.2 Kleingewässer Lohbruchwiese (Gew. 2) und Lohbruchwiese – Grabenstau (Gew. 3).....	164
6.1.3 Regenrückhaltebecken (Gewässer 4).....	166
6.1.4 Periodische Kleingewässer (Gewässer 5 und 6).....	167
6.1.5 Talweg Bunker und periodische Kleingewässer / Fortführung. Lohbruchgraben (Gewässer 7 & 8)	169
6.1.6 Talweg 2 und Kleingewässer Graben V (Gewässer 9 & 10).....	170
6.1.7 Latumer Bruchweg (Gewässer 11).....	173
6.1.8 Talweg Bombenloch (Gewässer 12).....	175
6.1.9 Stratumer Buschgraben – Westen und Stratumer Buschgraben NN (Gewässer 13 & 15).....	176
6.1.10 Stratumer Buschgraben – Osten (Gewässer 14).....	179
6.1.11 Flutmulde (Gewässer 21)	181
6.2 Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee	183

6.2.1 Der Römersee (Gewässer 16)	183
6.2.2 Ehemaliges Anreicherungsbecken Nr.1 (Gewässer 17)	184
6.2.3 Ehemaliges Anreicherungsbecken Nr.2 (Gewässer 18)	186
6.3 Die Gewässer auf dem Linner Golfplatz	189
6.3.1 Ehemaliges Abgrabungsgewässer auf dem Linner Golfplatz (Gewässer 19)	189
6.3.2 Kleingewässer auf dem Linner Golfplatz (Gewässer 20).....	191
6.4 Linner Stadtgraben und äußerer Burggraben Gewässer (C & D).....	194
6.5 Der Greiffenhorstpark.....	196
6.5.1 Greiffenhorstpark West (Gewässer A)	196
6.5.2 Greiffenhorstpark Ost (Gewässer B)	199
7. Diskussion	202
7.1 Populationsgrößenbestimmung beim Kammolch – kritischer Vergleich der verwendeten Methoden.....	202
7.1.1 Die Reuse (Unterwassertrichterfalle)	203
7.1.2 Der Fangzaun.....	204
7.1.3 Reptilienbretter	206
7.1.4 Keschern und Sichtbeobachtung	206
7.1.5 Abschließende Beurteilung der Fangmethoden.....	207
7.2 Populationsgrößen im Vergleich	208
7.2.1 Ermittlung der Populationsgrößen mittels Fang- Wiederfang Methoden ...	210
7.2.2 Wunsch und Wirklichkeit - Die Konsequenzen der Nachweiswahrscheinlichkeit für ein Monitoring des Kammolches.....	215
7.3 Geschlechterverhältnisse	217
7.4 Früh oder spät? Verschiedene Laichpopulationen an Gewässern mit stark schwankendem Wasserspiegel	219
7.5 Syntopie und interspezifische Konkurrenz.....	221
7.6 Bestandsentwicklung an den Untersuchungsgewässern seit 2004	223
7.6.1 Adulti.....	223
7.6.2 Anzahl abgelegter Eier und Jungtieraufkommen	225
7.7 Biometrie	228
7.7.1 Körperlänge, Masse und Konditionsindex adulter Molche	228
7.8 Individuell erkannte Kammolche im Vergleich	231

7.8.1 Individuelles Wachstum	231
7.8.2 Aufenthaltsdauer im Gewässer / Laichperiode.....	232
7.7.2 Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten.....	233
7.9 Ausbreitungsökologie – Kammolche im Landlebensraum	238
7.9.1 Besiedelung neuer Standorte	238
7.9.2 Gewässerwechsler an der Kurkölner Straße.....	240
7.8.3 Kammolche im Landlebensraum: Laichplatztreue ohne Laichplatz?	241
7.10 Bewertung der Habitatqualität.....	244
7.11 Aussetzungen und Umsiedelungen.....	252
7.12 Ein Blick in die Zukunft (Gefährdungsanalyse und Aussterberisiko).....	256
7.12.1 Die (Meta-) Population in NSG Latumer Bruch	257
7.12.2 Die (Meta)- Population auf dem Gelände der SWK Aqua GmbH.....	258
7.12.3 Die (Meta)- Population auf dem Linner Golfplatz	259
7.12.4 Die (Meta)- Population im Greiffenhorstpark	260
7.12.5 Zusammenfassung	261
7.13 Populationsgenetik	262
8. Diskussion: Praktischer Teil.....	263
8.1 Die Kleingewässer im Naturschutzgebiet Latumer Bruch	263
8.1.1 Kleingewässer Kurkölner Str. (Gewässer 1a und 1b).....	263
8.1.2 Kleingewässer Lohbruchwiese (Gew. 2).....	264
8.1.3 Lohbruchwiese – Grabenstau (Gew. 3)	265
8.1.4 Regenrückhaltebecken (Gewässer 4).....	266
8.1.5 Periodische Kleingewässer (Gew. 5 und 6).....	266
8.1.6 Talweg 1- Bunker (Gew. 7) und periodische Kleingewässer/ Fortführung Lohbruchgraben (Gew. 8).....	266
8.1.7 Talweg 2 (Gew. 9).....	267
8.1.8 Kleingewässer Graben V (Gew. 10).....	267
8.1.9 Latumer Bruchweg (Gew. 11)	268
8.1.10 Talweg Bombenloch (Gew. 12)	269
8.1.11 Stratumer Buschgraben – Westen (Gew. 13) und Stratumer Buschgraben NN (Gew. 15)	269
8.1.12 Stratumer Buschgraben – Osten (Gew. 14)	270
8.1.13 Flutmulde (Gew. 21).....	271

8.2 Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee	272
8.2.1 Römersee (Gew. 16).....	272
8.2.2 Anreicherungsbecken Nr. 1 (Gew. 17).....	272
8.2.3 Anreicherungsbecken Nr. 2 (Gew. 18).....	273
8.2.4 Verfüllte Anreicherungsbecken Nr. 3 und 4.....	275
8.3 Das Gelände Krefelder Golf Club e.V.....	277
8.3.1 Ehemaliges Abgrabungsgewässer Golfplatz (Gew. 19).....	277
8.3.2 Kleingewässer Golfplatz (Gew. 20)	278
8.4 Äußerer Burggraben (Gew. C) und Linner Stadtgraben (Gew. D)	281
8.5 Grabensystem Greiffenhorstpark.....	282
8.5.1 Greiffenhorstpark West (Gew. A)	282
8.5.2 Greiffenhorstpark Ost (Gew. B)	288
9. Zusammenfassung	291
10. Danksagung	296
11. Literatur	298

1. Einleitung

1.1 Einführung in die Thematik

Auf allen Kontinenten wurde in den letzten Jahren und Jahrzehnten von massiven Bestandseinbrüchen bei Amphibien berichtet, verbunden mit dem Aussterben einzelner Arten. Viele Autoren sprechen deshalb schon von einem „global amphibian decline“ (z.B. ALFORD & RICHARDS 1999, BLAUSTEIN & WAKE 1990, COLLINS & STORFER 2003). Zwar ist in Europa innerhalb der letzten 100 Jahre keine Amphibienart ausgestorben, aber bei fast allen Arten ist es zu teilweise dramatischen Bestandseinbrüchen und damit verbunden zu lokalen Aussterbeereignissen gekommen. Dazu merken ELLINGER & JEHLE (1997) an, dass auch kleinräumige Aussterbeereignisse in der Gegenwart zu dem Verlust von Arten in der Zukunft führen können.

COLLINS & STORFER (2003) unterteilen die möglichen Ursachen für Bestandseinbrüche bei Amphibien in zwei Hauptkategorien ein: Von der ersten Kategorie sind vor allem Arten, bzw. Populationen betroffen, die in vom Menschen nicht oder nur gering beeinflussten Gebieten beheimatet sind. Als beispielhafte Ursachen werden hier Klimawandel (KIESECKER et al. 2001, CAREY & ALEXANDER 2003, ARAUJO et al. 2006), zunehmende UV-B- Strahlung (CUMMINS 2002), chemische Kontaminationen (BLAUSTEIN et al. 2003, CAPALDO et al. 2006, DE WIJER et al. 2003, DOLMEN 2005) und Infektionskrankheiten (BOSCH et al. 2001, DASZAK et al. 2003) genannt. CHADWICK et al. (2006) zeigen erstmals, dass die Klimaerwärmung Auswirkungen auf heimische Wassermolche (*Lissotriton helveticus* & *L. vulgaris*) haben kann.

Die zweite Kategorie möglicher Ursachen beinhaltet Gründe, nach denen der „global amphibian decline“ Teil der allgemeinen Biodiversitätskrise ist. Aufgeführt werden unter anderem Lebensraumzerstörung, -veränderung und -fragmentierung (FISHER & SHAFFER 1996, MARSH & TRENHAM 2001, SKELLY et al. 2003), neue Konkurrenzsituationen oder das Auftreten von neuen Prädatoren durch eingeführte Arten bzw. Neozoen (CRUZ et al. 2006, KATS & FERRER 2003, DENOEL et al. 2005,

RESHETNIKOV 2003) und die zunehmende Bevölkerungsdichte (CASTRO et al. 2005, COLLINS & STORFER 2003, ZUG et al. 2001).

Die Landschaft in Mitteleuropa wurde seit der letzten Eiszeit vom Menschen mit zunehmender Intensität verändert und überformt, so dass im Laufe der Zeit selbst in Waldgebieten ursprüngliche oder natürliche Elemente weitgehend verschwanden (z. B. SCHULTE 2003, WEGNER 1998). Die zunehmende landwirtschaftliche Nutzung führte jedoch zu einer struktur- und artenreichen Kulturlandschaft, die noch bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts auch in weiten Teilen Deutschlands vorhanden war.

Durch die rasanten technischen Entwicklungen und die damit verbundene drastische Intensivierung der Landwirtschaft in den letzten 50 bis 100 Jahren veränderten sich die Rahmenbedingungen der Landnutzung in Mitteleuropa so rapide, dass viele der bisher häufigen und weit verbreiteten Tier- und Pflanzenarten der bäuerlichen Kulturlandschaft ihren Lebensraum zu großen Teilen verloren (WEGNER 1998, BURRICHTER et al. 1993, EGGERT et al. 2006). Als Folge dieser Entwicklung kam und kommt es noch immer zu lokalen, aber auch zu überregionalen Bestandsrückgängen von zahlreichen Tier- und Pflanzenarten (CROCHET et al. 2004, WOOD et al. 2003).

Somit stellt der Einfluss des Menschen und die damit zusammenhängende Fragmentierung der Landschaft die wohl wichtigste Gefährdungsursache der heimischen Amphibienarten und somit auch des Kammolches dar (z. B. BEEBEE 1992, LANGTON et al. 2001, VEITH & KLEIN 1996). Diese zunehmende Fragmentierung führt zu Verinselung der Lebensräume und damit zur Isolierung von Populationen. Je höher ein solcher Isolationsgrad, das heißt in der Regel je weiter die Populationen voneinander entfernt sind und je kleiner die Populationen sind, desto höher ist das Risiko des Aussterbens einer Population (MANN et al. 1991). Dieses Phänomen ist in der genetischen Verarmung von zunehmend kleiner werdenden und isolierten Einzelpopulationen begründet (FRANKHAM 1995, JEHLE & ARNTZEN 2001, JEHLE et al. 2005). Amphibien, als eine der Tiergruppen mit verhältnismäßig geringem Ausbreitungspotenzial, sind von diesen Faktoren in besonderem Maße betroffen.

Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Arten in einem Raum hängt maßgeblich von der Möglichkeit ab, dass lokale Aussterbeereignisse durch die Immigration von Individuen aufgefangen werden können (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, PRIMACK 1995). Dieser

Tatsache muss im modernen Naturschutz zunehmend Rechnung getragen werden (PERRET et al. 2003).

Um einerseits die Ursachen für Bestandsrückgänge bzw. –schwankungen, andererseits die Möglichkeiten für Neubesiedelungen und langfristige Erhaltungspotentiale besser zu verstehen, fordern viele Autoren Langzeitstudien, die solche Prozesse als einzige von natürlichen Bestandsschwankungen unterscheiden können (BLAUSTEIN & WAKE 1990, KNEITZ 1998, HOULAHAN et al. 2000).

Wie für die meisten Artengruppen sind auch innerhalb der Amphibien, und besonders bei Urodelen, solche Langzeitstudien zum jetzigen Zeitpunkt immer noch sehr selten. Die Dauer reicht von vier (BLAB & BLAB 1981), acht (BAKER 1999), über neun (ELLINGER & JEHLE 1997) bis zu achtzehn (WARBURG 1994) und zwanzig (PECHMAN et al. 1991) untersuchten Jahren.

Die Besonderheit des vorliegenden Projektes liegt hierbei in der großen Anzahl an Gewässern, die untersucht wurden. Mit drei untersuchten Jahren und insgesamt 28 unterschiedlichen Gewässern stellt das Projekt „Kammolch- Monitoring- Krefeld“ somit eine an Umfang und Intensität einzigartige Studie dar. In diesem, vom Land Nordrhein -Westfalen finanzierten Projekt, wurde die Bestandsdynamik von sechs heimischen Amphibienarten mit Schwerpunkt auf dem Kammolch erfasst.

Die wissenschaftliche Leitung der Projektphase 2004 – 2006 übernahm das Zoologische Forschungsmuseum Alexander Koenig (ZFMK) in Person von Prof. Dr. Wolfgang Böhme.

Die übergeordnete Frage war, wie die zu diesem Zeitpunkt größte bekannte Population des Kammolches auf die besondere Problematik im Lebensraum (vgl. Kap. 2.7) reagiert hat und inwieweit spezielle Schutzmaßnahmen erforderlich sind.

1.2 FFH-Richtlinie

Mit der Umsetzung der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume und zum Schutz wildlebender Tiere und Pflanzen in den Mitgliedstaaten wurde erstmals für den Arten- und -Lebensraumschutz eine schlagkräftige Grundlage geschaffen. Erstmals sind die Mitgliedstaaten sowohl zum Schutz einzelner Arten, als auch von Lebensraumtypen verpflichtet.

Ziel der FFH-Richtlinie ist es, die Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten zu sichern. Das wichtigste Anliegen ist somit die Ausweisung von Schutzgebieten für die in Anhang I aufgeführten Lebensräume und für die Arten, die in Anhang II genannt sind (vgl. z.B. TRAUTNER et al. 2006).

Zum Erreichen der Ziele soll ein europaweites, ökologisches Netz von Schutzgebieten unter der Bezeichnung „Natura 2000“ errichtet werden. Zudem ist in Artikel 11 auch eine Verpflichtung zum Monitoring dieser Arten enthalten (WEDDELING et al. 2007).

Nach der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH) der europäischen Union werden von den 21, in Deutschland heimischen Amphibienarten, drei im Anhang II der FFH Richtlinien aufgeführt. Dazu gehört zurzeit, neben den beiden Unkenarten *Bombina bombina* (Rotbauchunke) und *B. variegata* (Gelbbauchunke), auch der Kammolch (*Triturus cristatus*) als einzige Urodelenart. In diesem Anhang sind Arten aufgeführt, die von gemeinschaftlichem europäischem Interesse sind und für die besondere Schutzgebiete auszuweisen sind. Die Richtlinie fordert für diese Arten ein strenges Schutzprogramm und verbietet das Beschädigen oder Vernichten von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten.

Da die, von der EU erlassenen, Richtlinien in das jeweilige nationale Recht übernommen werden müssen, kam die Bundesregierung dieser Forderung mit einer Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes nach. Demnach ist der Kammolch als streng geschützte Art aufgeführt.

In den Roten Listen für Nordrhein-Westfalen (SCHLÜPMANN & GEIGER 1999) und Deutschland (BEUTLER et al. 1998) ist der Kammolch jeweils als „gefährdet“ in Kategorie 3 aufgeführt.

1.3 Zielsetzung

Im Rahmen des, sich über drei Untersuchungsjahre erstreckenden Forschungs- und Naturschutzprojektes „Kammolch – Monitoring – Krefeld“, soll die Dynamik benachbarter Populationen des Kammolches und die mögliche Besiedelung neuer Gewässer dokumentiert und analysiert werden. Von besonderer Bedeutung ist hier die ungewöhnlich hohe Anzahl der im Jahr 2001 abgefangenen Amphibien und, vor allem, die Größe der nachgewiesenen Kammolchpopulation. Im Frühjahr 2001 wurden durch Mitarbeiter des Büros für Ökologie, Manfred Henf am westlichen Teil dieses Gewässers über 16.000 Amphibien gefangen und umgesiedelt (vgl. HENF 2001a).

Unter diesen befanden sich etwa 4.500 Kammolche (*Triturus cristatus*), eine Amphibienart, die in Deutschland den höchsten Schutzstatus genießt. Die Tatsachen, die bisher über diese Art bekannt sind, sprechen dafür, dass der Greiffenhorstpark im Krefelder Stadtteil Linn zu diesem Zeitpunkt eine der größten Populationen dieser bedrohten Art im gesamten Verbreitungsgebiet beherbergte.

Von Anfang 2001 bis Anfang 2002 wurden umfassende Baumaßnahmen an diesem Gewässer durchgeführt und die oben genannten Amphibien in verschiedene, nahe gelegene Gewässer (Nr. 20, 19 und 18) umgesiedelt (vgl. Kapitel 2.7).

Im Untersuchungsgebiet ist der Kammolch (*Triturus cristatus*) sowohl die seltenste als auch die am strengsten geschützte Amphibienart. In Bezug auf Gewässergröße, Besonnungsgrad und weitere ökologische Parameter weist diese Art eine geringere Valenz auf als die anderen Vertreter der Urodelen, Berg- (*Mesotriton alpestris*) und Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*). Die Zahl der potentiellen Laichgewässer ist dementsprechend limitiert, wodurch der Kammolch von der oben beschriebenen Fragmentierung der Landschaft in besonderem Maße betroffen ist (JOLY et al. 2001).

Die übergeordneten Fragestellungen des Projektes lauten:

- Inwieweit konnten die Eingriffe im Rahmen der EUROGA 2002 durch Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen kompensiert werden?
- Inwieweit müssen zukünftige Optimierungen der aquatischen und terrestrischen Bereiche der Kammolchhabitate durchgeführt werden?

Ziel ist die Erreichung eines guten Erhaltungszustandes und die Stabilisierung der Amphibienpopulation mit Schwerpunktsetzung auf die hier vorkommende, europaweit bedeutsame Population des Kammolches.

1.4 Populationsgenetik

Neben dem Wissen über die ökologischen Ansprüche von Arten leistet auch die Kenntnis über die genetische Populationsstruktur einen wichtigen Beitrag, um Naturschutzmaßnahmen zu präzisieren und effektiver zu gestalten.

Gerade die Amphibien, die zur Fortpflanzung auf Kleingewässer angewiesen sind, stellen (Teil-) Populationen, bzw. Fortpflanzungsgemeinschaften, dar, die innerhalb ihres Verbreitungsgebietes verhältnismäßig klar genetisch voneinander abgegrenzt sind (WALDMANN & TOCHER 1997). Unter anderem deshalb sind sie als Modellorganismen für naturschutzrelevante Fragestellungen der Populationsgenetik geeignet (CANESTRELLI et al. 2006). Zum jetzigen Zeitpunkt sind sie jedoch auf diesem Forschungsgebiet relativ unterrepräsentiert, so dass der viel diskutierte weltweite Amphibienrückgang (vgl. Kap. 1.1) bisher genetisch kaum untersucht ist (COLLINS & STORFER 2003).

Aufgrund der Tatsache, dass die zunehmende Verinselung der Lebensräume und damit die Isolierung von Populationen die wohl wichtigste Gefährdungsursache der heimischen Amphibienarten und damit auch des Kammolches darstellt, sollte dadurch Rechnung getragen werden, dass in ökologischen Freilandstudien die genetischen Aspekte dieser Gefährdungspotentiale integriert werden (z. B. EDENHAM et al. 2000, ROWE & BEEBEE 2003, SCHMIDT et al. 2006, WEDDELING et al. 2006). Denn nur eine ausreichende genetische Variabilität der Individuen einer Population kann dauerhaft ihr Überleben sichern. JEHLE & ARNTZEN (2001) merken an, dass der Kammolch in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft einer starken genetischen Erosion ausgesetzt ist und aufgrund seines geringen Ausbreitungspotentials von diesen Faktoren in besonderem Maße betroffen ist.

Im vorliegenden Projekt konnte eine solche Synthese von ökologischer Freilandforschung, angewandtem Naturschutz und Populationsgenetik durch eine Kooperation mit den Universitäten Bielefeld und Köln hergestellt werden. In diesem gemeinschaftlichen Pilotprojekt des zoologischen Forschungsmuseums Alexander Koenig in Bonn (repräsentiert durch Prof. Wolfgang Böhme und Dipl.-Biol. Daniel Ortmann), dem Institut für Genetik der Universität Köln (repräsentiert durch Prof. Diethard Tautz und Dr. Meike Thomas), der Universität Bielefeld (repräsentiert durch

Dr. Sebastian Steinfartz) sowie den lokal agierenden Amphibienschützern Dipl.-Biol. Monika Hachtel und Dipl.-Biol. Peter Schmidt wird zurzeit die Populationsstruktur der vier, in Deutschland vorkommenden, Molcharten, dem Bergmolch (*Mesotriton alpestris*), dem Kammolch (*Triturus cristatus*) sowie Faden- (*Lissotriton helveticus*) und Teichmolch (*L. vulgaris*) zwischen zwei Naturräumen verglichen. Durch diesen Vergleich der Naturräume im Kottenforst bei Bonn und im Untersuchungsgebiet des vorliegenden Projektes in Krefeld wird es möglich sein, die Bedeutung von genetischen Distanzwerten (z. B. der so genannte Fst-Wert) vor dem Hintergrund einer bekannten Struktur des Naturraumes zu bestimmen und somit einer artspezifischen Kalibrierung des genetischen Distanzwertes näher zu kommen.

Im Rahmen des Projektes „Kammolch – Monitoring Krefeld“ wurden Proben von Berg-, Teich- und Kammolch entnommen. Die Daten zu Berg- und Teichmolch werden im Rahmen des Gesamtprojektes im Laufe des Jahres 2009 ausgewertet (Ortmann et al. in Vorb.). Die Daten zu den Kammolchen wurden von Dipl.-Biol. D. Ortmann im Rahmen des hier vorgestellten Projektes ausgewertet. Diese Ergebnisse liefern zusätzlich wichtige Erkenntnisse zu einer der Hauptfragestellungen des Projektes, nämlich den Auswirkungen der Umbaumaßnahmen auf die genetische Variabilität der untersuchten Populationen des Kammolches. Des Weiteren ist man in der Lage, mit Hilfe der Ergebnisse, zu untersuchen, inwieweit die bestehenden Populationen des Kammolches voneinander isoliert sind.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Niederterrasse des Rheins auf 30 - 35 m über NN. Es befindet sich damit im Einflussbereich eines atlantisch-subatlantischen Klimas mit Jahresmitteltemperaturen von 9,5-10°C. Das Gebiet befindet sich innerhalb des Stadtgebietes der nordrhein-westfälischen Kommune Krefeld und beinhaltet 28 Gewässer sowie den angrenzenden Landlebensraum (den Greiffenhorstpark, die Anreicherungsbecken der Stadtwerke Krefeld, die Kleingewässer der Kurkölner Str. und die Golfplatzgewässer in Krefeld- Linn sowie verschiedene Gewässer im NSG Latumer Bruch (vgl. Abb. 2.1)). In den Jahren 2005 und 2006 wurde zusätzlich ein Gebiet im Bereich zweier trockengelegter Gewässer untersucht, 2006 wurden zwei Gewässer im Naturschutzgebiet Hülser Bruch untersucht. Eine Liste der untersuchten Gewässer findet sich in Tabelle 2.1. Die Nummerierung und Namensgebung der Gewässer folgt einer Empfehlung der Unteren Landschaftsbehörde im Fachbereich Grünflächen der Stadt Krefeld (Funke, schriftliche Mitteilung am 24.06.2004).

Tab. 2.1: Liste der untersuchten Gewässer

Nummer	Name
1a	Kurkölner Str.
1b	Kurkölner Str.
2	Lohbruchwiese
3	Lohbruch-Grabenstau
4	Regenrückhaltebecken
5	periodische Kleingewässer
6	periodische Kleingewässer
7	Talweg 1- Bunker
8	periodische Kleingewässer/fortf. Lohbruchgraben
9	Talweg 2
10	Kleingewässer Graben V
11	Latumer Bruchweg
12	Talweg Bombenloch
13	Startumer Buschgraben - Westen
14	Stratumer Buschgraben - Osten
15	Graben NN
16	Römersee
17	Anreicherungsbecken Nr. 1
18	Anreicherungsbecken Nr. 2
19	ehemaliges Abgrabungsgewässer Golfplatz
20	Kleingewässer Golfplatz
21	Flutmulde
C	Linner Stadtgraben
D	Burggraben
A	Greiffenhorstpark West
B	Greiffenhorstpark Ost
Z1	Landlebensraum ehem. Anreicherungsbecken Nr. 3
Z2	Landlebensraum ehem. Anreicherungsbecken Nr. 4
100	Kleingewässer im NSG Hülser Bruch
200	Kleingewässer im NSG Hülser Bruch

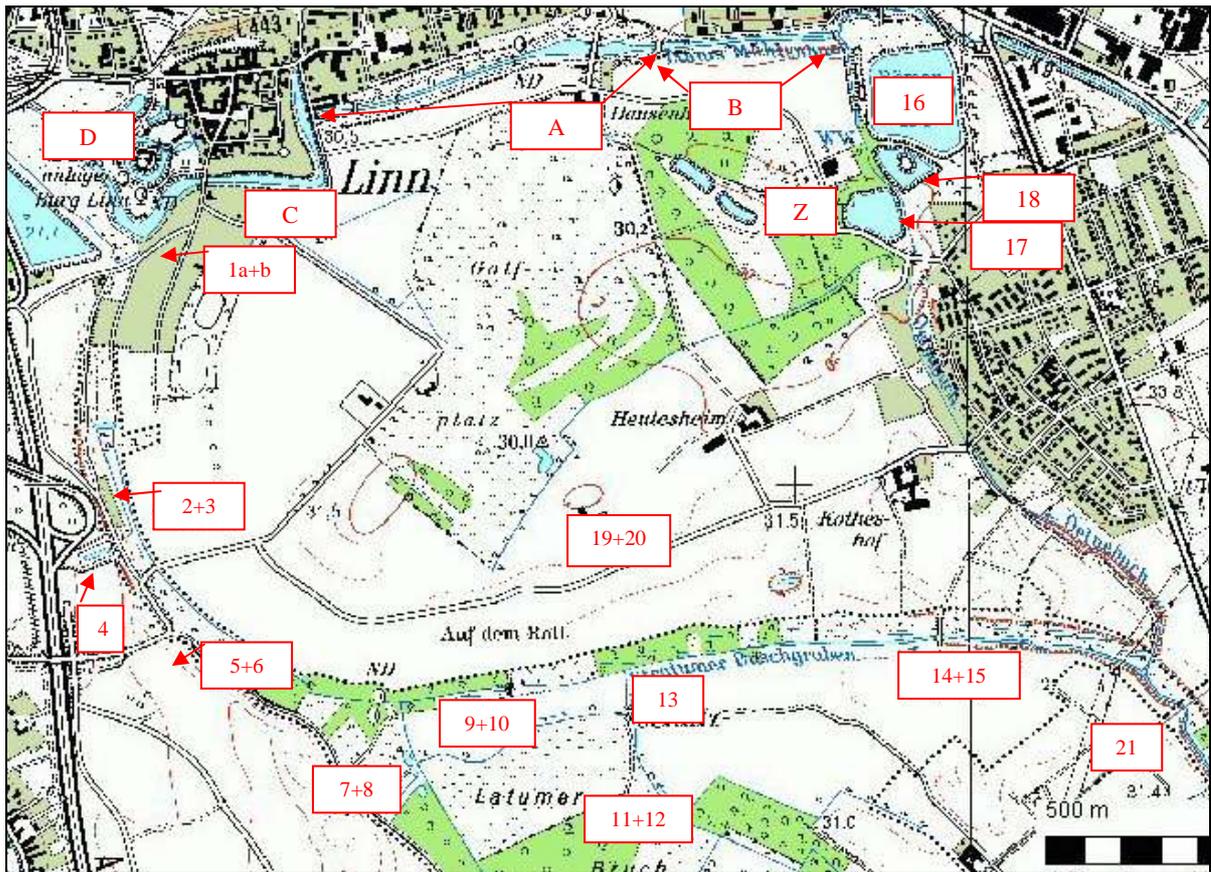


Abb. 2.1: Karte des Untersuchungsgebietes mit ungefährender Position der Gewässer, Quelle: www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de

2.1 Allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das Stadtgebiet und seine Umgebung sind Teil des großen Niederrheinisch - Niederländischen Tieflandes, welches sich nach Süden hin in die Niederrheinische Bucht verschmälert. Seit dem Tertiär ist dieses Gebiet durch eine anhaltende Landsenkung gekennzeichnet. Zeitweilig konnte sogar die Nordsee durch dieses Gebiet bis zur Eifel vordringen und Meeressande ablagern. Später gestaltete der Rhein das Tiefland zu einer Flusslandschaft um (QUITZOW & SCHRAETZ 1986).

Das heutige Bild der Landschaft ist überwiegend durch die postglaziale Tätigkeit des Rheins geprägt. Vor seiner Eindeichung hat der Rhein immer wieder, bis in geschichtliche Zeiten hinein, seinen Lauf verändert, indem er Durchbrüche schuf und neue Abflusswege bildete. So entstandene Altrheinarme blieben häufig als Rinnen im Gelände erhalten und sind bis heute zum Teil gut zu erkennen, z.B. im Naturschutzgebiet Latumer Bruch (ALBERTS 1988).

Das gesamte Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der so genannten Niederterrasse, also dem Talboden, auf dem der Rhein seit der letzten Eiszeit geflossen ist. Das Erscheinungsbild dieser Niederterrasse ist geprägt durch Aufschüttungen aus dem Glazial und dem frühen Postglazial. Die Hochwasser während der glazialen Sommermonate führten zu sandigen Kiesablagerungen, die zum Teil eine Mächtigkeit von 25 m erreichen. Als das Klima milder wurde ließ die Transportkraft des Rheines nach und es wurde ein mittel- bis feinkörniger Sand auf dem Talboden abgelagert. Dieser bildet fast überall auf der Niederterrasse die oberste Schicht. Mit weiter fortschreitender Zeit brachte und bringt der Rhein nur noch Auenlehm zur Ablagerung (QUITZOW & SCHRAETZ 1986).

Dementsprechend bestehen die Böden überwiegend aus Sand, Schluff und Ton oder aus Gemischen dieser Komponenten, also Lehm. Da das Grundwasser im Untersuchungsgebiet in geringer Tiefe unter Flur steht, konnten sich hier vorwiegend Gleye ausbilden (BAUMGARTEN et al. 1997).

Bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts war das Untersuchungsgebiet durch einen flächenhaft hohen Grundwasserstand bis zur Erdoberfläche gekennzeichnet. Kommen Niederschläge hinzu, so können diese weder versickern noch abfließen, so dass solche Gebiete durch temporäre Oberflächengewässer charakterisiert sind.

Diesen temporären Gewässern wird heute durch Grundwasserentnahmen und Entwässerungsgräben entgegengewirkt. So werden in neuerer Zeit auch auf diesen Gleye, die ursprünglich als Grünland genutzt wurden, Äcker angelegt. Dennoch bricht in einigen Gebieten, z. B. im Feuchtgebiet „Latumer Bruch“, durch den Grundwasserkontakt und die starke Neigung zum Rhein Druckwasser an die Oberfläche (ALBERTS 1988).

2.2 Das FFH- Gebiet (DE-4605-301)

Das Untersuchungsgebiet liegt zu großen Teilen in dem 2003 nachgemeldeten FFH-Gebiet DE-4605-301 (Abbildung 2.2). Es befindet sich auf einem Bereich der Niederterrasse, der im Norden vom Krefelder Stadtteil Linn mit relativ dichter Wohnbebauung, im Osten durch die Ortschaften Lank-Latum und Gellep-Stratum begrenzt wird. Im Süden reicht das FFH-Gebiet bis in das Stadtgebiet Neuss hinein, während das Untersuchungsgebiet auf das Krefelder Stadtgebiet beschränkt ist. Im Westen bildet die Autobahn A 57 eine vom Menschen angelegte Barriere.

Der Linner Golfplatz ist, obwohl mitten im FFH-Gebiet gelegen, aus dem FFH-Gebiet ausgenommen. Für diese Ausklammerung müssen politische Gründe ausschlaggebend gewesen sein, die gegenüber den fachlichen Argumenten überwogen haben.

Landschaftsbestimmend in dieser Niederterrasse ist eine Altarm-Rheinrinne mit einem weit verzweigten System aus Rinnen und Donken (Schotterbänken).

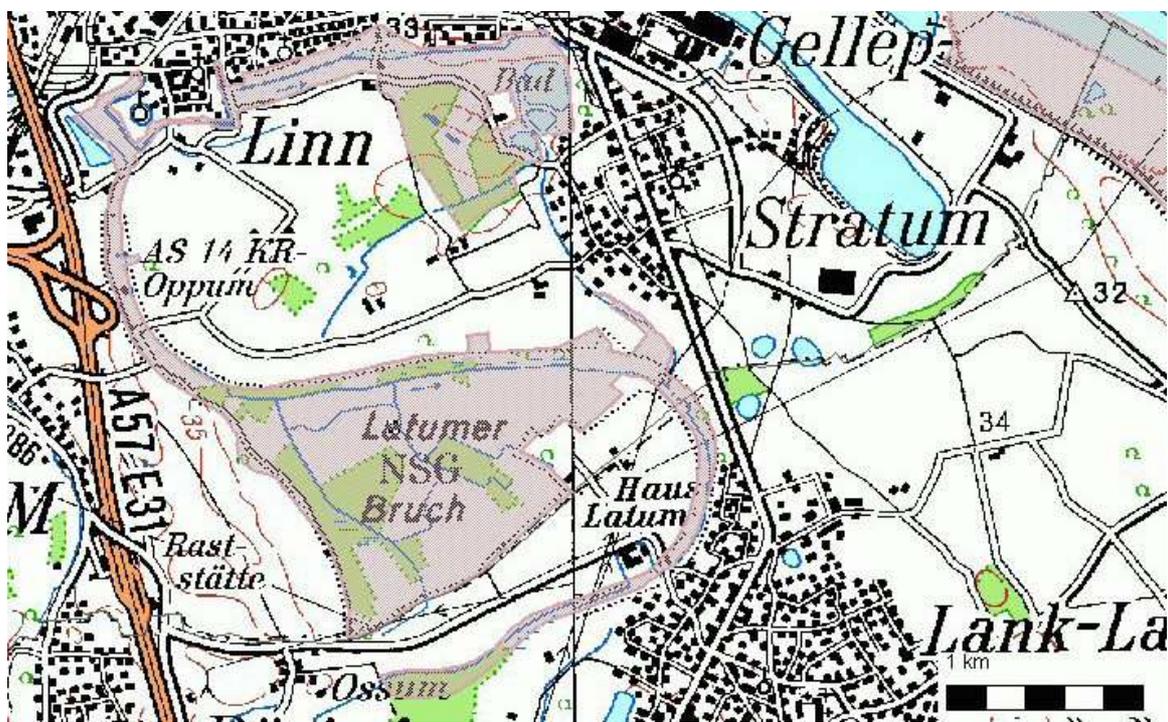


Abb. 2.2: FFH-Gebiet DE-4605-301 (lila unterlegt), Quelle: www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de

2.3 Die Gewässer im Naturschutzgebiet Latumer Bruch

Das Gelände in diesem Naturschutzgebiet wird bestimmt durch einen langen Abschnitt von zwei Altarm–Rheinrinnen. Mit über 185 Hektar ist es momentan das größte NSG in Krefeld. Die Vegetation im Verlauf der Rheinrinnen wird durch Erlenbrüche, Röhricht und Hochstaudenfluren geprägt (vgl. KLEIN 1989). Im Mittelteil des NSGs befinden sich extensiv genutzte Mähwiesen und kleinere Waldflächen. Eine ausführlichere Beschreibung des Gebietes findet sich in BURGHARDT 1998 und bei SCHRAETZ 2002. In diesem NSG liegen folgende der Untersuchungsgewässer (Tab. 2.2):

Tab. 2.2: Liste der Untersuchungsgewässer im NSG Latumer Bruch

Nummer	Name
1a	Kurkölner Str.
1b	Kurkölner Str.
2	Lohbruchwiese
3	Lohbruch-Grabenstau
4	Regenrückhaltebecken
5	periodische Kleingewässer
6	periodische Kleingewässer
7	Talweg 1- Bunker
8	periodische Kleingewässer/fortf. Lohbruchgraben
9	Talweg 2
10	Kleingewässer Graben V
11	Latumer Bruchweg
12	Talweg Bombenloch
13	Stratumer Buschgraben - Westen
14	Stratumer Buschgraben - Osten
15	Graben NN
21	Flutmulde

2.3.1 Die Kleingewässer an der Kurkölner Strasse (Gew. 1a und 1b)

Diese Kleingewässer an der Kurkölner Strasse befinden sich am nordwestlichen Ausläufer des NSGs Latumer Bruch. Sie wurden im Jahr 1986 mit einer Größe von ca. 170m² (1a) und 50m² (1b) künstlich angelegt. Während des Untersuchungszeitraumes erreichte Gewässer 1a jedoch nur eine maximale Größe von 100m², Gew. 1b war nie größer als 20m². Im Jahr 2004 war das kleinere der beiden Gewässer schon Anfang Mai nahezu ausgetrocknet und bot somit keine adäquaten Lebensbedingungen für Amphibien. 2005 führte das Gewässer während der gesamten Amphibiensaison Wasser, 2006 war das Wasserregime vergleichbar mit dem des Jahres 2004. Sowohl die uferbegleitende als auch die Unterwasservegetation sind in beiden Gewässern stark ausgeprägt und bieten für den Kammolch gute Versteckmöglichkeiten und Eiablageplätze und sind optimal besonnt. In Gewässer 1a befindet sich eine Population von über 200 adulten Dreistacheligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*), die bei sehr hohem Wasserstand auch in Gewässer 1b gelangen können (Mai 2006). Die Stichlinge müssen zwischen 2000 und 2002 in das Gewässer eingeschleppt worden sein (SCHRAETZ 2002). Am größeren Gewässer (1a) hat in allen drei Jahren ein Paar Stockenten (*Anas platyrhynchos*) gebrütet.

Während der Untersuchungszeit fanden zudem Mäharbeiten statt und zwar jeweils im August.



Abb. 2.3: Gewässer 1a (02.02.06)

Gewässer 1b (06.06.06)

2.3.2 Lohbruchwiese (Gew. 2)

Dieses Gewässer wurde 1989 mit einer Größe von ursprünglich 200m² angelegt. Während des Untersuchungszeitraumes wies es nur jeweils im Frühjahr für wenige Wochen einen Wasserstand von wenigen Zentimetern auf. Es kann somit im jetzigen Zustand keiner der heimischen Amphibienarten als Reproduktionsgewässer dienen.



Abb. 2.4: Gewässer 2 (19.06.06)

2.3.3 Lohbruch-Grabenstau (Gew. 3)

Bei diesem Gewässer handelt es sich um eine Vertiefung einer der ehemaligen Altarm-Rheinrinnen. Es ist ca. 700m² groß und ganzjährig wasserführend. Das Gewässer ist stark beschattet und die Unterwasservegetation ist sehr spärlich ausgeprägt. In den Jahren 2001 oder 2002 (SCHRAETZ 2002) sind Dreistachlige Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) in das Gewässer gelangt, die seit Beginn der Untersuchung eine kopfstärke Population bilden.



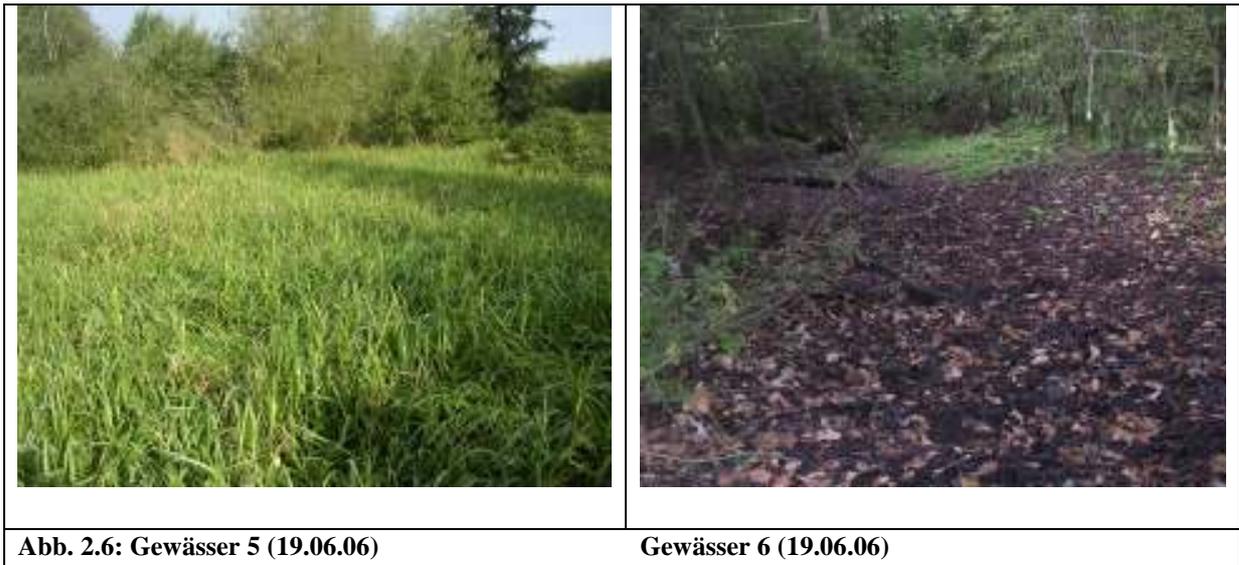
Abb. 2.5: Gewässer 3 (19.06.06)

2.3.4 Regenrückhaltebecken (Gew. 4)

Das Regenrückhaltebecken wird von der Autobahnmeisterei Kaarst betrieben. Es weist eine Wasseroberfläche von ungefähr 800m^2 auf und ist komplett von einem Betonstreifen mit einer Breite von fünf bis zehn Metern umgeben. Im Herbst 2006 sollten Baumaßnahmen an diesem Gewässer stattfinden, so dass die zukünftige Eignung des Gewässers für den Kammolch nicht beurteilt werden kann.

2.3.5 Periodische Kleingewässer (Gew. 5 und 6)

Hier handelt es sich um zwei natürliche Gewässer, die nördlich und südlich direkt am Eltweg in der ehemaligen Rheinrinne liegen. Sie hatten eine ursprüngliche Größe von deutlich über 100m^2 . Gewässer 6 führte nur 2005 einige Wochen Wasser, an Gewässer 5 konnte überhaupt keine Wasserführung nachgewiesen werden.



2.3.6 Talweg 1- Bunker (Gew. 7) und Periodische Kleingewässer/ fortf. Lohbruchgraben (Gew. 8)

Auch diese Gewässer liegen in der ehemaligen Lohbruch Rheinrinne. Gewässer 7 wies im Jahr 2000 eine Größe von 250m² auf. Während des Untersuchungszeitraumes war das Gewässer nie größer als 10 – 20m² und ist somit, auch aufgrund der starken Beschattung, zurzeit nicht als Kammolchgewässer geeignet.

Auch bei Gewässer 8 handelt es sich um ein temporäres Kleinstgewässer, das stark beschattet ist und nicht als Reproduktionsgewässer für den Kammolch oder andere heimische Amphibien in Frage kommt.

2.3.7 Talweg 2 (Gew. 9)

Dieses Gewässer wurde 1997 mit einer Größe von 300m² angelegt. Der Beschattungsgrad ist sehr gering und die Unterwasservegetation verhältnismäßig schwach ausgeprägt.

2.3.8 Kleingewässer Graben V (Gew. 10)

Hierbei handelt es sich um ein grabenförmiges Gewässer, dass 2001 mit einer Größe von 3000 – 4000m² künstlich angelegt wurde. Der Beschattungsgrad liegt bei unter 5% und die Vegetation ist noch recht spärlich ausgeprägt.



Abb. 2.7: Gewässer 10 (19.06.06)

2.3.9 Latumer Bruchweg (Gew. 11)

Dieses vollständig besonnte Gewässer wurde 1999 künstlich angelegt. Es wies ursprünglich eine Größe von 1500m² und eine Tiefe von über drei Metern auf (SCHRAETZ 2002). Während des Untersuchungszeitraumes lag die Gewässertiefe jedoch nie über anderthalb Metern und die Gewässergröße lag entsprechend bei deutlich unter 1000m². Die Unterwasservegetation setzt sich fast ausschließlich aus verschiedenen Armleuchteralgen (Characeae) zusammen.



Abb. 2.8: Gewässer 11 (12.05.06)

2.3.10 Talweg Bombenloch (Gew. 12)

Bei dem so genannten Bombenloch handelt es sich um ein vegetationsloses, stark beschattetes Gewässer, das mit einer Größe von maximal 30m² allenfalls für Berg- und Teichmolch geeignet ist.



Abb. 2.9: Gewässer 12 (19.06.06)

2.3.11 Stratumer Buschgraben – Westen (Gew. 13)

Bei den Gewässern 13, 14 und 15 handelt es sich um Vertiefungen der ehemaligen Altarm–Rheinrinne „Stratumer Buschgraben“. Gewässer 13 wies im März 2000 eine Größe von 500m² auf. Während des Untersuchungszeitraumes führte das Gewässer in keinem der Jahre länger als bis Ende April Wasser und war so als Reproduktionsgewässer für keine der heimischen Amphibienarten nutzbar.

2.3.12 Stratumer Buschgraben – Osten (Gew. 14)

Hierbei handelt es sich um eine künstliche Vertiefung des Stratumer Buschgrabens. Es weist bei maximalem Wasserstand eine Größe von ca. 700m² auf. Das Wasserregime ist stark abhängig vom Grundwasserspiegel, durch die tiefere Lage im Vergleich zum restlichen Graben sammelt sich nach Starkregenereignissen enorm viel Wasser in diesem Gewässer. Am 28. Juni 2006 war das Gewässer durch Verdunstung auf eine Größe von unter 50m² reduziert. Nach einem starken Regen von ca. sechs Stunden Dauer erreichte es wieder die maximal Größe.

In den Jahren 2004 und 2005 war es ganzjährig wasserführend, im heißen Sommer 2006 ist das Gewässer in der letzten Juliwoche vollständig ausgetrocknet. Der Beschattungsgrad liegt bei höchstem Wasserstand bei 30%, meist jedoch bei unter 10%. Die Unterwasservegetation ist gut ausgeprägt und wird von Wasserschwaden dominiert.



Abb. 2.10: Gewässer 14 (04.05.06)

Gewässer 14 (03.07.06)

2.3.13 Stratumer Buschgraben NN (Gew. 15)

Auch Gewässer 15 liegt in einer flachen Vertiefung des Stratumer Buschgrabens. Bei maximalem Wasserstand erreichte es im April 2005 eine Größe von deutlich über 4000m². In den Jahren 2004 und 2006 betrug die Ausdehnung der Wasseroberfläche nicht mehr als 100m². Somit ist dieses Gewässer nur in Jahren mit einem hohen Grundwasserspiegel als Reproduktionsgewässer für Amphibien geeignet.



Abb. 2.11: Gewässer 15 (19.06.06)

2.3.14 Flutmulde (Gew. 21)

Dieses Gewässer wurde 2003 angelegt und ist somit das jüngste der Untersuchungsgewässer. Die Größe variiert zwischen 300 und 500m². Zu Beginn der Untersuchung war weder emerse noch submerse Vegetation vorhanden. Mittlerweile liegt der Anteil an Unterwasservegetation bei ungefähr 20 Prozent.



Abb. 2.12: Gewässer 21 (24.05.05)

2.4 Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee

Das Gelände der Stadtwerke Krefeld (SWK Aqua GmbH) schließt im Nordosten an das Naturschutzgebiet an. Es ist Bestandteil des FFH-Gebietes. Die Vegetation wird von Grünlandbereichen und mittelalten sowie jungen Baumbeständen geprägt. Dazwischen liegen die technischen Anlagen zur Wassergewinnung. Auf dem Gelände befinden sich zwei Anreicherungsbecken, (Gew. 17 und 18) die alte Abgrabungsgewässer darstellen, zwei weitere ehemalige Anreicherungsbecken, die im Jahre 2001 verfüllt wurden und der Römersee (Gew. 16).

Im Frühjahr 2000 wurden auf diesem Gelände, neben den zurzeit vorkommenden Berg-, Teich- und Kammolchen, auch der Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*) nachgewiesen (SCHRAETZ 2000). Wahrscheinlich handelt es sich jedoch um eine Fehlbestimmung. Der Betrieb des Anreicherungswerkes wurde 1983 eingestellt.

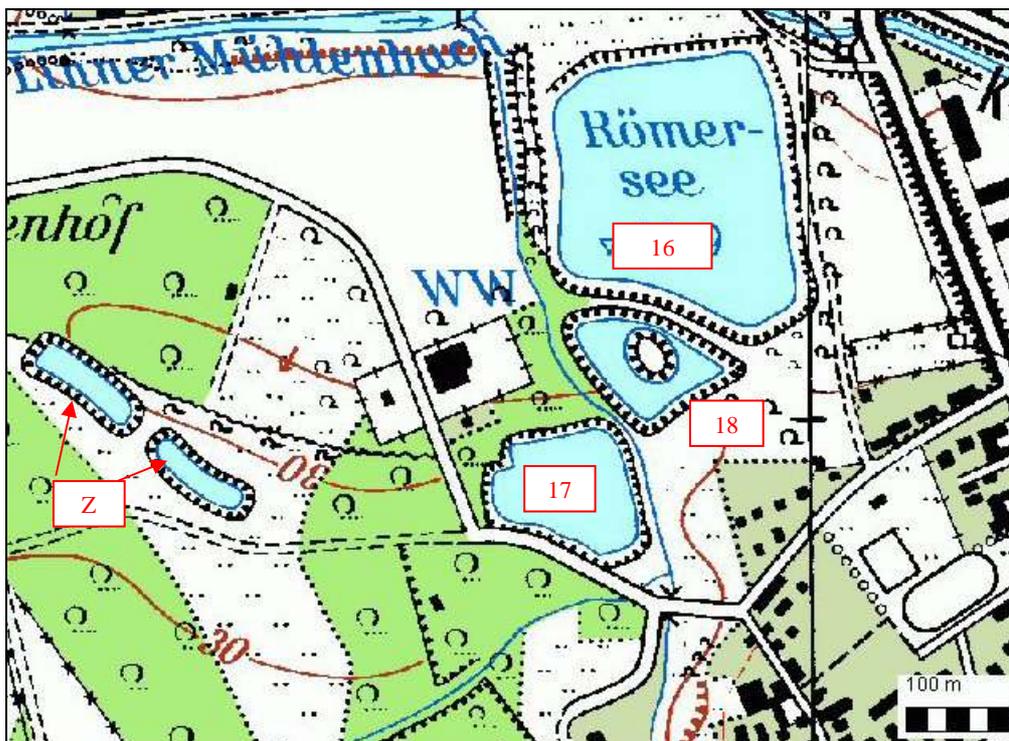


Abb. 2.13: Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee, Quelle: www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de

2.4.1 Römersee (Gew. 16)

Im Nordosten liegt der Römersee, ein von etwas Grünland und Feldgehölzen umgebener ehemaliger Baggersee. Mit einer Größe von mindestens fünf Hektar ist er das größte der Untersuchungsgewässer. Er wird als intensives Angelgewässer genutzt und künstlich vegetationsfrei gehalten.

2.4.2 Anreicherungsbecken Nr. 1 (Gew. 17)

Bei diesem Gewässer handelt es sich um einen ca. 1,5 Hektar großen, nahezu kreisrunden seeähnlichen Wasserkörper, der 1961 von den Stadtwerken Krefeld ausgehoben wurde. Es wird überwiegend durch Regenwasser gespeist und ist vollständig besonnt. Der Anteil an Unterwasservegetation liegt zwischen 40 und 60%. Aufgrund dieser Größe und Struktur ergeben sich Schwierigkeiten bei der Erfassung der Amphibien, da nur ein Teil des Gewässers mit Unterwassertrichterfallen abgedeckt werden kann. Die bis zu zwölf Meter breiten und bis zu 40 Grad steilen Uferböschungen erschweren die Begehungen an diesem Gewässer.



Abb. 2.14: Gewässer 17 (25.05.04)



Gewässer 17 (04.05.06)

2.4.3 Anreicherungsbecken Nr. 2 (Gew. 18)

Auch bei dem zweiten Anreicherungsbecken handelt es sich um ein sehr großes Gewässer (ca. 1,5 ha) mit den damit verbundenen Schwierigkeiten. Es wurde 1959 mittels einer Dammschüttung vom Römersee abgetrennt. In der Mitte des Gewässers befindet sich eine Insel mit Baum- und Strauchbeständen. Diese vergrößert zusätzlich die Uferlänge, so dass eine große Anzahl an Fallen zum Einsatz gebracht werden muss. Die größte Beeinträchtigung an diesem Gewässer stellt die Tatsache dar, dass der aus Ostasien stammende Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) in dieses Gewässer eingebracht wurde. Da es sich hier um einen Vertreter der Cypriniden handelt, ist anzunehmen, dass die Amphibien von diesem Neozoen stark beeinträchtigt werden, auch wenn wissenschaftliche Untersuchungen zu dieser Problematik bislang ausstehen.



Abb. 2.15: Gewässer 18 (04.05.06)



Gewässer 18 (14.05.06)

2.4.4 Verfüllte Anreicherungsbecken Nr. 3 und 4 (Landlebensraum Z1 und Z2)

500 Meter westlich wurden von 1965 – 1966 zwei weitere Anreicherungsbecken mit einer Größe von jeweils ungefähr 500m² angelegt. Im Herbst 2001 wurden diese Gewässer verfüllt.

Verantwortlich für diese Verfüllung war eine Anordnung der Bezirksregierung Düsseldorf. Da das Gebiet in der Wasserschutzzone I liegt, überwogen hier die Bestimmungen des Wasserschutzrechtes gegenüber schwerwiegenden artenschutz- und naturschutzfachlichen Bedenken.

Vor der Verfüllung wurde mittels Zugnetzbefischung und Molchreusen ein Teil der Amphibien umgesiedelt (HENF 2001a). Da bei diesem Umsiedlungsversuch ein sehr hoher Anteil an Kammolchen nachgewiesen werden konnte, wurde im Jahr 2005 dieser potentielle Landlebensraum mit so genannten Reptilienbrettern auf Amphibien untersucht.



Abb. 2.16: Gewendetes „Amphibienbrett“ mit je einem adulten Weibchen (oben) und Männchen (unten) am 06.05 05

2.5 Das Gelände der Krefelder Golf Club e.V.

Der Krefelder Golfplatz wurde 1930 gegründet. Er liegt inmitten des oben beschriebenen FFH-Gebietes Latumer Bruch, ist jedoch rechtlich aus diesem ausgeklammert.

2.5.1 Ehemaliges Abgrabungsgewässer Golfplatz (Gew. 19)

Dieses ca. 800m² große Gewässer liegt auf dem Gelände des Linner Golfplatzes, in ungefähr 20 Metern Entfernung zu einem Abschlagplatz. Zu Beginn der Untersuchung im Jahr 2004 lag der Beschattungsgrad bei über 70% und die Unterwasservegetation war dementsprechend spärlich entwickelt. Eine große Beeinträchtigung für die Amphibien stellt die extrem große Population des Sonnenbarsches (*Lepomis gibbosus*) dar. Von diesem, aus Nordamerika stammenden Neozoen, ist bekannt, dass er Amphibienpopulationen stark beeinträchtigen kann.

Eine weitere Beeinträchtigung des Lebensraumes stellten Baumaßnahmen dar, die im Frühjahr 2005 durch den Golfclub, ohne Absprache mit der Unteren Landschaftsbehörde, durchgeführt wurden. Der angrenzende Schilf- und Röhrichtbereich wurde etwa um die Hälfte verkleinert und der Strauchgürtel mit hohem Totholzanteil zu etwa einem Viertel entfernt. Weiterhin kam es zu Erdbewegungen in diesem Bereich. Vor allem der Zeitpunkt dieser Maßnahmen, der in der Hauptphase der Wanderaktivität der heimischen Amphibien und damit auch des Kammolches liegt, ist zu bemängeln. Es ist davon auszugehen, dass es zu einer Beeinträchtigung der anwandernden Amphibien und zu einer Änderung der Habitatqualität dieses Gewässers durch diese Baumaßnahmen gekommen ist.



Abb. 2.17: Gewässer 19 (23.4.05)

2.5.2 Kleingewässer Golfplatz (Gew. 20)

Dieses ca. 1000 m² große Gewässer wurde im Jahr 2000 auf dem Gelände des Linner Golfplatzes angelegt. Im Frühjahr 2001 wurde der größte Teil, der im Greiffenhorstpark gefangenen Tiere, in dieses Gewässer umgesiedelt. Darunter über 3000 adulte Kammolche.

Zur Avifauna des Gewässers gehören die Stockente (*Anas platyrhynchos*), das Teichhuhn (*Gallinula chloropus*) und gelegentlich Graureiher (*Ardea cinerea*). Jedoch konnten keine Fische nachgewiesen werden. Die Beschattung ist als gering einzuschätzen, da es nur einen Baumbestand auf der südöstlichen Seite des Gewässers gibt. Ansonsten ist es mit sehr kurz gehaltener Wiese, das Grün des Golfplatzes umgeben, die täglich während der Morgendämmerung gemäht, gewalzt und belüftet wird. Die submerse Vegetation ist mit ca. 10 % als karg zu bezeichnen. Sie wird durch Pflegemaßnahmen im Herbst auf diesem niedrigen Niveau gehalten.

Es bleibt anzumerken, dass an diesem Gewässer die Durchführung der wissenschaftlichen Arbeiten für einen Zeitraum von zwölf Tagen im April 2005 durch den Golfclub untersagt wurde. Diese Unterbrechung, während der Hauptaktivitätsphase der Kammolche, führt dazu, dass die Aussagen zu diesem Gewässer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind.



Abb. 2.18: Gewässer 20 (23.04.04)



Gewässer 20 (18.06.05)



Abb. 2.19: „Landlebensraum“ an Gewässer 20 (30.06.06)

2.6 Äußerer Burggraben (Gew. C) und Linner Stadtgraben (Gew. D)

Der Linner Stadtgraben und der Äußere Burggraben bilden einen Rahmen um den historischen Stadtkern Linn sowie die Burg Linn und den umgebenden Burgpark (HECKMANN 1998). Sämtliche Bereiche sind fast vollständig besonnt. Aufgrund der relativ steilen Ufer ist die Unterwasservegetation gering ausgeprägt. Der östliche Abschnitt war nur im Frühjahr 2005 für wenige Wochen vollständig mit Wasser bespannt, ansonsten verbleiben hier nur wenige flache Tümpel. Der südliche und westliche Bereich ist ganzjährig mit Wasser bespannt und beherbergt eine große bis sehr große Population an Flussbarschen (*Perca fluviatilis*).



Abb. 2.20: Gewässer C (19.06.06)

Gewässer D (19.06.06)

2.7 Der Greiffenhorstpark

Im Rahmen dieser Untersuchung bildet der Greiffenhorstpark den wichtigsten Teil des Untersuchungsgebietes. Das Parkgelände ist geprägt durch den, von Osten nach Westen verlaufenden Graben sowie durch einzelne kleine Gehölzbestände und Wiesenflächen. Im Norden grenzt er unmittelbar an die Wohnbebauung des Krefelder Stadtteiles Linn. 1840 wurde der Park von dem Krefelder Seidenhändler Cornelius de Greiff bei Maximilian Friedrich Weyhe in Auftrag gegeben. Dieser formte aus dem ehemaligen Linner Mühlenbach lang gezogene Weiher mit geschwungenen Uferlinien. Das 1843 fertig gestellte klassizistische Greiffenhorstschlösschen diente ursprünglich als Jagdhaus. Charakteristisch sind weite Wegeschwünge. Der Weg ist nie in ganzer Länge zu sehen, immer wieder wird er durch kleine Hügel oder Strauchgruppen verdeckt (GERDING & SPELBERG 2002). Bis in die späten neunziger Jahre des 20. Jahrhunderts hatte sich die ursprüngliche Raumkomposition relativ stark verändert. So waren wichtige Sichtbeziehungen zugewachsen oder zugepflanzt worden. Die Wegeverbindungen waren verändert oder ganz verschwunden. Schwankende Grundwasserstände führten dazu, dass die Parkweiher in einigen Jahren trocken fielen, wodurch auch die Fundamente der Brücken geschädigt wurden (VISSER 2002).

Im Rahmen der dezentralen Landesgartenschau EUROGA 2002 plus 2. Regionale NRW war es das Ziel, das ursprüngliche Pflanz- und Raumkonzept von M. F. Weyhe wiederherzustellen.

2.7.1 Die Umbaumaßnahmen und die Umsiedlung

Im Winter 2001 wurde mit umfassenden Baumaßnahmen begonnen, die bis Januar 2002 andauerten. Im Rahmen dieser Umbaumaßnahmen wurden die Parkweiher in West-Ostrichtung entschlammt, vertieft, mit Bentonitmatten abgedichtet und mit Wasser befüllt. Um die im Frühjahr 2001 in den Baustellenbereich einwandernden Amphibien zu schützen wurde das Büro für Ökologie, Manfred Henf beauftragt, möglichst viele

Amphibien abzufangen und umzusiedeln. Hierzu wurde ein Fangzaun am gesamten südlichen Bereich und an einem ca. 400 Meter langen Abschnitt am Nordufer errichtet (HENF 2001a). Es handelte sich um einen temporären Fangzaun ohne Übersteigschutz an Eimern und Zaun, der auch an den jeweiligen Enden nicht abgeschlossen war und zudem Löcher an Straßen- und Wegedurchlässen aufwies. Neuere Untersuchungen haben gezeigt, dass ein beträchtlicher Teil der wandernden Amphibien einen solchen Zaun überwinden kann und nicht erfasst wird (vgl. ARNTZEN et al. 1995, KNEITZ 1998 und HACHTEL et al. 2006). Insbesondere beim Kammolch wird über schwerwiegende Erfassungsdefizite selbst bei aufwändigeren Fangzäunen berichtet (BAKER 1999 sowie ORTMANN et al. 2005 und ORTMANN et al. 2006). Zudem wurde das Zeitfenster, in welchem die Amphibien abgefangen wurden, mit acht Wochen relativ eng gefasst. Eine weitere Problematik ergibt sich zwangsläufig beim Aufstellen von Fangzäunen in Gebieten mit einem hohen Besucheraufkommen, so berichtet HENF (2001a) über fast tägliche Vandalismusschäden. Diese Schäden vergrößern die Durchlässigkeit des Zaunes für Amphibien, ein größeres Problem stellt jedoch die Entnahme und Schädigung von Amphibien aus den leicht zugänglichen Fangeimern dar. Eigene Erfahrungen im Greiffenhorstpark sprechen dafür, dass dies in beträchtlichem Maße vorgekommen ist. Verschiedene Autoren raten dementsprechend dringend vor dem Aufstellen von Fangzäunen in vergleichbarem Gelände ab (JAHN & JAHN 1997, ORTMANN et al. 2006 und PAPENDIECK 2003). Aufgrund dieser Tatsachen erscheint es wahrscheinlich, dass ein großer Teil der Amphibienpopulationen nicht mit dem so errichteten Fangzaun erfasst und umgesiedelt wurde. Selbst bei vorsichtigen Schätzungen sollte man von einem Erfassungsdefizit von mindestens 30 Prozent ausgehen (ARNTZEN et al. 1995, und HACHTEL et al. 2006). Abbildung 2.21 zeigt die Gesamtzahlen gefangener und umgesiedelter Amphibien.

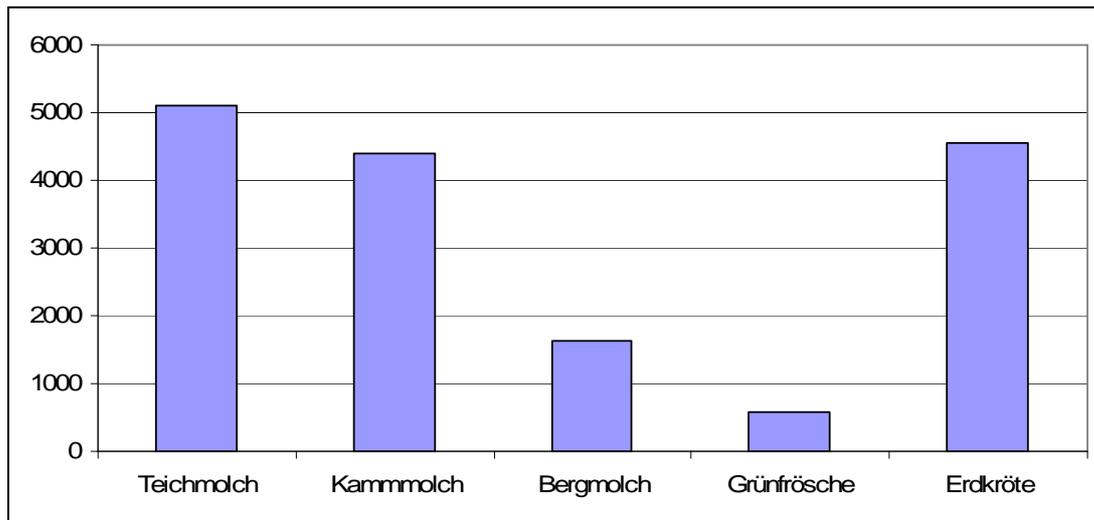


Abb. 2.21: Gesamtzahlen gefangener und umgesiedelter Amphibien

Die Mehrzahl der Tiere wurde in das Gewässer Nummer 20 auf dem Linner Golfplatz umgesiedelt, das ca. 1100 Meter Luftlinie vom Greiffenhorstpark entfernt ist. Ein deutlich kleinerer Teil wurde in Gewässer 19 (ehemaliges Abgrabungsgewässer), welches sich ebenfalls auf dem Golfplatz befindet und in Gewässer 18 (Anreicherungsbecken Nr. 2) auf dem Gelände der Wasserwerke eingesetzt. Genauere Zahlenangaben, wie viele Tiere in welches Gewässer gesetzt wurden, liegen bedauerlicherweise nicht vor.

Auch wenn, aufgrund unterschiedlicher Fangtechniken, die Angaben über Populationsgrößen nur schwer miteinander verglichen werden können, lassen sich doch einige allgemein gültige Aussagen treffen. In fast allen bisher veröffentlichten Angaben zu Populationsgrößen bei *T. cristatus* werden schon Populationsgrößen von einigen 100 Tieren als groß bis sehr groß bezeichnet (GROSSE & GÜNTHER 1996, THIESMEIER & KUPFER 2000).

Zwar haben Fang-, Wiederfangtechniken und intensivere wissenschaftliche Studien gezeigt, dass der Kammolch unter günstigen Bedingungen Populationen von einigen Tausend adulten Tieren ausbilden kann (z.B. MEYER 2005, SCHLAGHECK 2002 und ORTMANN 2004a), dennoch wurden noch in keiner anderen Studie auch nur annähernd solche Fangzahlen beschrieben. Auch wenn über die tatsächliche Populationsgröße im Jahr 2001 wenig mehr als spekuliert werden kann, so dürfte sie mit Sicherheit deutlich über 6000 erwachsenen Individuen gelegen haben. Damit hat sich in diesem Gewässer

eine der größten bekannten Kammolchpopulationen im gesamten Verbreitungsgebiet aufgehalten. Dem Lebensraum Greiffenhorstpark in Verbund mit dem FFH-Gebiet kommt somit eine europaweit hohe Bedeutung beim Schutz dieser seltenen Art zu.

2.7.1.1 Die Gewässer im Greiffenhorstpark nach dem Umbau

Nach den Umbaumaßnahmen bilden die Gewässer einen zusammenhängenden Graben von etwas über 1,1 Kilometer Länge. Auf einer Länge von knapp 700 Metern von Westen aus gesehen fanden die oben beschriebenen massiven Umbaumaßnahmen statt. In diesem Bereich wurde auch der weitaus größte Teil der anwandernden Amphibien, über 14.000 Individuen, abgefangen. Auf den restlichen 350 Metern wurde der Graben nur an drei Stellen erweitert und vertieft und ansonsten im ursprünglichen Zustand belassen.

Um die Auswirkungen der Umbaumaßnahmen objektiv beurteilen zu können, werden die beiden durch ein Wehr getrennten Bereiche als zwei verschiedene Gewässer betrachtet.

2.7.2 Greiffenhorstpark West (Gew. A)

Der westliche Teil des Grabens (Gew. A) wurde vollständig umgebaut. Um einen gleichmäßig hohen Wasserstand über das ganze Jahr zu gewährleisten, wurde im Herbst 2004 zusätzlich ein Brunnen angelegt, durch den Wasser in diesen Bereich eingespeist wird. Eine ursprünglich angestrebte natürliche Periodizität der Wasserstände wird so verhindert. Die breitesten weiherähnlichen Bereiche westlich und östlich der Hausenhofbrücke sind etwas über 80 Meter breit, die schmalsten Abschnitte sind teilweise um die fünf bis zehn Meter breit.

Im ersten Untersuchungsjahr war so gut wie keine sub- und emerse Vegetation vorhanden. Die Maßnahmen der Stadt Krefeld zur Sicherung des vorhandenen Schlamms und der Ufervegetation als Initialpflanzung (VISSER 2002) zeigten keine Wirkung. Dem Autor liegen allerdings widersprüchliche Aussagen dazu vor, mit wie viel Sachkenntnis und Engagement diese Maßnahmen durchgeführt wurden.

Bis auf den ca. 100 Meter langen Abschnitt, der im Osten an den unsanierten Bereich anschließt, ist das Gewässer vollständig besonnt.

Seit den Umbaumaßnahmen konnten sich extrem kopfstärke Populationen an Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) und Giebeln (*Carassius auratus gibelio*) ausbilden, die jeweils einige Tausend Tiere umfassen.



Abb. 2.22: Gewässer A (19.04.05)



Gewässer A (20.09.04)



Abb. 2.23: Gewässer A (24.09.05)



Gewässer A (14.01.06)



Abb. 2.24: Wassereinspeisung an Gewässer A (September 2006)



Mississippi-Höckerschildkröte (*Graptemys kohni*), gefangen an Gewässer A (07.05.05)



Abb. 2.25: adulter Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) an Gew. A (28.04.04)



Laich des Flussbarsches an Gew. A (24.02.04)



Abb. 2.26: Kois an Gew. A (30.05.05)



Kammolchhabitat im westlichen Bereich von Gew. A (02.06.06)

2.7.3 Greiffenhorstpark Ost (Gew. B)

Der östliche Teil des Grabensystems Greiffenhorstpark wurde nicht so umfassenden Umbaumaßnahmen unterzogen wie der westliche Teil. An einigen Bereichen wurde das Gewässer erweitert und vertieft. In der Tatsache, dass weite Teile in ihrem ursprünglichen Zustand belassen wurden, ist Grund für den deutlich besseren Zustand der sub- und emersen Vegetation zu sehen. Vor allem die flachen, nicht vertieften Abschnitte im Westen und im Osten sind vollständig mit Wasserschwaden durchsetzt. Ungefähr zehn Prozent des Gewässers werden beschattet. An Fischen ist vor allem der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) zu nennen, der allerdings in deutlich geringerer Zahl als im westlichen Teil vorkommt. Der Wasserspiegel wird überwiegend durch Einspeisungen vom Gelände der Wasserwerke bestimmt, was zu einigen Verwirrungen seitens des Bearbeiters führte. Zumindest im letzten Jahr der Untersuchung gelang es jedoch zumindest eine weitgehend natürliche Periodizität herzustellen.



	
<p>Abb. 2.28: Kammolchfreie Bereiche an Gewässer B (21.05.04)</p>	<p>Kammolchfreie Bereiche an Gewässer B (04.05.06)</p>
	
<p>Abb. 2.29: Kammolchhabitat im Westen von Gew. B (12.05.04)</p>	<p>Kammolchhabitat im Westen von Gew. B (19.06.06)</p>

3 Allgemeines zum *Triturus cristatus*-Komplex

Wichtige allgemeine Aspekte zur Biologie des Kammolches werden im Folgenden kurz vorgestellt.

3.1 Systematik

Einleitung

Aktuell herrscht in der wissenschaftlichen Fachliteratur eine intensive Diskussion über die Systematik der Familie der Salamandridae und der Gattung, bzw. ehemaligen Gattung, *Triturus*. Diese Diskussion wird mit weit reichenden Folgen verbunden sein, ist aber im Detail noch nicht abgeschlossen. Deshalb habe ich mich entschlossen, zunächst die Systematik vorzustellen, die den wissenschaftlichen Konsens bis Mitte 2004 wiedergibt (RAFINSKI & ARNTZEN 1987, ARNTZEN & SPARREBOOM 1989, MACGREGOR et al. 1990). Diese bildet auch die Grundlage für die Nomenklatur, die derzeit noch von den meisten Autoren verwendet wird. Anschließend sollen die Ergebnisse von drei bemerkenswerten Studien (GARCIA-PARIS ET AL. 2004, STEINFARTZ ET AL. 2006, WEISSROCK et al. 2006) zusammenfassend vorgestellt werden.

3.1.1 Systematik Konsens bis 2004

Die insgesamt ca. 6.140 rezenten Amphibienarten (Amphibiaweb 22. Januar 2009) verteilen sich auf die drei Ordnungen Gymnophiona (Blindwühlen), Anura (Froschlurche) und Urodela (Caudata, Schwanzlurche). Von den Urodela sind bisher ca. 557 Arten aus 10 Familien beschrieben. Bis auf die Familie der Plethodontidae (Lungenlose Salamander) weisen alle eine holarktische Verbreitung auf. Die Familie der Salamandridae besteht aus 73 Arten und 19 Gattungen (GRIFFITH 1996, Amphibiaweb 22. Januar 2009).

Die Vertreter der Salamandridae zeigen eine große Varianz im Hinblick auf ihre Lebensweise. Diese reicht von einer vollständig terrestrischen Lebensweise verbunden mit echter Viviparie bei *Salamandra atra*, dem Alpensalamander, bis zu einer vollständig aquatischen bei obligat neotenen Populationen z. B. von *Triturus alpestris serdarus* und „Euproctus“ *asper*.

Die echten Wassermolche der ehemaligen Gattung *Triturus* (RAFINESQUE 1815), zu der auch der Kammolch gehört, sind ein Beispiel für eine semiaquatische Lebensweise.

Zu dieser Gattung werden, nach der neueren Literatur, zwölf bzw. 13 Arten gezählt, die in der westlichen Palearktis verbreitet sind (ARNTZEN & SPARREBOOM 1989, Amphibiaweb 22. Januar 2007).

Der Kammolch wurde, bis Anfang der 90er Jahre, in Unterarten unterteilt, die heute als eigenständige Arten in der *Triturus cristatus* – Superspezies zusammengefasst werden (RAFINSKI & ARNTZEN 1987, MACGREGOR et al. 1990).

Diese Einteilung kann inzwischen als gesichert gelten (LITVINCHUK et al. 2005a), auch wenn es, vor allem in Überschneidungsgebieten, einige Beispiele gibt, bei denen die Artzuordnung weder morphologisch noch genetisch eindeutig möglich ist (ARNTZEN & WALLIS 1999, ARNTZEN 2001, CRNOBRNJA-ISAILOVIC et al. 1997, LITVINCHUK et al. 1994, MIKULÍČEK & PIÁLEK 2003).

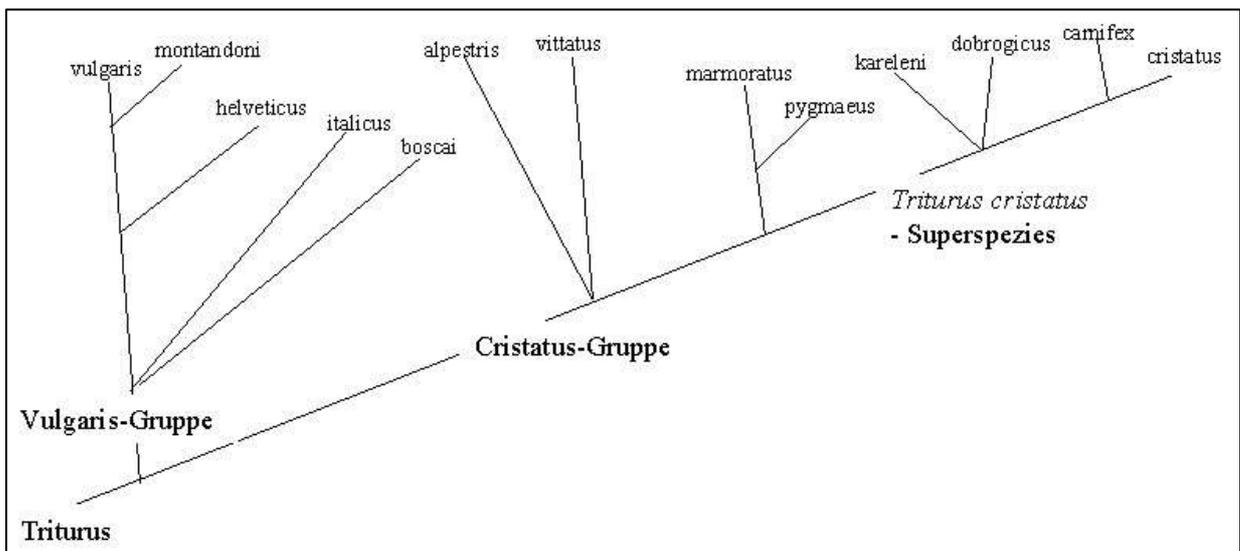
Unter Superspezies versteht man eine monophyletische Gruppe nahe verwandter Arten, die weitgehend allopatrisch vorkommen. Die Vertreter der *Triturus cristatus* – Superspezies werden in Tabelle 3.1 zusammengefasst.

Tab. 3.1: Vertreter der *Triturus cristatus* – Superspezies

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Deutscher Name nach GRIFFITH (1996) bzw. THIESMEIER & KUPFER (2000)
<i>Triturus cristatus</i> (LAURENTI, 1768)	Kammolch	Nördlicher Kammolch
<i>Triturus carnifex</i> (LAURENTI, 1768)	Alpen - Kammolch	Italienischer Kammolch
<i>Triturus dobrogicus</i> (KIRITZESCU, 1903)	Donau - Kammolch	Donau - Kammolch
<i>Triturus karelinii</i> (STRAUCH, 1870)	Balkan - Kammolch	Südlicher Kammolch

Die Schwestergruppe zu dieser monophyletischen Gruppe bilden *Triturus marmoratus*, der Marmormolch und *Triturus pygmaeus*, der Zwergmarmormolch. Ersterer kommt im Westen Frankreichs sympatrisch mit *T. cristatus* vor und bildet eine Hybridform, die früher unter dem Namen *Triturus 'blasii'* beschrieben wurde. WALLIS & ARNTZEN (1989) fassen die *T. cristatus* – Superspezies und *T. marmoratus* und *pygmaeus* als Kammolch – Gruppe zusammen. Die Verwandtschaftsverhältnisse des Kammolches sind in Abbildung 3.1 zusammengefasst.

Abb. 3.1: Systematik der Gattung *Triturus* (verändert MacGregor et al. 1990)



3.1.2 Neuere Systematik nach STEINFARTZ et al. 2006

Aktuelle Studien, die genetische, morphologische und verhaltensbiologische Daten beinhalten (GARCIA-PARIS et al. 2004, LITVINCHUK et al. 2005b, STEINFARTZ et al. 2006 und WEISROCK et al. 2006), kommen unabhängig voneinander zu vollkommen anderen Ergebnissen, die jedoch in den wichtigsten Punkten übereinstimmen. Vor allem die von STEINFARTZ et al. 2006 verfasste Arbeit liefert einen umfassenden Überblick auf Grundlage einer äußerst umfangreichen Stichprobe.

Nach diesen Studien bilden die Vertreter der Gattung *Triturus* keine monophyletische Gruppe. Stattdessen zeigt sich eine phylogenetische Differenzierung dieser ehemaligen Gattung auf verschiedene Entwicklungslinien innerhalb der Salamandridae. Ich habe

mich bemüht, die wichtigsten Ergebnisse dieser umfassenden Arbeiten, zusammenfassend in Abbildung 3.2 darzustellen. Diese Abbildung stellt eine Vereinfachung dar und gibt keinen Aufschluss mehr darüber, wie gut die einzelnen Hypothesen statistisch und methodisch abgesichert sind. Für Details verweise ich auf die genannten Arbeiten.

Nach diesen ist „*Triturus*“ *alpestris* (Bergmolch) näher mit den asiatischen Molchen der Gattungen *Cynops* und *Pachytriton* verwandt als mit den anderen Vertretern der Gattung „*Triturus*“.

Die Wassermolche, die nach MACGREGOR et al. (1990) als Vulgaris- Gruppe innerhalb von „*Triturus*“ zusammengefasst wurden (z.B. BABIK et al. 2005), bilden eine monophyletische Gruppe innerhalb der Salamandridae und stehen in naher Verwandtschaft zu einem Taxon, das von der *T. cristatus*- Gruppe (vgl. Abb. 3.1) sowie dem Pyrenäen- Gebirgsmolch (ehemals *Euproctus* jetzt *Carlotriton asper* [CARRANZA & AMAT 2005]) gebildet wird. Dieser ist somit näher mit den Kamm- und Marmormolchen verwandt, als mit dem Sardischen und dem Korsischen Gebirgsmolch (*Euproctus platycephalus* und *E. montanus*). Aufgrund dessen kann auch die Monophylie dieser Gattung nicht mehr aufrecht gehalten werden. Das Schwestertaxon zu dieser Gruppe bildet wahrscheinlich der Bandmolch („*Triturus*“ *vittatus*) zusammen mit der Gattung *Neurergus* aus.

WEISROCK et al. (2006) kommen zu weitgehend übereinstimmenden Ergebnissen (Abb. 3.2). Wichtigster Unterschied ist die Tatsache, dass nach dieser Studie „*Triturus*“ *alpestris* das Schwestertaxon zur Vulgaris- Gruppe bildet. Aus allen Studien geht jedoch eindeutig hervor, dass „*Triturus*“ keine monophyletische Gruppe darstellt.

Die vermeintlichen Ähnlichkeiten und Homologien der echten Wassermolche („*Triturus*“) und der Gebirgsmolche („*Euproctus*“) stellen demnach sehr schöne Beispiele für konvergente Entwicklungen innerhalb der Evolution der Salamandridae, in Anpassung an ähnliche Lebensraumtypen (temporäre Stillgewässer bei „*Triturus*“ und Gebirgsbäche bei „*Euproctus*“), dar, die von der Wissenschaft erstaunlich lange falsch interpretiert wurden.

Da diese Studien eindeutig die Paraphylie der Gattung *Triturus* aufzeigen, ergeben sich Konsequenzen für die Nomenklatur dieser Gruppe (vgl. auch VEITH & STEINFARTZ 2004). Diese sind in Tabelle 3.2 zusammengefasst und in Abbildung 3.2 graphisch

dargestellt. Da *Triturus cristatus* die Typusart für diese Gattung darstellt, behalten alle Vertreter der Cristatus- Gruppe (*T. cristatus*, *T. carnifex*, *T. dobrogicus*, *T. karelinii*, *T. marmoratus* und *T. pygmaeus*) diesen Gattungsnamen.

Tab. 3.2: Nomenklatur der ehemaligen Gattung *Triturus* nach FROST et al. 2006

Alter Name	Neuer Name	Deutscher Name
<i>Triturus alpestris</i>	<i>Mesotriton alpestris</i>	Bergmolch
<i>Triturus boscai</i>	<i>Lissotriton boscai</i>	Spanischer Wassermolch
<i>Triturus helveticus</i>	<i>Lissotriton helveticus</i>	Fadenmolch
<i>Triturus italicus</i>	<i>Lissotriton italicus</i>	Italienischer Wassermolch
<i>Triturus montandoni</i>	<i>Lissotriton montandoni</i>	Karpatenmolch
<i>Triturus vulgaris</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	
<i>Triturus cristatus</i>	<i>Triturus cristatus</i>	Kammolch
<i>Triturus carnifex</i>	<i>Triturus carnifex</i>	Italienischer Kammolch
<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Triturus dobrogicus</i>	Donau – Kammolch
<i>Triturus karlinii</i>	<i>Triturus karlinii</i>	Balkan – Kammolch
<i>Triturus marmoratus</i>	<i>Triturus marmoratus</i>	Marmormolch
<i>Triturus pygmaeus</i>	<i>Triturus pygmaeus</i>	Zwergmarmormolch
<i>Triturus vittatus</i>	<i>Ommatotriton vittatus</i>	Bandmolch

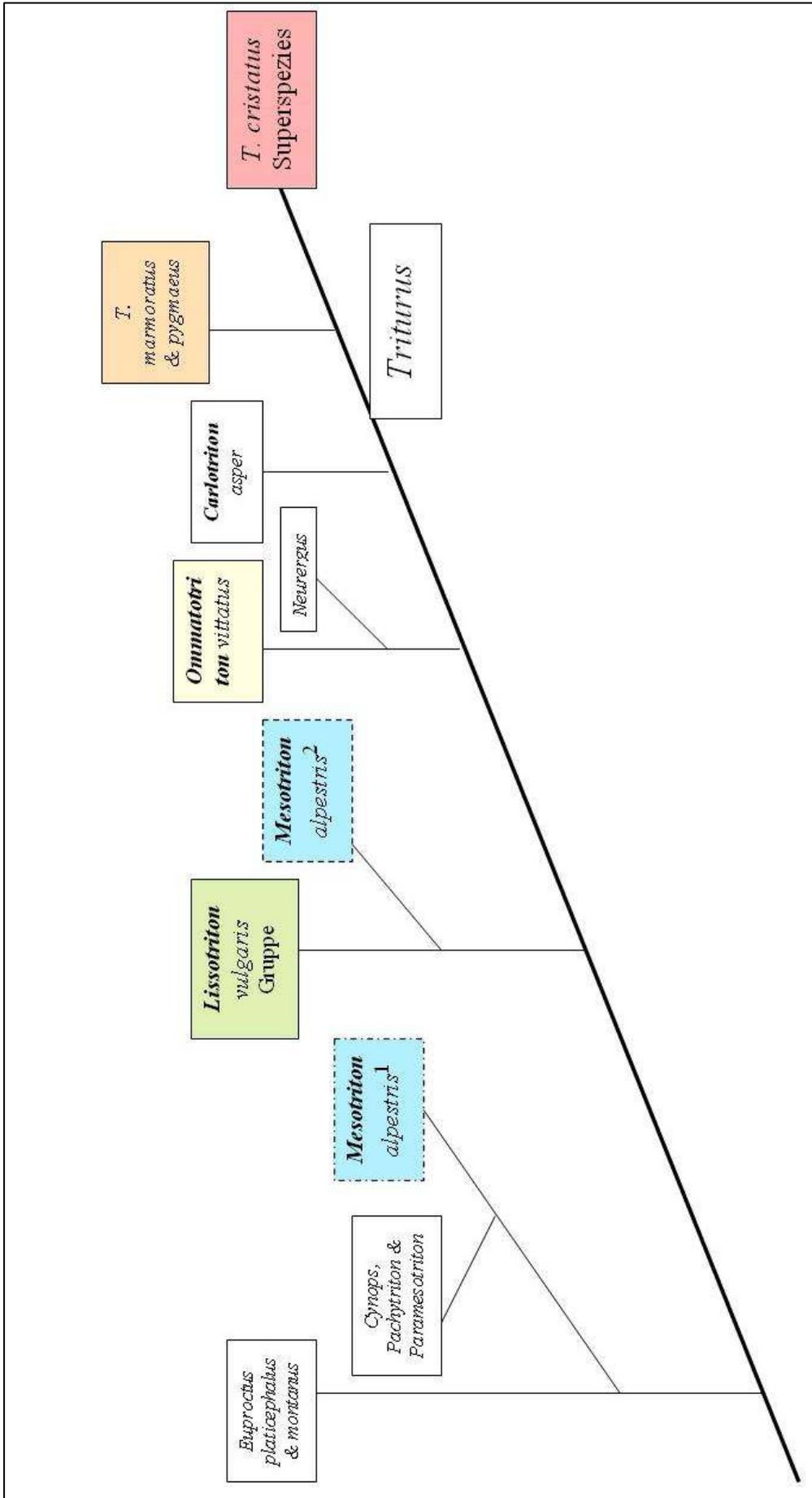


Abb. 3.2: Stammbaum der ehemaligen Gattung „Triturus“ (farbig unterlegt) mit den jeweiligen Schwwestertaxa, verändert und zusammengefasst nach Daten aus STEINFARTZ et al. (2006) und WEISROCK et al. (2006). 1= Position von *M. alpestris* nach STEINFARTZ et al. (2006); 2= Position von *M. alpestris* nach WEISROCK et al. (2006); neue Gattungsnamen sind fett gedruckt

3.2 Verbreitung

Von den Vertretern der Kammolch-Gruppe weist *Triturus cristatus* das größte Verbreitungsgebiet auf. Er kommt geschlossen in ganz Mitteleuropa vor. Die Nord-West-Verbreitung erstreckt sich von Mittelfrankreich über die Beneluxländer bis zum Ural. Die nördliche Verbreitung reicht in Großbritannien bis nach Schottland, in Skandinavien bis Schweden und Norwegen, sowie in Russland bis nach Finnland hinein. Im Süden reicht das Areal vom mittleren Frankreich über die Schweiz und Österreich bis nach Rumänien (GROSSE & GÜNTHER 1996, THIESMEIER & KUPFER 2000).

Über die Verbreitung in Europa und in Deutschland geben die Abbildungen 3.3 und 3.4 Auskunft.

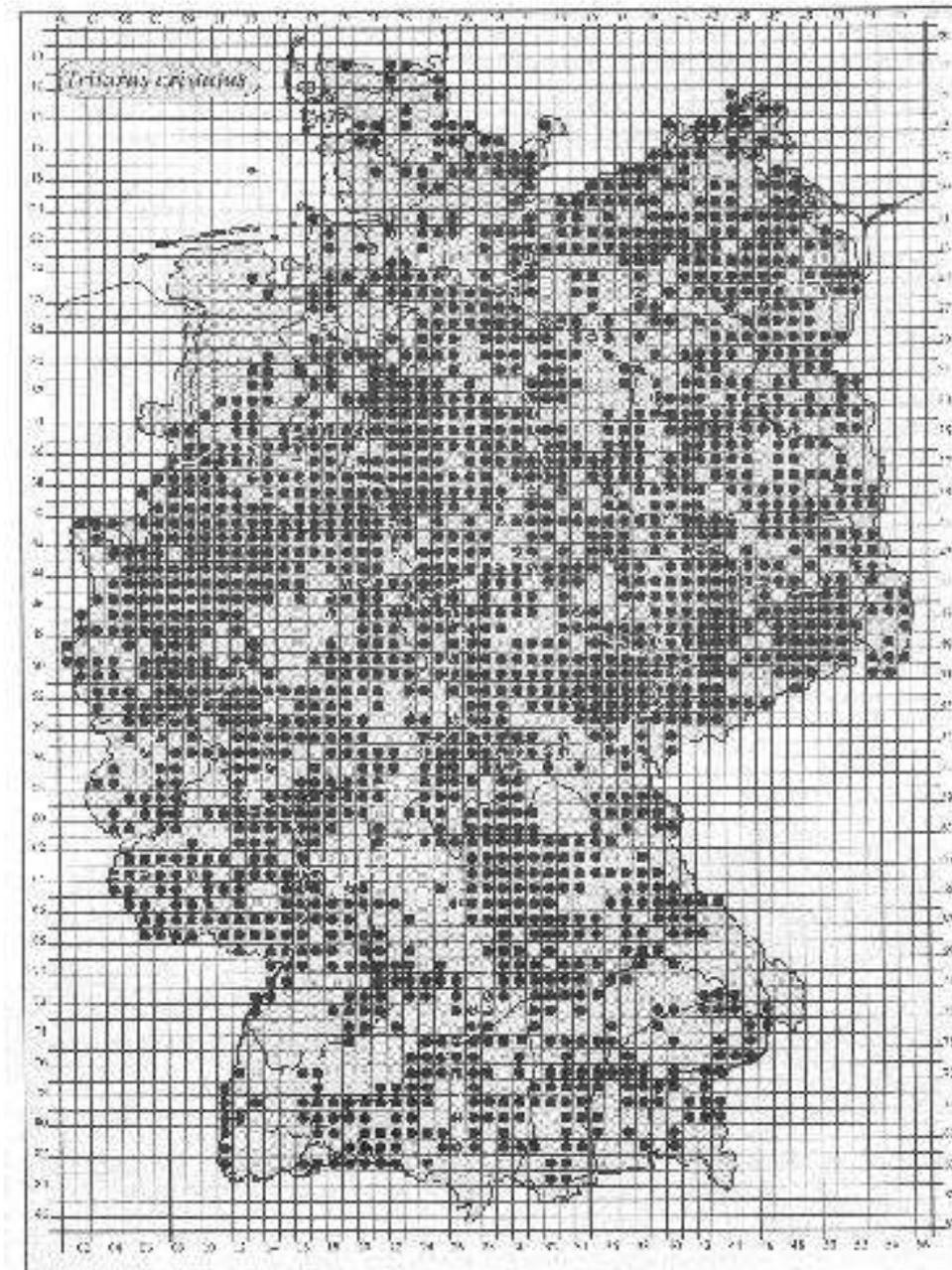


Abb. 3.3: Verbreitung von *Triturus cristatus* in Deutschland (aus GROSSE & GÜNTHER 1996)

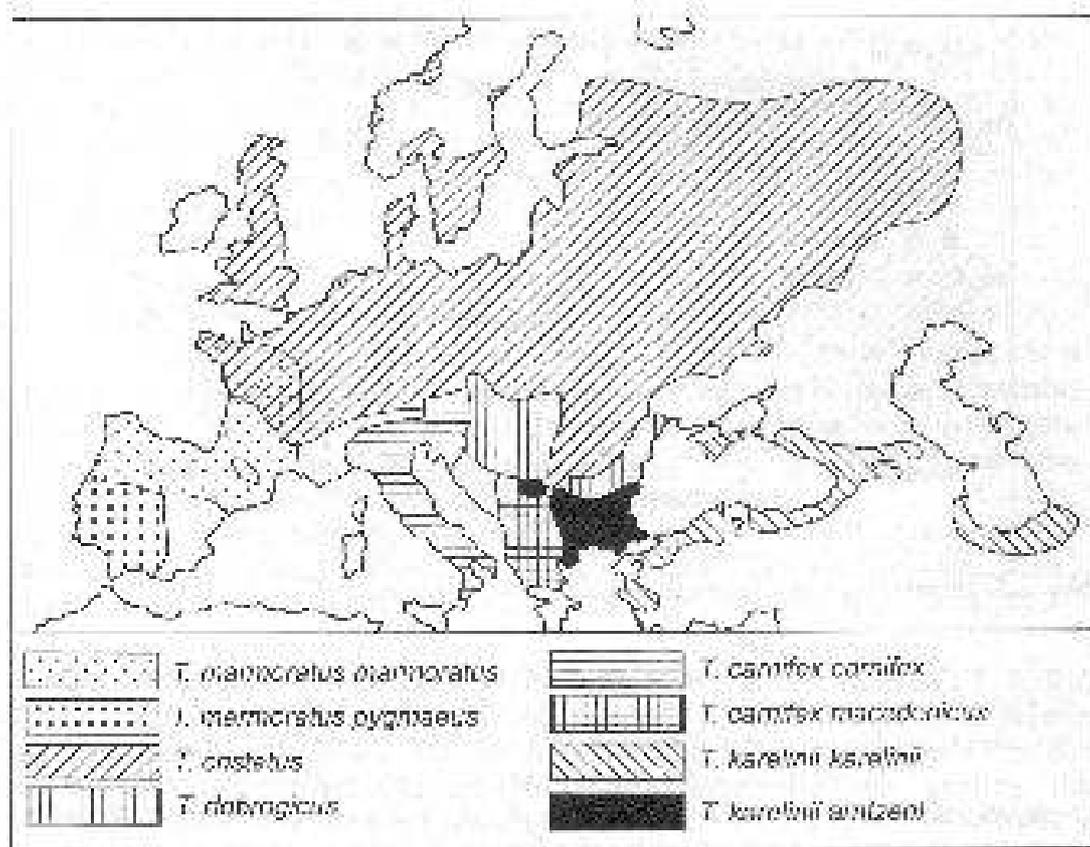


Abb. 3.4: Verbreitung der *Triturus cristatus* – Superspezies und *T. marmoratus* inklusive Unterarten (aus Thiesmeiser & Kupfer 2000)

3.3 Kennzeichen

Mit einer Gesamtlänge von bis zu 160 mm bei Weibchen und bis zu 140 mm bei Männchen ist der Kammolch der größte heimische Molch. Die Tiere sind dorsal dunkelbraun bis schwarz gefärbt, bei helleren Exemplaren ist ein schwarzes Fleckenmuster zu erkennen. An den Flanken finden sich häufig einige Reihen weißer Punkte.

Die Ventralseite ist hellgelb bis dunkelorange mit einem schwarzen Fleckenmuster. Der Geschlechtsdimorphismus ist bei *T. cristatus* deutlich ausgeprägt.

Neben der geringeren Körpergröße, sind die Männchen durch den namensgebenden gezackten dorsalen Hautkamm gekennzeichnet. Dieser kann während der Laichperiode über 15mm hoch werden und ist nahe der Schwanzwurzel unterbrochen. Die Kloake der Männchen ist stark nach außen gewölbt und an der Unterseite dunkelbraun bis schwarz gefärbt, ebenso wie die Ventralseite des Schwanzes. An den Seiten des Schwanzes verläuft ein weißliches Band, das so genannte Perlmutterband.

Die weiblichen Kammolche sind weniger auffällig gefärbt. Anstatt des Kammes verläuft dorsal ein Band, das etwas heller gefärbt ist. Die Kloake ist wie Bauch- und Schwanzunterseite gelborange gefärbt.

Ein männlicher und ein weiblicher Kammolch sind in den Abbildungen 3.5 und 3.6 dargestellt.



Abb. 3.5: Männlicher Kammolch in Wassertracht (Foto: E & E Projekt)



Abb. 3.6: Weiblicher Kammolch in Wassertracht (Foto: E & E Projekt)

3.4 Habitat

Als Laichgewässer bevorzugt der Kammolch stehende Gewässer von mindestens 50°m² Wasserfläche mit geringer Beschattung und einem hohen Anteil submerser Vegetation. Diese dient als Nahrung für die Beute des Kammolches und als Substrat für die Eiablage (CRESSWELL & WHITWORTH 2004, DENOEL & LEHMANN 2006).

Der Landlebensraum dient dem Molch als Sommer- und Winterquartier. Hier sind Laub- und Mischwälder, Gärten, Felder und Wiesen von besonderer Bedeutung. Der Kammolch kommt fast immer syntop mit Vertretern der Gattung *Lissotriton*, häufig auch mit *Mesotriton alpestris* vor. Den höchsten Vergesellschaftungsgrad weist der Kammolch in Mitteleuropa mit dem Teichmolch (*L. vulgaris*) auf (FELDMANN 1981, GLANDT 1982, JEHLE, R. 2000) auf.

Der Kammolch ist fast immer die seltenste, der in einem Gewässer vorkommenden Molcharten (BELL 1979, GLANDT 1982), hiervon werden jedoch in jüngerer Zeit einige bemerkenswerte Ausnahmen beschrieben (HENF 2001a, ÖZNUR 2002, MEYER 2005).

3.5 Weitere Amphibien im Untersuchungsgebiet

Neben dem Kammolch kommen, laut verschiedener Voruntersuchungen, Bergmolch (*Mesotriton alpestris*), Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), Erdkröte (*Bufo bufo*) und die drei Vertreter des Grünfrosch- Komplexes (*Pelophylax* [Rana] *lessonae*, *Pelophylax* [Rana] kl. *esculentus* und *Pelophylax* [Rana] *ridiundus*) vor.

3.5.1 Bergmolch (*Mesotriton alpestris*)

Der Bergmolch besitzt ein großes Verbreitungsgebiet, das vom Westen Russlands bis Nordfrankreich, sowie von Süddänemark bis nach Zentralgriechenland reicht. Einige isolierte Populationen leben in Spanien (NÖLLERT & NÖLLERT 1992).

In Deutschland kommt der Bergmolch nur in der Nominatform (*M. alpestris alpestris*) vor und erreicht hier seine nordöstliche Verbreitungsgrenze. In der Literatur werden bis zu zwölf verschiedene Unterarten beschrieben, von denen jedoch nur *M. alpestris serdarus*; *M. alpestris veluchiensis*; *M. alpestris apuanus*; *M. alpestris inexpectatus*; und *M. alpestris cyreni* als gesichert gelten dürfen (GRIFFITH 1996).



Abb. 3.7: Männlicher Bergmolch (*Mesotriton alpestris*) in Wassertracht (Foto: E & E Projekt)

Von den vier in Deutschland vorkommenden Molcharten weist der Bergmolch die größte Vertikalverbreitung auf. Er kommt sowohl im Tiefland bis auf Meereshöhe als auch im Gebirge bis auf 2500m hoch vor (SCHABETSBERGER & JERSABEK 1995).

Die höchste Verbreitungsdichte erreicht diese Art zwischen 200 m und 700 m. Von den drei im Untersuchungsgebiet vorkommenden Molcharten besitzt der Bergmolch die größte ökologische Potenz (KUZMIN 1999). Bei ihm spielt die Sonnenexposition der Laichgewässer keine Rolle, so nutzt er auch völlig beschattete Gewässer als Laichhabitate. Das Spektrum der Laichgewässer reicht von wassergefüllten Fahrspurrinnen, Überschwemmungsmulden in Wiesentälern, Gräben und Tümpeln bis zu größeren Weihern und Teichen (vgl. BERGER & GÜNTHER 1996, FELDMANN & BELZ 1981).

Kennzeichen

Bei *M. alpestris* handelt es sich um eine mittelgroße Molchart. Die Männchen haben eine Gesamtlänge von 60 mm bis 95 mm und die Weibchen eine von 70 mm bis 120 mm. Die Weibchen sind im Median länger als die Männchen (BERGER & GÜNTHER 1996). Die Grundfarbe der Dorsalseite weist oft einen hohen Blauanteil auf, aber die Farbpalette reicht auch von Grau-, Braun- und Grüntönen bis

hin zu Schwarz. Zudem weist er verschiedenartige Fleckenmuster auf. Die Ventralseite hingegen ist stetig ungefleckt und ist zudem stark orangerot gefärbt. Diese Färbung setzt sich auch an der Kehle und dem Mundboden fort. Hier können zudem noch dunkle Flecken auftreten. Die Flanken haben ein schwarz-weißes Gittermuster. Diese sind bei den Männchen wesentlich deutlicher ausgeprägt. Auch die Bergmolche zeigen während der Laichzeit starke geschlechtspezifische Unterschiede. Auch die Bergmolchmännchen bilden einen 2,5 mm hohen Rückensaum aus, der im Gegensatz zu dem Kammolch jedoch ungezackt ist. Die Kloake der Männchen ist halbkugelförmig, stark gewölbt und in der Regel schwarz gefleckt. (BERGER & GÜNTHER 1996). Außerhalb der Fortpflanzungszeit werden die meisten sekundären Geschlechtsmerkmale stark reduziert, Rückenleisten und Schwanzsäume verschwinden, die Hautoberfläche wirkt granuliert, stumpf und wasserabweisend, bei den Weibchen ist dies verstärkt zu bemerken.

Gefährdung

Der Bergmolch gilt in wenigen Teilen Deutschlands als gefährdet (SCHLÜPMANN & GEIGER 1999), obwohl er deutlich geringere Bestandszahlen aufweist als der Teichmolch. Die Gefährdung geht auch bei ihm von der Zerstörung der Laichgewässer aus. Sein Erfolg liegt zwar in der Besiedelung der Ballungsräume, hier laicht er teilweise in angelegten Gartenteichen. Allerdings haben die anthropogenen Eingriffe in anderen Teilen stark negative Auswirkungen. Im Besonderen sind hier, in Bezug auf den Bergmolch, die landschaftsplanerischen Maßnahmen zur Befestigung von Waldwegen zu nennen. Hier findet häufig die Beseitigung von wassergefüllten Wagenspuren statt, die einen Lebensraum für Bergmolche bilden (KLEWEN 1983).

3.5.2 Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*)

Verbreitung

Das Verbreitungsgebiet des Teichmolches (*Lissotriton vulgaris*) reicht von Nordwest-, über Zentral- und Osteuropa bis nach West- und Kleinasien hinein. Damit ist der Teichmolch in Europa die Amphibienart, mit dem größten Verbreitungsgebiet. Er fehlt in Südwest-Frankreich, auf der iberischen Halbinsel, in Süditalien, in Nordskandinavien, ab 65°N und in den Steppen Russlands (GRIFFITH 1996, TARKHNISHVILI & GOKHELASHVILI 1999).

Neben der, in Deutschland flächendeckend vorkommenden, Nominatform *Lissotriton v. vulgaris* sind weitere vier Unterarten beschrieben. *Lissotriton vulgaris ampelensis*, *L. vulgaris lantzi*, *L. vulgaris graecus*, und *L. vulgaris meridionalis*. Bei einigen anderen, in der Literatur genannten, Unterarten ist der Status zurzeit umstritten (BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996).

Lebensraum

Der Teichmolch weist, im Vergleich zum Kammolch, eine größere ökologische Valenz auf. Sie besiedeln Waldgebiete ebenso wie offene Landschaften und dringen von allen heimischen Amphibien am weitesten in dicht besiedelte Ballungsräume vor. Ab einer Höhe von ca. 400m wird er zunehmend seltener, während er in den tieferen Lagen fast immer die häufigste der vorkommenden Molcharten ist. Als Laichgewässer bevorzugt der Teichmolch kleine bis mittelgroße besonnte und vegetationsreiche Teiche. Ausgeprägte Flachwasserzonen und offene Landschaften charakterisieren sein Habitat (ROGNER 1991, BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996, VEITH 1996a).

Kennzeichen

Die Art *L. vulgaris* zählt zu den kleinen Molchen. Nach BUSCHENDORF & GÜNTHER (1996) können die Mittelwerte der Gesamtlängen der Männchen zwischen 70,1 und 88,8 mm und die der Weibchen zwischen 68,0 und 89,3 mm variieren. Die Männchen sind im Median länger als die Weibchen. Die Haut beider Geschlechter ist glatt und

feinkörnig. Auf dem Kopf befinden sich dunkle Längsstreifen (KUZMIN 1995). Die Grundfärbung der Dorsalseite kann von lehmgelb bis schwarz variieren. Ventral besitzen die Tiere dunkel pigmentierte Flecken auf einer gelben, orangefarbenen oder sogar roten Grundfärbung. Im Ruhekleid sind sich Männchen und Weibchen ähnlich, allerdings unterscheidet sie sich bei beiden Geschlechter in der Wassertracht dramatisch (BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996).



Abb.3.8: Teichmolchmännchen (*Lissotriton vulgaris*) in Wassertracht (Foto: E & E Projekt)

Gefährdung

Obwohl der Teichmolch überall in Deutschland weit verbreitet ist, wird er örtlich stark durch die Zerstörung seiner Laichgewässer beeinflusst. Vor allen Dingen in der Nähe anthropogen geprägter Gebiete, wie Ortschaften, ist die Gefährdung extrem. Hier führen Müllablagerung und Abwassereinleitung zur Laichplatzerstörung. Durch die Nähe von Straßen ist während der Wanderungsphasen der Straßentod häufig. Durch intensiv betriebene Landwirtschaft können Gewässer durch organische und chemische Substanzen verlanden. Ein Schutz der Gewässer ist also essentiell. (BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996).

3.5.3 Erdkröte (*Bufo bufo*)

Die Erdkröte ist eine sehr anpassungsfähige Amphibienart, die nahezu alle Lebensräume in ganz Europa, außer im hohen Norden (bis 67°N) und auf Irland, sowie in Nordafrika und weiten Teilen von Asien besiedelt. Sie laichen im zeitigen Frühjahr und bevorzugen größere ganzjährig wasserführende Gewässer. Die Larven formieren sich oft zu breiten Schwärmen, die ganze Uferabschnitte bedecken können.



Abb. 3.9: Erdkröte (*Bufo bufo*) (Foto: E & E Projekt)

3.5.4 Grasfrosch (*Rana temporaria*)

Zu Beginn der Untersuchung galt der Grasfrosch (*Rana temporaria*) im Untersuchungsgebiet als sehr selten. Im Rahmen der Voruntersuchungen konnten jeweils nur Einzeltiere nachgewiesen werden. So befand sich laut HENF (2001a) unter den über 16.000 umgesiedelten Amphibien genau ein Grasfrosch. In der vorliegenden Untersuchung konnten bei über 125.000 Amphibiennachweisen kein Hinweis auf ein Vorkommen des Grasfrosches im Untersuchungsgebiet festgestellt werden.

3.5.5 Grünfrosch- Komplex (*Pelophylax* [Rana] *lessonae*, *Pelophylax* [Rana] kl. *esculentus* und *Pelophylax* [Rana] *ridiundus*)

Beim sogenannten Grünfrosch- Komplex handelt es sich um zwei Arten (*Pelophylax* [Rana] *lessonae* und *Pelophylax* [Rana] *ridiundus*) sowie die Hybridform (*Pelophylax* [Rana] kl. *esculentus*). FROST et al. (2006) ordnen diese Arten der Gattung *Pelophylax* zu, andere Autoren sind bisher zurückhaltender (z.B. Amphibiaweb Stand: 28.11.2006). Ich habe mich daher entschlossen, den bisherigen Gattungsnamen Rana in Klammern beizubehalten, auch wenn hierdurch der Lesefluss beeinträchtigt wird.

Verschiedene Autoren führen Tabellen auf, mit denen die drei Phänotypen sicher unterschieden werden können (z.B. GÜNTHER 1996a, b & c sowie NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Bislang ist jedoch nur unzureichend untersucht, inwieweit die so ermittelten Phänotypen tatsächlich mit den Genotypen übereinstimmen. Zum Teil sind die Messfehler, die man mit den empfohlenen Geräten macht, größer als die formulierten Unterschiede bei den Phänotypen (SCHMIDT 2002). In ihren äußerlichen Merkmalen sind alle drei Typen sehr variabel, zudem liegt die Hybridform intermediär zwischen den beiden Arten, so dass sich bei fast allen der Unterscheidungsmerkmale weite Überschneidungspunkte ergeben (SCHROER 1997). In einigen Teilen des Verbreitungsgebietes ist außerdem eine hohe Introgressionsrate von genetischem Material der beiden Ausgangsarten, im jeweils anderen Genom, festzustellen, welches durch die Hybridform vermittelt wird (GOLANNEK. 1998, HOLENWEIG et al. 2002, SCHMIDT 2002). Ein weiteres Problem stellen die triploiden Formen dar, die je nach Genotyp phänotypisch eher *Pelophylax* [Rana] *lessonae* oder *Pelophylax* [Rana] *ridiundus* entsprechen (DUELMANN & TRUEB 1994). Es erscheint somit in der Literatur als gesichert, dass eine sichere Differenzierung zwischen den drei Typen im Feld nicht möglich ist. Die üblichen phänotypischen Unterscheidungsmerkmale bleiben unsicher, sofern sie nicht mit bioakustischen und genetischen Methoden abgeglichen werden (SCHMIDT 2005). Da diese Methoden im Rahmen des Projektes nicht zur Verfügung standen, wurde größtenteils auf eine Erhebung dieser vermeintlichen morphologischen Unterscheidungsmerkmale verzichtet.



Abb. 3.10: *Pelophylax* [Rana] kl. *esculentus* (Foto: E+E- Projekt)

4. Material und Methoden

Aufgrund der Vielzahl der untersuchten Arten und der bearbeiteten Fragestellungen soll zunächst eine Übersicht gegeben werden. In dieser wird dargestellt, welche Arten, Artengruppen bzw. ökologischen Sachverhalte mit welchen Methoden ermittelt wurden. Anschließend werden diese Methoden im Einzelnen ausführlich erläutert. Da der Schwerpunkt dieser Untersuchung eindeutig auf einer möglichst intensiven Erfassung der Kammolche im Wasserlebensraum liegt, mussten bei der Einbeziehung weiterer Fragestellungen teilweise Kompromisse eingegangen werden, die zum Teil auch die Qualität der Ergebnisse beeinflusst haben. Eine kritische Hinterfragung der Methoden auf Basis von Literaturvergleich und eigenen Erfahrungen erfolgt in Kapitel 7.

4.1 Qualitative und (halb-) quantitative Erfassung der Erdkröte,

Bufo bufo

- Zählen der abgelegten Laichschnüre von Mitte Februar bis Anfang April
- Sichtbeobachtung von Adulttieren während der Fortpflanzungsperiode
- Erfassung der Kaulquappen mittels Unterwassertrichterfallen
- Erfassung der Kaulquappen durch Kescherfänge
- Sichtbeobachtung der abwandernden Jungtiere
- Erfassung von Tieren im Landlebensraum mit Fangzaunsegmenten und Reptilienbrettern

4.2 Qualitative und (halb-) quantitative Erfassung des Grünfrosch – Komplexes, *Pelophylax (Rana) lessonae*, *Pelophylax (Rana) kl. esculentus* und *Pelophylax (Rana) ridiundus*

- Zählen der abgelegten Laichballen von Mitte April bis Mitte Juni
- Sichtbeobachtung von Adulttieren während der Fortpflanzungsperiode
- Verhören der rufenden Männchen
- Erfassung der Kaulquappen mittels Unterwassertrichterfallen
- Erfassung der Kaulquappen durch Kescherfänge
- Sichtbeobachtung der abwandernden Jungtiere
- Erfassung von Tieren im Landlebensraum mit Fangzaunsegmenten und Reptilienbrettern

4.3 Qualitative und (halb-) quantitative Erfassung von Bergmolch (*Mesotriton alpestris*), Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) und Kammolch (*Triturus cristatus*)

- Erfassung der Adulttiere mittels Unterwassertrichterfallen
- Erfassung der Adulttiere durch Kescherfänge
- Ermittlung abgelegter Eier mittels Eiablageattrappen (nur für *T. cristatus*)
- Erfassung der Larven mittels Unterwassertrichterfallen
- Erfassung der Larven durch Kescherfänge
- Erfassung von Tieren im Landlebensraum mit Fangzaunsegmenten und Reptilienbrettern

4.4 Die Nachweise der Amphibien

Das vorgestellte Projekt stellt mit 30 untersuchten Gewässern, die zum Teil mehrere Hektar groß sind, hohe (vielleicht zu hohe) Anforderungen an den Bearbeiter im Freiland. Sämtliche der über 150 Begehungen wurden vom Verfasser durchgeführt, die meisten davon, nämlich 118, alleine. Der Verwendung von Methoden, die ein hohes Maß an Zeiteffizienz ermöglichen und trotzdem qualitativ hochwertige Ergebnisse im Rahmen einer wissenschaftlichen Untersuchung liefern, kommt somit eine besondere Bedeutung zu.

4.4.1 Unterwassertrichterfallen (Reusen)

In jüngerer Zeit haben verschiedene Studien gezeigt, (u.a. ARNTZEN et al. 1995, BAKER 1999, ORTMANN et al 2005 und 2006, SANDER et al. 2006) dass der Kammolch, aber auch die anderen Amphibienarten mit den bewährten Fangmethoden wie z.B. einem Fangzaun oder dem Keschern nur unzureichend erfasst werden können. Es wurde in diesen Studien deutlich gezeigt, dass so genannte Reusen oder auch Unterwassertrichterfallen die bei weitem beste Methode sind, um eine möglichst hohe Zahl an Molchen mit vertretbarem Zeitaufwand zu untersuchen.

In der Literatur werden verschiedene Modelle an Molchreusen vorgestellt. Eine gute Übersicht geben z.B. JAHN & JAHN (1997) und KUPFER (2001). Alle bisher beschriebenen Reusentypen weisen jedoch zum Teil schwerwiegende Nachteile auf, die ihre Eignung für ein solch groß angelegtes Naturschutz- und Forschungsprojekt einschränken. Die Flaschenfalle nach GRIFFITH (1985) kann nur für einige Stunden im Gewässer belassen werden, andere Fallen sind unhandlich und schwer zu transportieren. Die Nachteile der bekanntesten Reusenmodelle werden ausführlich von SCHLÜPMANN (2006) diskutiert.

Im Rahmen der Vorbereitung auf dieses Projekt wurde deswegen eine neuartige Molchreuse entwickelt (Abbildung 4.1), die folgende Vorteile in sich vereint:

- hohe Fangeffizienz
- sehr gute Verträglichkeit und Verminderung des Stressfaktors
- geringe Materialkosten
- verhältnismäßig kurze Konstruktionszeit
- Mortalitätsraten, die annähernd bei Null liegen
- leichte Transportierbarkeit



Abb. 4.1: Neu konzipierte Unterwassertrichterfalle

Dieser Fallentyp wurde inzwischen von verschiedenen Experten in Deutschland, Österreich, Holland, Norwegen und Großbritannien getestet und sehr positiv beurteilt (SCHLÜPMANN 2006 und 2009).

Neben 140 Fallen dieses Typs wurden zusätzlich 14 Fallen des Büros für Ökologie (Manfred Henf / Mettmann) eingesetzt. Sie bestehen aus dunkelgrünem Kunststoffgitter, sind ca. 60 x 30 x 30 cm groß und haben an zwei Längsseiten je einen trichterförmigen Eingang. Sie sind besonders geeignet, um größere Fische wie Flussbarsche nachzuweisen. Für umfangreichere Molchkartierungen sind sie weniger

geeignet, da sie unhandlich, teuer und bei der Kontrolle umständlich in der Handhabung sind.

Um ein Ersticken der Molche zu verhindern, wurden alle Fallen im Gewässer so justiert, dass etwa 5 cm des oberen Teils über die Wasseroberfläche herausragen (vgl. HARTUNG et al. 1995).

Ein zusätzlicher Vorteil der Unterwassertrichterfallen besteht in der Tatsache, dass weitere für den Kammolch wichtige ökologische Parameter mit erfasst werden. So werden sowohl die wichtigsten Prädatoren als auch alle potentiellen Beutetiere fast ohne zusätzlichen Aufwand in den Fallen nachgewiesen und Aussagen über die relativen Häufigkeiten dieser Gruppen sind möglich, ohne dass zusätzliche Methoden zum Einsatz kommen müssen. Der qualitative und quantitative Nachweis von Evertebrata gibt zusätzlich Aufschluss über die Wasserqualität.

Pro Gewässer wurden vier bis 36 dieser Reusen eingesetzt. Der Fangzeitraum erstreckte sich jeweils von Anfang März bis Mitte Juli. Während dieser Zeit wurde spätestens alle zwei Tage kontrolliert. Jeder gefangene Kammolch wurde fotografiert, vermessen und gewogen.

4.4.2 Fangzäune

Um quantitative Daten über Amphibienpopulationen an ihren Laichgewässern zu gewinnen, werden stationäre Fangzäune von vielen Autoren als die gängigste und zuverlässigste Methode beschrieben (z. B. DODD & SCOTT 1994, GIBBONS & SEMLITSCH 1988, HÖDL et al. 1997, KNEITZ & OERTER 1994, KNEITZ 1998, STOEFER & SCHNEEWEISS 1999). Die Fanganlage wird rund um das jeweilige Gewässer errichtet, um einen möglichst großen Anteil der an- und abwandernden Amphibien erfassen zu können. Auf solche Weise installierte Fangzäune ermöglichen Aussagen zum Fortpflanzungsgeschehen von Anuren und Urodelen (Anzahl an- und abwandernder Adulttiere, Zahl erfolgreich metamorphosierter Jungtiere, Phänologie usw.), zur Migration zwischen den Gewässern und zu den An- und Abwanderrichtungen und damit auch zu der Wahl der Sommer- und Winterquartiere.

Solche fest installierten Zaunanlagen, für die viele Autoren (DODD & SCOTT 1994, KUHN 1994) eine hohe Fängigkeit mit einer langen Haltbarkeit annehmen, werden meist zu Populationsstudien und insbesondere zum langjährigen Monitoring von Amphibien verwendet. Wie oben erläutert sind Fangzäune im Vergleich zu Reusen unverhältnismäßig zeitaufwändig, sowohl bei Auf- und Abbau als auch beim täglichen Kontrollieren. Negativ wirken sich zudem die Kleinsäugermortalität (HACHTEL & BÖHME 2006) und die Störung des natürlichen Wanderverhaltens der Amphibien aus (ORTMANN et al. 2006). Weitere Schwierigkeiten mit Fangzäunen im Untersuchungsgebiet werden in Kapitel 2.7 erläutert.

Aus diesen Gründen kamen im hier vorgestellten Projekt im Jahr 2004 nur kurze ca. 20 Meter lange Fangzaunabschnitte zum Einsatz, um abwandernde Jungtiere zu untersuchen. Wie zu erwarten stand der Zeit- und Kostenaufwand in keinem Verhältnis zum Erkenntnisgewinn, so dass in den Folgejahren von dieser Methodik abgesehen wurde.

4.4.3 Reptilienbretter

Reptilienbretter, häufig auch Schlangenbretter genannt, sind eine deutlich weniger zeitaufwändige und schonendere Methode um Reptilien, aber auch Amphibien im Landlebensraum nachzuweisen. Leider ist diese Methode relativ ungenau. Verschiedene Experten gehen davon aus, dass nur ein Bruchteil der tatsächlich vorhandenen Individuen nachgewiesen werden kann (vgl. READING 1997 und MUTZ & GLANDT 2003). Für den Kammolch liegen bisher keine Studien vor, welche die Eignung dieser Methode für Freilandstudien untersuchen. Es ist davon auszugehen, dass solche Reptilienbretter allenfalls für qualitative Untersuchungen bedingt geeignet sind.

Im Untersuchungsgebiet lagen ehemals zwei Gewässer, die 2001 verfüllt wurden und bis dahin sehr große Kammolchpopulationen beherbergten (vgl. Kapitel 2.1.4). Reptilienbretter stellen hier, bei aller Kritik, die beste Möglichkeit dar um herauszufinden, ob sich weiterhin Tiere in diesem Lebensraum aufhalten. Im Jahr 2005 wurden 20 Bretter im Bereich der beiden verfüllten Gewässer ausgelegt und von Mai bis Juni insgesamt zehnmal kontrolliert.

4.4.4 Keschern

Keschern ist der Klassiker unter den Nachweismethoden für Molche. International wurde es in vielen Studien über Molche erprobt und angewendet (vgl. z.B. FELDMANN 1981, HENLE & VEITH 1997, GRIFFITH 1996, SINSCH et al. 2003). In den meisten Studien, die auf Kescherfängen basieren, werden entweder die Summe aller gefangenen Tiere oder ein Durchschnittswert pro Zeit angegeben. Dabei wird allerdings häufig das Problem ignoriert, dass bei dieser Methode nicht alle Tiere die gleiche Nachweiswahrscheinlichkeit besitzen (ARNTZEN 2002). Gerade bei dieser Methode hängt die Nachweiswahrscheinlichkeit nicht nur von abiotischen Faktoren, sondern zusätzlich stark vom jeweiligen Erfasser ab.

Bislang ist nicht nachgewiesen, dass diese Methode für quantitative Studien ausreichende Ergebnisse liefern kann. An großen Gewässern steigt zudem der Zeitaufwand unverhältnismäßig zum Erkenntnisgewinn.

In der vorliegenden Studie wurde deshalb das Keschern nur als Ergänzung zu den Unterwassertrichterfallen angewendet.

An den Gewässern, die intensiv mit Reusen untersucht wurden, kam Keschern nur zum Einsatz, wenn die Begehungen von zwei Personen durchgeführt wurden: 2004 elfmal, 2005 zwölfmal und neunmal im Jahr 2006. Es konnte jeweils nur ein Bruchteil der Fangzahlen erreicht werden, die gleichzeitig mit den Reusen nachgewiesen wurden.

In einigen Gewässern, deren Wasserstand nicht für den Einsatz der Unterwassertrichterfallen ausreichte, wurde das Keschern angewendet, um wenigstens den qualitativen Nachweis einer Besiedlung durch Kammolche erbringen zu können (vgl. Kap. 2).

4.4.5 Nächtliches Ableuchten der Wasseroberfläche

Um eine Vergleichbarkeit mit den Voruntersuchungen (HENF 2002 und 2003) zu gewährleisten wurde an jeweils vier Nächten pro Jahr die Wasseroberfläche mit einem Handscheinwerfer abgeleuchtet. Auf diese Weise sind Aussagen über Häufigkeit von Molchen nur bedingt möglich, da bisher nicht untersucht ist, inwieweit die Ergebnisse solcher Zählungen reproduzierbar sind.

4.4.6 Verhören der rufenden Männchen

Das Verhören von rufenden Männchen ist eine wichtige Nachweismethode für viele Anurenarten. Bisher ist jedoch für wenige Arten untersucht worden, inwieweit diese Methode Aufschluss über die tatsächliche Populationsgröße gibt (GRIFFITHS & RAPER 1994 und ORTMANN 2005b). Für die Grünfrösche (*Pelophylax* [Rana] *lessonae*, *P.* [R.] *esculentus* und *P.* [R.] *ridibundus*) wird angenommen, dass nach dreimaligen Verhören der rufenden Männchen der ermittelte Maximalwert eine Aussage über die relative Häufigkeit der Arten in dem jeweiligen Laichgewässer erlaubt (vgl. SCHMIDT 2005 und SCHMIDT et al. 2005). In der vorliegenden Untersuchung wurden die rufenden Männchen an jeweils vier bis zehn Begehungen pro Gewässer verhört.

4.4.7 Zählen von Laichballen bzw. -schnüren

Besonders für die Erdkröte (*Bufo bufo*) und mit Abstrichen auch für die Grünfrösche (*Pelophylax* [Rana] *lessonae*, *P.* [R.] *esculentus* und *P.* [R.] *ridibundus*) ist das Zählen von Laichschnüren bzw. -ballen eine gute Methode, einen relativ großen Teil der an der Reproduktion teilnehmenden Tiere zu erfassen (GRIFFITHS & RAPER 1994). Zwar erlaubt auch diese Methode nur begrenzte Aussagen über die tatsächlichen Populationsgrößen; in Ergänzung mit den anderen Methoden sind Aussagen über die relativen Häufigkeiten dennoch möglich.

4.4.8 Eiablageattrappen für *Triturus*

Bei Molchen stellt die Erfassung des Laichs ein besonderes Problem dar, da die Eier einzeln abgelegt und an Wasserpflanzen mit linealen bis lanzettlichen Blättern angeheftet werden. Eine gezielte Suche nach den Eiern erscheint daher kaum durchführbar. Man kann sich jedoch eines Hilfsmittels bedienen, den so genannten Eiablageattrappen. Diese bestehen z.B. aus mehreren, einen halben Zentimeter breiten Streifen aus durchsichtigem und biegsamen PVC. Diese Streifen werden von Molchen genau wie Wasserpflanzen zur Eiablage benutzt. Sie wurden für Molche ursprünglich von HAYWARD et al. (2000) erprobt, und später angewendet um die Anzahl abgelegter Eier pro Weibchen im Aquarium zu ermitteln (ROTTSCHEIDT 2002, THOMAS 2002, THOMAS et al. 2002). Im hier vorgestellten Projekt wurden solche Attrappen erstmalig in Deutschland im Freiland verwendet. Die Eier des Kammolches können an den Attrappen gut von denen der anderen Molche unterschieden werden (GRIFFITHS 1996). Zwar können mit dieser Methode keine absoluten Zahlen ermittelt werden, ein relativer Vergleich der gleichzeitig untersuchten Gewässer sollte dennoch möglich sein. Insgesamt wurden zwischen vier und acht dieser Attrappen im flachen Wasser ausgelegt. Sie wurden mit einem herkömmlichen Draht an den Unterwassertrichterfallen fixiert.

4.5 Untersuchung der Amphibien

4.5.1 Erfassung

Die Ergebnisse der oben beschriebenen Kontrollen wurden mittels eines standardisierten Erfassungsbogens nach folgenden Kriterien aufgenommen: Art, Geschlecht (nur bei Urodelen) und Alter in den Kategorien adult (= erwachsen, geschlechtsreif), subadult (noch nicht ausgewachsen, aber mindestens vom letzten Jahr) und juvenil (= diesjährige Metamorphose) aufgenommen (vgl. z. B. ELLINGER & JEHLE 1997, HACHTEL et al. 2006).

4.5.2 Markierungen bzw. individuelle Wiedererkennung

Für quantitative Aussagen in der Populationsökologie ist es erforderlich, erstmals gefangene von wiedergefangenen Individuen zu unterscheiden, d. h. entweder die Tiere individuell unterscheiden zu können oder eine individuelle oder gruppenweise Markierung anzubringen. Bei erwachsenen Kammolchen ist eine individuelle Wiedererkennung über das ventrale Bauchmuster möglich (HAGSTRÖM 1979). Daher wurde bei allen registrierten subadulten und adulten Tieren die Bauchseite fotografisch dokumentiert und eine Bildkartei angelegt. Durch diese Arbeitsweise konnte bei dieser als gefährdet geltenden Art auf eine invasive Markierung wie die Phalangenamputation oder die Implantation eines passiven Transponders verzichtet werden. In letzter Zeit kamen bei diesem Verfahren computergestützte Methoden zum Einsatz, die es ermöglichen die langwierige Arbeit des Wiedererkennens der Fotos vom Computer erledigen zu lassen (SPEED et al. 2007). Diese neueren Verfahren lassen für die Zukunft eine erhebliche Arbeitserleichterung erhoffen, sind aktuell allerdings noch nicht ausgereift genug.

Bei allen anderen untersuchten Arten, mit Ausnahme einer Stichprobe männlicher Teichmolche im Jahr 2004, wurde auf Markierungsmethoden verzichtet, da dieser zusätzliche Zeitaufwand für untergeordnete Fragestellungen zu Lasten der Kammolchuntersuchungen gegangen wäre.

Photoidentifikation beim Teichmolch

Während der Freilandsaison 2004 wurde im Rahmen einer ersten Staatsexamensarbeit (WILMS 2004) eine Stichprobe männlicher Teichmolche aus einigen ausgewählten Gewässern auf die oben beschriebene Weise ventral fotografiert.

4.5.4 Phänologische Daten

Durch die Erfassung der Amphibien fast ausschließlich im Wasserlebensraum können nur bedingt Angaben zum Wanderverhalten getätigt werden. Folgende Daten (vgl. BLAB & BLAB 1981), die das Wanderverhalten des Kammolches indirekt beschreiben, konnten erfasst werden.

- Kalendertag des Beginns und Endes der Frühjahrswanderung (hier Eintreffen im Laichgewässer)
- Kalendertag des Beginns und Endes der Abwanderung vom Laichplatz (hier letzter Nachweis im Gewässer)

4.6 Populationsgrößenbestimmung

In der vorliegenden Untersuchung wurden verschiedene Methoden zur Bestimmung der Populationsgröße des Kammolches angewendet und verglichen.

Unterschieden wird hierbei generell zwischen kumulativen und statistischen Schätzverfahren. Bei den kumulativen Methoden wird versucht, einen möglichst großen Anteil der Population mit der jeweiligen Methode zu fangen. Die Summe dieser gefangenen Exemplare bildet hierbei die Populationsgröße, wobei Mehrfachzählungen durch Markierung ausgeschlossen werden sollten. Die Problematik besteht darin, dass unter normalen Umständen mit keiner Methode 100 % der Population erfasst werden können und der Anteil der nicht erfassten Tiere nicht bestimmt wird (ARNTZEN et al. 1995, SCHMIDT 2003).

Aus diesem Grund sind statistische Schätzverfahren nötig, da nur so das Erfassungsdefizit und damit die Effektivität der jeweiligen Methode bestimmt werden kann.

Folgende Methoden zur Populationsgrößenbestimmung kamen in der vorliegenden Arbeit zum Einsatz:

4.6.1 Kumulative Individuenzählung und Bestimmung der Mindestindividuenzahl

Kumulative Individuenzählung

Um diese Messgröße zu erhalten wurden alle Exemplare, die über das gesamte jeweilige Untersuchungsjahr, unterschieden nach den einzelnen Nachweismethoden, erfasst wurden, addiert. Mehrfach gefangene Tiere wurden nur einfach gezählt, so dass eine Überschätzung der Populationsgröße anhand des individuell unterscheidbaren Bauchmusters ausgeschlossen wird.

Mindestindividuenzahl

Unter der Mindestindividuenzahl versteht man die Zahl der Tiere, die minimal in dem jeweiligen Gewässer vorkommen. Sie wird aus der Summe aller mit den unterschiedlichen Methoden (in diesem Fall mit Fangzaun und Reuse) erfassten Individuen, ohne Hochrechnung nicht gefangener Tiere, ermittelt. Doppelfänge wurden durch die individuelle Unterscheidbarkeit der Kammolche ausgeschlossen, so dass die Zahl nicht der der Einzelsummen von Zaun und Reuse entspricht, da einige Tiere sowohl am Zaun als auch in der Reuse gefangen wurden.

4.6.2 Statistische Verfahren zur Ermittlung der Populationsgröße

In der Literatur werden verschiedene Methoden zur Abschätzung der Populationsgröße vorgestellt. BAKER (1999) verwendet den Lincoln- Petersen Index, SIZLING & ZAVADIL (2001) die Methode nach Schnabel (SCHNABEL 1938). Beides sind Modelle, die nur bei geschlossenen Populationen angewendet werden dürfen (z.B. POLLOCK et al. 1990). Das bedeutet, dass es während der Fangperiode keine Zu- und Abwanderung sowie keine Geburten und keine Todesfälle in der untersuchten Population geben darf. Modelle für offene Populationen, wie Jolly-Seber (JOLLY 1965) oder das Robuste Design (POLLOCK 1982) haben den Nachteil, dass die Population zu einem sehr hohen Grad erfasst werden müssen, was in der Praxis bei Amphibien bisher nicht erreicht wurde. Um diese Probleme zu umgehen, wird meist ein Kompromiss angewendet, bei dem zum Beispiel der Lincoln – Petersen- Index für einen Zeitraum angewendet wird, von dem angenommen wird, dass sich alle Tiere im Gewässer befinden, aber noch keine abgewandert sind (u.a. BAKER 1999, MEYER 2005, KORTNER & TWELBECK 2009). Hierbei muss angezweifelt werden, dass ein solcher Zeitraum genau zu bestimmen ist. Zum einen zeigen Studien mit Fangzäunen, dass sich An- und Abwanderung meist überschneiden (KUPFER 1996, ORTMANN 2004a, STOERFER & SCHNEEWEIß 2001), zum anderen mehrten sich die Hinweise, dass beim Kammolch aquatische und terrestrische Phase nicht so klar abgegrenzt sind wie bisher angenommen (vgl. Kap. 7.5).

Populationsgrößenschätzung mittels Lincoln- Petersen- Index

Statistische Verfahren zur Populationsgrößenbestimmung arbeiten auf Grundlage von Fang- Wiederfang- Techniken. In der vorliegenden Arbeit wurde die direkte Lincoln-Petersen Methode nach BEGON (1979) verwendet. Bei dieser Methode setzt sich die Gesamtpopulationsgröße aus der Anzahl der beim ersten Fangereignis (Erstfänge in der Reuse) gefangenen Individuen und den davon in einem zweiten Fangereignis (Wiederfänge in der Reuse) wiedergefangenen zusammen. Die geschätzte Populationsgröße (\hat{N}) errechnet sich hierbei nach folgender Formel:

$$\hat{N} = \frac{r(n+1)}{(m+1)}, \text{ wobei}$$

\hat{N} = geschätzte Populationsgröße

r = beim ersten Fangtermin erfasste und markierte Tiere

n = Anzahl der beim zweiten Fangtermin insgesamt gefangenen Tiere

m = Anzahl der markiert wiedergefangenen Tiere beim zweiten Fangtermin

Bei einer ausreichenden statistischen Zuverlässigkeit der Schätzwerte kann davon ausgegangen werden, dass die mit diesem Verfahren ermittelten Populationsgrößen genauer sind und der Realität näher kommen als die rein kumulativen Zählungen. Für die Berechnungen wurden grundsätzlich Werte ab einer Genauigkeit von mindestens 50 % – respektive maximal 25 % Schwankungsbreite des 95%-Konfidenzintervalls vom Schätzwert – akzeptiert (vgl. "accuracy" nach ROBSON & REGIER in BEGON 1979).

Das 95 %-Konfidenzintervall ($CI_{95\%}$) wurde mit Hilfe des Standardfehlers (SE) wie folgt berechnet:

$$CI_{95\%} = \pm 1.96 SE \cdot \hat{N}, \text{ wobei}$$

$$SE = \sqrt{\frac{r^2(n+1)(n-m)}{(m+1)^2(m+2)}} \text{ (nach BEGON 1979).}$$

Hierbei wurden Tiere, die in der ersten Hälfte des Reusenfangzeitraumes gefangen wurden, als Erstfänge gewertet, während die zweite Hälfte als Wiederfang gewertet

wurde. Aus dem Verhältnis von Erst- und Wiederfängen aus dieser Gruppe wird die Populationsgröße errechnet.

Die Methode nach Schnabel

SCHNABEL (1938) veröffentlichte eine Methode, mit der mehrere Fangereignisse zusammengefasst werden können.

$$N = \text{Summe } (C \cdot M) / \text{Summe } R + 1$$

$$\hat{N} = \frac{r(n+1)}{(m+1)}, \text{ wobei}$$

\hat{N} = geschätzte Populationsgröße

C = Gesamtzahl gefangener Individuen

M = Anzahl schon einmal gefangener (markierter) Individuen vor dem jeweiligen Fangtermin

R = Anzahl der Wiederfänge bei dem jeweiligen Fangtermin

Die Jolly- Seber Methode

Die ersten Modelle für offene Populationen wurden parallel von CORMACK (1964), JOLLY (1965) und SEBER (1965) entwickelt. Die Bezeichnungen Jolly-Methode, Jolly-Seber oder Cormack-Jolly-Seber (CJS) werden meist synonym verwendet (vgl. SETTELE et al. 1999). Die Methode basiert auf einer mehrfachen Wiederholung von Fang- (inklusive Markierung) und Wiederfangereignissen und setzt voraus, dass die gefangenen Tiere individuell unterscheidbar sind.

Die Populationsgröße am jeweiligen Fangtermin lässt sich nach folgender Formel errechnen:

$$N_i = M_i \times n_i / m_i$$

Wobei:

N = Populationsgröße am Zeitpunkt i

M_i = geschätzte Anzahl aller in der Population markierten Tiere zum Zeitpunkt i

N_i = Gesamtzahl gefangener Tiere am Tag i

m_i = Zahl der Wiederfänge zum Zeitpunkt i

Die Berechnungen erfolgten mit den Programmen MRINT und MARK (COOCH & WHITE 2005), die erfreulicherweise identische Ergebnisse lieferten.

Tages- und Gesamtpopulationsgröße

Aus den so errechneten Populationsgrößen pro Fangtermin (Tagespopulationsgröße) kann man über die Verbleiberate und die neu hinzugekommenen Individuen eine Gesamtpopulationsgröße für die Laichsaison ausrechnen.

Erstellung einer Eichgerade zur Abschätzung der Populationsgröße

Verschiedene Autoren konnten beim Vergleich von kumulativen Zählungen mit Fang-Wiederfangergebnissen nachweisen, dass diese beiden Kenngrößen miteinander korrelieren, sofern genügend Aufwand betrieben wurde (THOMAS 1983). In diesem Fall kann mit Hilfe einiger Fang- Wiederfangergebnisse eine Eichgerade erstellt werden, mit der die Populationsgröße auch für Gewässer mit schlechteren Ergebnissen oder solche, an denen keine Markierung erfolgte, abgelesen werden kann. Im vorliegenden Projekt wurde in Zusammenarbeit mit Dr. Bernd Gruber vom Umweltforschungszentrum Leipzig untersucht, ob diese Möglichkeit auch für den Kammolch besteht. Sollte eine lineare Beziehung zwischen der Anzahl nachgewiesener Individuen und den tatsächlichen Populationsgrößen bestehen, würde sich eine neue und weniger aufwändige Möglichkeit eröffnen, die Populationsgrößen abzuschätzen.

relative Dichte (Tiere pro Falle und Tiere pro Fangtermin)

Für Berg- und Teichmolch, die nicht markiert wurden, bildet die Gesamtzahl gefangener Tiere nur ein unzureichendes Maß, um die Populationen der untersuchten Gewässer zu vergleichen, da Wiederfänge und mehrfache Wiederfänge nicht bemerkt werden. Die Anzahl der Tiere, die pro Fangtermin in einer Falle erfasst werden (hier: relative Dichte), stellt eine objektive Messgröße dar, mit der sich die untersuchten Gewässer vergleichen lassen. Sie errechnet sich folgendermaßen:

$$\text{Relative Dichte} = \text{Gesamtzahl erfasster Tiere} / (\text{Anzahl Fangtermine} \times \text{Anzahl Fallen})$$

4.7 Berechnung der Fangwahrscheinlichkeit

Die Verwendung der Lincoln- Petersen- Methode bzw. anderer Schätzverfahren in Kombination zu den kumulativen Verfahren erlaubt es, die Effektivität der beiden Fangmethoden zu berechnen. Hierbei ist die Fangwahrscheinlichkeit (FW) definiert als Anteil der mit Zaun oder Reuse gefangenen Tiere an der errechneten Gesamtpopulation (ARNTZEN et al. 1995), also:

$$FW_{FZ} = \hat{N} / n_{FZ}$$

$$FW_R = \hat{N} / n_R$$

FW_{FZ} bzw. FW_R = Wahrscheinlichkeit, mit der ein Tier am Fangzaun bzw. in der Reuse gefangen wird

\hat{N} = geschätzte Populationsgröße

n_{FZ} bzw. n_R = mit dem Fangzaun (bzw. Reuse) erfasste Tiere

4.8 Ermittlung der Jungtierzahlen (Reproduktionserfolg)

Zur Bestimmung des Reproduktionserfolges wurden Larven, die im Gewässer gefangen wurden, sowie die mittels der Eiablageattrappen nachgewiesenen Eier kumulativ gezählt. Die Tiere wurden weder markiert noch fotografiert.

Die in diesen Fällen möglichen Doppelzählungen von wiederholt gefangenen Tieren können je nach Gewässer stark variieren. Eine relative Einschätzung und somit ein Vergleich des Reproduktionserfolges an den untersuchten Gewässern ist dennoch möglich, sofern dieser Unsicherheitsfaktor in der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt wird.

4.9 Entwicklung der Populationsgrößen

Zur Beschreibung der Dynamik der Populationsgrößen fand ein Vergleich der in dieser Studie ermittelten Werte mit denen der Vorläuferprojekte statt. Die Daten wurden HENF (2001) entnommen und mit den Werten dieser Studie verglichen. Da die angewandten Methoden in den verschiedenen Untersuchungsphasen z. T. voneinander abwichen und unterschiedliche Werte berechnet wurden (z. B. Aktivitätsabundanzen, Laichpopulationsgrößen, korrigierte Laichpopulationsgrößen), wurde auf ein einheitliches Verfahren geachtet.

4.10 Biometrische Daten

Seit Februar 2004 wurde von jedem gefangenen Kammolch die **Kopf-Rumpf-Länge** (KRL) nachträglich, anhand der angefertigten Fotos, gemessen. Hierbei bezieht sich die Kopf-Rumpf-Länge auf den Abstand zwischen der Kopfspitze und dem hinteren Ende der Kloake. Um den Zeitaufwand im Gelände zu reduzieren und die Körperlänge später ausrechnen zu können, wurde jeweils ein Maßstab mitfotografiert. Außerdem zeigte sich in früheren Studien (HACHTEL et al. 2006, ORTMANN 2004), dass der Messfehler bei Verwendung einer Schieblehre im Gelände so groß sein kann, dass Wachstumsraten nicht mehr bestimmt werden können.

Das **Gewicht** wurde mittels einer Batterie betriebenen, elektronischen (Labor-) Waage (Fabrikat „Kern 440-33“) ermittelt. Die Waage erlaubt Messungen mit einer Genauigkeit von 0,01 g. Beim Wiegen adulter Tiere wurde das Gewicht aber lediglich auf 0,1 g genau notiert. Das Gewicht erlaubt in Kombination mit der Größe Aussagen über die körperliche Fitness.

Sowohl die Kopf-Rumpf-Längen als auch die Körpermassen stellen nur ein grobes Maß für die individuelle Konstitution des jeweiligen Tieres dar (ELBING 2001). Erst wenn man diese beiden Parameter zusammenfasst, sind Vergleiche zwischen unterschiedlichen Individuen, Altersklassen, Geschlechtern, Populationen oder

Untersuchungsjahren möglich. Einen einfachen Quotienten zu bilden, ist problematisch, da die Masse in der dritten Potenz zunimmt, die KRL jedoch linear. HEMMER & KADEL (1971) empfehlen deswegen folgenden Quotienten als Maß für die individuelle Konstitution:

$$\text{KI} = \text{Masse in mg} / \text{Körperlänge}^3 \text{ in mm}^3$$

KI = Konditionsindex

4.11 Individuenbasierte Auswertung

Das individuelle Wachstum konnte für die Individuen bestimmt werden, die während des Untersuchungszeitraumes mehr als einmal gefangen und vermessen wurden. Das individuelle Wachstum ist jeweils die Differenz zwischen der späteren und der früheren Messung.

Für diejenigen Individuen, die während der Laichsaison mehr als einmal im Gewässer nachgewiesen wurden, kann so die Mindestaufenthaltsdauer im Gewässer als Differenz der Fangereignisse bestimmt werden.

4.11.2 Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten

Aufgrund des dreijährigen Fangzeitraumes, mit Fang / Markierung und mehrmaligem Wiederfang, lassen sich anhand der Wiederfangraten auch die Wiederkehr- und Überlebenswahrscheinlichkeiten der adulten Amphibien errechnen. Hier sind besonders die Unterschiede zwischen Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten zu beachten,

da diese Begriffe in der Literatur oft fälschlicherweise synonym gebraucht werden (ANHOLT et al. 2003). Im vorliegenden Text werden diese Begriffe wie folgt verwendet:

Wiederfangraten

Die Wiederfangraten ergeben sich aus dem Quotienten der Tiere, die im jeweiligen Jahr als Wiederfänge aus dem Vorjahr angesprochen werden können, und der Zahl der Tiere, die insgesamt im Vorjahr registriert werden konnten.

$$Wf = N_0 / N_{0+1}$$

WF = Wiederfangrate

N_0 = Populationsgröße im vorangegangenen Jahr

N_{0+1} = gefangene Tiere, die im vorangegangenen Jahr ebenfalls erfasst wurden

Wiederkehrrate

Die Wiederkehrrate berücksichtigt, dass die Fangwahrscheinlichkeit kleiner als 1 ist, also nicht alle vorhandenen Tiere gefangen werden. Verrechnet man die Wiederfangrate mit der Fangwahrscheinlichkeit, so erhält man die Zahl der Tiere, die tatsächlich an das Gewässer zurückgekehrt sind, auch wenn einige davon (methodenbedingt) nicht registriert werden konnten.

$$Wk = (N_0 / N_{0+1}) / Fw$$

Wk = Wiederkehrrate

N_0 = Populationsgröße im vorangegangenen Jahr

N_{0+1} = gefangene Tiere, die im vorangegangenen Jahr ebenfalls erfasst wurden

Fw = Fangwahrscheinlichkeit

Überlebensrate

Die Überlebensrate wird in der Regel definiert als der Anteil markierter Tiere, der – ausgehend von einer Grundmenge – im nächsten Jahr wieder gefangen wird. Dies entspräche hier der Wiederfangrate.

BAKER (1999) definiert Überleben als Funktion der Wiederfangrate und der Fangwahrscheinlichkeit. Dies entspricht allerdings genau genommen einer Wiederkehrrate, da noch nicht berücksichtigt ist, wie viele Tiere zwar nicht an das Gewässer angewandert sind, nichts desto trotz aber noch leben (z. B. eine Laichperiode auslassen und im übernächsten Jahr wieder an das Gewässer anwandern).

4.12 Ausbreitungsökologie, Tiere im Landlebensraum

Im Rahmen dieser Arbeit wurde der nach Geschlechtern sowie Altersstufen differenzierte Individuenaustausch zwischen verschiedenen Gewässern, die Besiedelung neu angelegter Gewässer und die individuellen Wanderleistungen der Kammolche bestimmt.

Als Gewässerwechsler werden die Individuen bezeichnet, die während des Untersuchungszeitraumes an mindestens zwei der Untersuchungsgewässer nachgewiesen werden konnten.

Als Zeitpunkt der **Neubesiedlung** wurde der Tag festgelegt, an welchem zum ersten Mal ein Kammolch an dem jeweiligen Gewässer nachgewiesen werden konnte.

4.12.1 Gewässerwechsler während der Laichperiode am Beispiel der Gewässer an der Kurkölner Straße (Gewässer 1a & 1b)

Am Beispiel dieser benachbarten Gewässer wurde untersucht, ob Kammolche während der aquatischen Phase geringe Strecken an Land zurücklegen. Hierzu wurde der Anteil der Population bestimmt, der innerhalb der Laichperiode in beiden, anstatt wie erwartet nur in einem Gewässer nachgewiesen wurde.

4.13 Bewertung der Habitatqualität

Ausgehend von einer Stichprobe von 72 Gewässern, die im mittleren England verteilt lagen, entwickelten OLDHAM et al. (2000) ein Modell, mit dem die für den Kammolch wichtigsten ökologischen Parameter benannt werden können. Nach der Bewertung der einzelnen Schlüsselparameter (Tab. 4.1) ist es möglich, für jedes Biotop, in dem die Molche vorkommen, einen Index zu berechnen, der Aufschluss darüber gibt, inwieweit das Habitat für den Kammolch geeignet ist. OLDHAM et al. (2000) sprechen von einem „Habitat Suitability Index (HSI)“.

Tab. 4.1: Die zehn wichtigsten Ökofaktoren für den Kammolch, nach OLDHAM et al. (2000)

Nr.	Ökofaktor
SI ₁	Geographische Lage
SI ₂	Gewässergröße
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers
SI ₄	Wasserqualität
SI ₅	Gewässerbeschattung
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln
SI ₇	Fischvorkommen
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis
SI ₉	Geeignete Landhabitats
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen
HSI _{ges}	Gesamtbewertung

Für jeden der zehn Ökofaktoren wird ein Index zwischen 0 und 1 ermittelt. Anschließend wird die Habitatqualität nach folgender Formel errechnet:

$$\text{HSI}_{\text{Ges}} = (\text{SI}_1 * \text{SI}_2 * \text{SI}_3 * \text{SI}_4 * \text{SI}_5 * \text{SI}_6 * \text{SI}_7 * \text{SI}_8 * \text{SI}_9 * \text{SI}_{10}) * 10$$

HSI_{Ges} = Habitatqualität

Die Werte für die Einzelindices wurden wie folgt bestimmt:

Geographische Lage (SI₁)

Die Bewertung der geographischen Lage richtet sich nach der Lage des Gewässers im Verbreitungsgebiet und nach der Häufigkeit des Kammolches im größeren Umkreis.

Gewässergröße (SI₂)

Die kleineren und mittleren Gewässer wurden vermessen, die Oberfläche der großen Gewässer wurde anhand von Karten geschätzt. Bei Gewässern mit stark schwankenden Wasserpegeln wurde ein Mittelwert zwischen hohen und niedrigen Wasserständen gebildet.

Beständigkeit des Gewässers (SI₃)

Mit diesem Ökoparameter wird die Periodizität des Gewässers beschrieben, d.h. ob der Wasserstand weitgehend einem natürlichen Rhythmus, mit einem Höchststand im Frühjahr und einem Tiefststand im Spätsommer, folgt und ob das Gewässer austrocknet oder ganzjährig Wasser führt.

Wasserqualität (SI₄)

Alle in Deutschland lebenden Amphibienarten sind weniger empfindlich in Bezug auf die Wasserqualität als die meisten vollständig aquatischen Tiergruppen. Nach OLDHAM et al. (2000) ist das Vorkommen einer diversen Invertebratenfauna sicheres Zeichen für eine aus Kammolchsicht gute Wasserqualität. Das Messen physikalischer und chemischer Parameter bringt in diesem Fall keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn.

Wichtige Indikatororganismen für eine gute Wasserqualität sind z.B. Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) und Bachflohkrebse (Gammaridae).

Gewässerbeschattung (SI₅)

Gemessen wird hier der Anteil beschatteter Uferabschnitte während der Laichperiode und der Dauer des Wasseraufenthaltes der Larven.

Anzahl von Wasservögeln (SI₆)

Entscheidend ist hier, ob die Dichte an Wasservögeln ein bestimmtes Maß übersteigt. OLDHAM et al. (2000) sehen diese kritische Dichte bei mehr als einem Brutpaar pro Hektar Wasseroberfläche. Die Artenzusammensetzung spielt hierbei eine untergeordnete Rolle.

Fischvorkommen (SI₇)

Mittels der Unterwassertrichterfallen können sowohl die Artzusammensetzung als auch die relativen Häufigkeiten der Fische bestimmt werden.

Gewässerdichte im Umkreis (SI₈)

Es wird festgestellt, ob und wie viele Gewässer innerhalb der maximalen jährlichen Ausbreitungsdistanz des Kammolches liegen.

Geeignete Landhabitats (SI₉)

Der Bereich von 500m Umkreis um jedes Gewässer wird im Hinblick auf Nutzung, Vegetationsbedeckung, Versteckmöglichkeiten und Gefährdungspotenzial (z.B. Straßen) beurteilt.

Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen (SI₁₀)

Im Bereich der Wasserlebensräume wird der Anteil an Unterwasservegetation und uferbegleitender Vegetation in Prozent bestimmt. Das Artenspektrum spielt hier im Vergleich zur Häufigkeit eine untergeordnete Rolle.

4.14 Makrozoobenthos erfassung

Zusätzlich zu den oben genannten Punkten fand mittels der Reusen eine Erfassung von folgenden Bioskriptoren, hier Nahrungstiergruppierungen sowie amphibienspezifischen Prädatorenfauna, statt:

Fressfeinde:

- 1) Egel (Hirudinea)
- 2) Käfer (Coleoptera)
- 3) Libellen (Odonata)

Nahrungstiere:

- 4) Eintagsfliegen (Ephemeroptera)
- 5) Steinfliegen (Plecoptera)
- 6) Köcherfliegen (Trichoptera)
- 7) Zweiflügler (Diptera)

4.15 Wunsch und Wirklichkeit – Monitoringempfehlungen für den Kammolch: eine kritische Überprüfung

Vor dem Hintergrund der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (Kap. 2.1) sind alle Mitgliedsstaaten der EU gefordert, Daten zu erheben, mit denen der Erhaltungszustand von Arten und Lebensraumtypen bewertet werden kann (DOERPINGHAUS et al. 2005). Voraussetzung hierfür sind Methoden, die bundesweit vergleichbare Ergebnisse liefern. Nur auf diese Art können die Mitgliedstaaten der in der Richtlinie festgelegten und alle sechs Jahre abzugebenden Berichtspflicht (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005) nachkommen. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat zwei Bücher veröffentlicht, die Empfehlungen für die Erfassung der Lebensraumtypen des Anhangs I und der Arten des Anhangs II (FARTMANN et al. 2001) sowie der Arten der Anhänge IV und V vorgeben (DOERPINGHAUS et al. 2005). Mit diesen soll es möglich sein, den jeweiligen Erhaltungszustand zu bewerten. Der wohl wichtigste Baustein für die Bewertung des Erhaltungszustandes stellt die Ermittlung der Populationsgröße für den ersten Bericht 2007 und die Veränderung der Populationsgröße für den Folgebericht im Jahr 2013 dar. Es ist somit unabdingbar eine Methode zu verwenden, die sicherstellt, dass Veränderungen in der Populationsgröße mit hoher Sicherheit nachgewiesen werden.

Hierzu hat das BfN zusammen mit der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) Vorschläge und Konzepte entwickelt, mit denen die Anforderungen der Europäischen Kommission erfüllt werden können (SCHMIDT et al. 2005). Im Rahmen des hier vorgestellten Projektes soll überprüft werden, ob und inwieweit mit dem vorgeschlagenen Konzept die geforderten belastbaren Daten für Kammolch gewonnen werden können.

4.16 Genetik

Während der Laichperiode von *T. cristatus* im Jahr 2006 wurden an ausgewählten Gewässern genetische Proben genommen. Hierzu wurde jeweils eine ca. einen Quadratmillimeter große Gewebeprobe aus dem Hautsaum am Schwanzende entnommen. Die Proben wurden in Ethanol (96%ig) gelagert und mit einer individuellen Kennnummer versehen. Tabelle 4.2 zeigt die Probenanzahl am jeweiligen Gewässer. Zusätzlich wurden an zwei Gewässern im Kottenforst bei Bonn (Tab. 4.2) durch die Diplom-Biologen Monika Hachtel und Peter Schmidt Gewebeproben entnommen und in die Analyse mit einbezogen.

Tab. 4.2: Stichprobengröße in den genetisch untersuchten Gewässern

Gewässer	Anzahl entnommener Proben		
	Männchen	Weibchen	Juvenile
Untersuchte Gewässer in Krefeld			
1	17	18	3
11	5	27	2
14	18	24	0
17	22	21	0
18	22	19	0
20	8	10	3
A	9	13	9
B	18	18	0
Untersuchte Gewässer im Kottenforst bei Bonn			
1	3	1	13
2	39	7	0

Für die anschließende genetische Untersuchung wurden sechs Primer (Tabelle 4.2) verwendet, die in anderen Studien (KRUPA et al. 2002) geeignet waren, Polymorphien zu zeigen und die besten Ergebnisse lieferten (Krupa und Jehle schriftliche Mitteilung).

Tab. 4.3: Verwendete Loci

Locus Name	Fluoreszenzmarkierung	Größe (in Basenpaare) nach KRUPA et al. 2002
Tcri 13	FAM	114-130
Tcri 27	HEX	246-295
Tcri 29	FAM	298-330
Tcri 35	FAM	185-229
Tcri 36	NED	266-282
Tcri 43	HEX	262-298

Die DNA- Extraktion erfolgte mit Chelex®100, nach WALSH et al. (1991). Durch Chelex wird der Abbau der DNA durch Metallionen verhindert, und die Polymerase – Inhibitoren werden inaktiviert (WALSH et al. 1991). Der größte Vorteil dieser Methode ist, dass die Verluste an DNA geringer ausfallen als bei anderen Methoden (LIMBERG 2000), so dass auch die hier verwendeten, besonders kleinen Gewebestücke extrahiert werden können.

Für die Extraktion wurde ein 10%iges Chelexgemisch mit destilliertem Wasser hergestellt und mit einer abgeschnittenen Pipettenspitze in die Reaktionsgefäße überführt. Anschließend wurden maximal ein Quadratmillimeter große Gewebestücke in das Gemisch gegeben. Nach einer mindestens vier Stunden langen Inkubation im Thermomixer bei 55°C befand sich die DNA im wässrigen Zustand.

4.15.1 Amplifikation der DNA-Sequenzen

Die so gewonnenen DNA-Sequenzen wurden gezielt mittels einer PCR (polymerase chain reaction) unter Verwendung thermostabiler DNA-Polymerasen (z.B. Taq-Polymerase aus *Thermus aquaticus*) und spezifischer Oligonukleotid-Primer amplifiziert (JEHLE et al. 2001). Das PCR- Protokoll ist in Tabelle 4.4 dargestellt. Hierbei binden die Primer an die Sequenzen, von denen die Mikrosatelliten umgeben sind.

Tab. 4.4: verwendetes PCR- Protokoll

Temperatur	Dauer	Wiederholungen
95°C	15min	40mal
94°C	0,5min	
55°C	1,5min	
72°C	1min	
72°C	30min	1mal
12°C	Ende	

4.15.2 Genotypisierung

Um Mikrosatelliten-Analysen auf einem automatischen Sequenzierer durchzuführen, wurde jeweils einer der Mikrosatelliten-Primer am 5'-Ende mit einem Fluoreszenzfarbstoff markiert. Die Fluoreszenzfarbstoffe fam (blau), hex (grün) und ned (gelb) wurden zur Markierung der Primer verwendet. Ein roter Farbstoff (rox) hingegen wurde zur Visualisierung der Fragmente eines Längenstandards eingesetzt. Die markierten PCR-Produkte werden dann in Abhängigkeit ihrer Länge mittels eines automatischen Sequenzierers aufgetrennt und analysiert.

Da sich die PCR-Produkte der sechs Loci entweder in Länge oder im Absorptionsspektrum ihrer Farbstoffe überschneiden (Tabelle 4.3), wurden nur jeweils drei zusammen analysiert.

Auswertung der Daten

Die Fst Werte wurden mit dem Programm Arlequin berechnet (SCHNEIDER et al. 2000). Die Frage, ob die einzelnen Populationen durch besonders einschneidende Ereignisse in der jüngeren Vergangenheit so dezimiert wurden, dass die Allelfrequenz nachhaltig verringert wurde (genetischer Flaschenhals) wurde mit dem Programm Bottleneck Version 1.2.02 (CORNUET & LUIKART 1996) untersucht.

4.16 Statistische Analyse

Die Statistische Analyse erfolgte mit dem Programm SPSS 10.0.

Es kamen folgende Tests zur Anwendung:

Student T- Test, einfaktorielle ANOVA, mit Games-Howell- oder mit Hochberg-Post-Hoc-Test, Spearman- Korrelation, lineare Regression.

5. Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der verschiedenen Methoden zur Bestandsaufnahme und zur Ermittlung der Dynamik der Kammolchpopulation im Untersuchungsgebiet beschrieben und verglichen. Zusätzlich werden Daten zu den anderen untersuchten Amphibienarten und zur Ermittlung der Habitatqualität vorgestellt.

Im ersten Teil werden die aus wissenschaftlicher Sicht relevanten Ergebnisse nach Themen geordnet präsentiert und erläutert. Dieser Teil bezieht sich auf die Gewässer, an denen eine quantitative bzw. halbquantitative Amphibienerfassung stattgefunden hat (1a, 1b, 11, 14, 17, 18, 19, 20, 21, A und B). In einem zweiten Teil werden die naturschutzrelevanten Ergebnisse zu allen untersuchten Gewässern vorgestellt, aus denen konkrete praktische Maßnahmen zum Schutz der Habitate im Hinblick auf den Kammolch abgeleitet werden. Zweifachnennungen einzelner Ergebnisse werden hier ausdrücklich in Kauf genommen, um den Lesefluss zu verbessern und die Argumentationskette im Hinblick auf die Naturschutzmaßnahmen zu erhalten.

5.1 Populationsgrößenbestimmungen – Übersicht und Vergleich verwendeter Methoden

Bei der Bestimmung der Populationsgröße ergibt sich das Problem, dass mit keiner der bekannten Methoden sämtliche sich im Gewässer befindenden Tiere erfasst werden können und so die reale Populationsgröße deutlich unterschätzt wird. Um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit mit den Voruntersuchungen zu gewährleisten, werden die Ergebnisse der verschiedenen Methoden zunächst einzeln vorgestellt und anschließend zusammengefasst, verglichen und bewertet.

5.1.1 Halbquantitative Erfassung der Molche (Aktivitätsabundanz)

Die Gesamtzahl entspricht der Summe aller in einem Jahr mit den unterschiedlichen Untersuchungsmethoden gemachten Fänge, ohne diese individuell abzugrenzen. Dieser Datentyp enthält somit in der Regel Mehrfachzählungen einiger Individuen. Man spricht auch von Aktivitätsabundanz. Da für den Kammolch die individuelle Wiedererkennung anhand des Bauchmusters möglich ist, wird die Aktivitätsabundanz nur der Vollständigkeit halber aufgeführt und um zu zeigen, wie hoch der Erkenntnisgewinn durch eine Methode mit Individualerkennung und Populationsgrößenabschätzung ist.

Die Aktivitätsabundanz der Kammolche wird hier nur der Vollständigkeit halber aufgeführt und nicht weiter ausgewertet.

5.1.1.1 Bestandsaufnahme und Dynamik der lokalen Population

Insgesamt wurden von März 2004 bis September 2006 über 125.000 Nachweise von Amphibien getätigt (Abb. 5.1), in den standardisierten Erfassbogen eingetragen und in eine Computerdatei überführt. Damit ist das Kammolch-Monitoring Krefeld eines der umfangreichsten Monitoringprogramme über Amphibien überhaupt.

Die höchsten Werte wurden in den Jahren 2005 und 2006 von der Erdkröte mit jeweils mehr als 17.000 Tieren erreicht, gefolgt vom Teichmolch 2006 mit mehr als 16.000 und 2005 mit mehr als 14.000 Meldungen (Abb. 5.1). Die Zahlen an gesichteten Kammolchen waren in allen Jahren bedeutend geringer und bewegten sich in einem Rahmen von ca. 1.400 bis 2.300 Tieren.

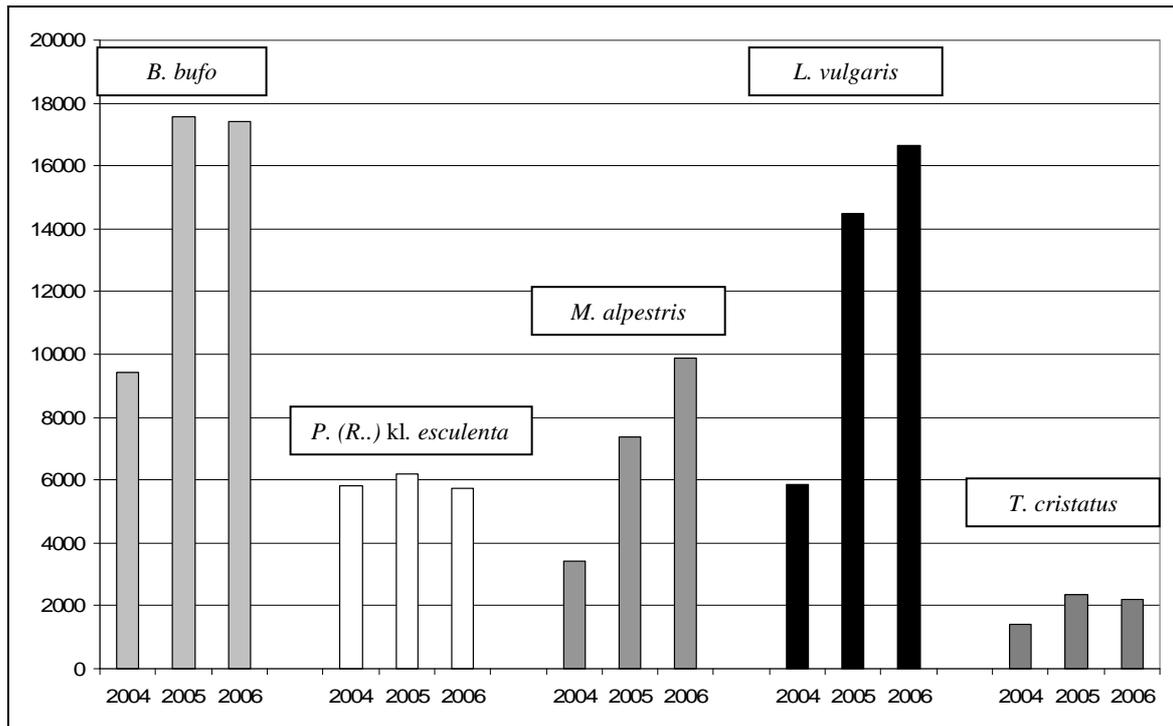


Abb. 5.1: Gesamtzahlen der Amphibiennachweise im Untersuchungsgebiet von 2004-2006

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der (halb-) quantitativen Erfassung der drei Molcharten dargestellt werden. Die Ergebnisse zu den Anuren (*B. bufo* und *P. kl. esculenta*) werden im zweiten Teil im Rahmen der gewässerspezifischen Ergebnispräsentation vorgestellt. Die Tabellen 5.1, 5.2 und 5.3 zeigen die Gesamtzahlen erfasster Molche.

Tab. 5.1: Gesamtzahl erfasster Bergmolche (*M. alpestris*) im Untersuchungsgebiet

Gewässer	Jahr	M	W	L
11	2005	27	90	3
11	2006	100	108	2
14	2005	58	53	2
14	2006	433	241	202
17	2004	213	1045	58
17	2005	541	2185	41
17	2006	848	2180	20
18	2004	492	557	233
18	2005	464	765	38
18	2006	914	506	16
19	2004	126	136	9
19	2005	9	24	0
19	2006	7	2	0
20	2004	70	52	5
20	2005	43	96	28
20	2006	27	58	37
21	2004	22	33	2
21	2005	2	2	27
21	2006	0	0	12
1a	2004	7	20	17
1a	2005	181	164	32
1a	2006	221	216	1
1b	2004	18	17	20
1b	2005	330	226	45
1b	2006	219	212	
A	2004	1	5	16
A	2005	560	401	40
A	2006	685	487	44
B	2004	103	62	27
B	2005	356	476	19
B	2006	760	1049	263

M. alpestris konnte besonders in Gewässer 17 in sehr großer Zahl nachgewiesen werden. Allgemein lässt sich festhalten, dass in großen Gewässern auch mehr Bergmolche gefangen wurden.

Tab. 5.2: Gesamtzahl erfasster Teichmolche (*L. vulgaris*) im Untersuchungsgebiet

Gewässer	Jahr	M	W	L
11	2005	379	334	53
11	2006	391	372	40
14	2005	263	72	15
14	2006	605	358	97
17	2004	289	223	75
17	2005	1499	1557	18
17	2006	1027	1282	24
18	2004	2081	468	401
18	2005	1315	397	42
18	2006	2243	967	18
19	2004	215	143	0
19	2005	68	30	0
19	2006	11	3	0
20	2004	281	90	32
20	2005	658	213	73
20	2006	472	142	105
21	2004	7	2	51
21	2005	121	213	70
21	2006	88	47	88
1a	2004	60	27	18
1a	2005	653	241	19
1a	2006	414	326	4
1b	2004	32	8	10
1b	2005	302	190	12
1b	2006	227	175	0
A	2004	5	8	3
A	2005	1995	417	21
A	2006	1529	655	83
B	2004	840	363	7
B	2005	2027	922	9
B	2006	2872	1247	416

Auch *L. vulgaris* konnten in größeren Gewässern häufiger nachgewiesen werden. Auch diese Art schien an Gewässer 17, bezogen auf die Gesamtzahlen, in allen drei Untersuchungsjahren am häufigsten zu sein.

Tab. 5.3: Gesamtzahl erfasster Kammolche (*T. cristatus*) im Untersuchungsgebiet

Gew.	Jahr	M	W	Juv	L	Eier
11	2004	1	0	0	22	0
11	2005	11	59	0	21	0
11	2006	5	31	0	8	0
14	2004	15	4	26	42	0
14	2005	80	56	2	141	0
14	2006	118	111	2	741	0
17	2004	47	63	9	34	4
17	2005	107	597	14	22	8
17	2006	80	71	7	9	40
18	2004	84	35	0	14	9
18	2005	91	125	8	9	22
18	2006	31	24	0	2	0
19	2004	0	6	2	0	2
19	2005	0	0	0	0	0
19	2006	0	0	0	0	0
20	2004	30	33	15	111	12
20	2005	16	58	5	132	19
20	2006	22	28	2	68	8
21	2004	2	4	1	593	0
21	2005	10	5	4	46	0
21	2006	0	0	0	68	0
1a	2004	59	44	0	23	0
1a	2005	69	91	0	10	0
1a	2006	28	38	4	0	0
1b	2004	3	4	1	0	0
1b	2005	64	72	8	36	0
1b	2006	18	27	1	1	0
A	2004	0	0	0	0	0
A	2005	48	35	0	4	9
A	2006	21	22	18	8	5
B	2004	26	18	2	0	0
B	2005	86	106	2	5	8
B	2006	206	235	13	56	42

Beim Kammolch stellt sich die Situation etwas differenzierter dar. Auch er wurde zwar an Gewässer 17 über die drei Jahre, vor allem 2005, am häufigsten gefangen. An

den anderen großen Gewässern, an denen die kleineren Molche ebenfalls sehr häufig waren, war *T. cristatus* vergleichsweise selten.

5.1.2 Gesamtzahl und Erfassungsintensität – Ein Maß für die relative Häufigkeit?

Um ein Maß zu finden, mit dem die Ergebnisse der drei Untersuchungsjahre und der Gewässer zu vergleichen sind, wurden die Gesamtzahlen mit der Erfassungsintensität verrechnet. Diese Kenngröße wird im Folgenden als Aktivitätsdichte bezeichnet, also:

$$\text{Aktivitätsdichte} = \frac{\text{Gesamtzahl gefangener Tiere}}{\text{Fallenzahl} \times \text{Begehungen}}$$

Die Abbildungen 5.2 -5.3 zeigen die Aktivitätsdichten der drei Molcharten im Untersuchungsgebiet.

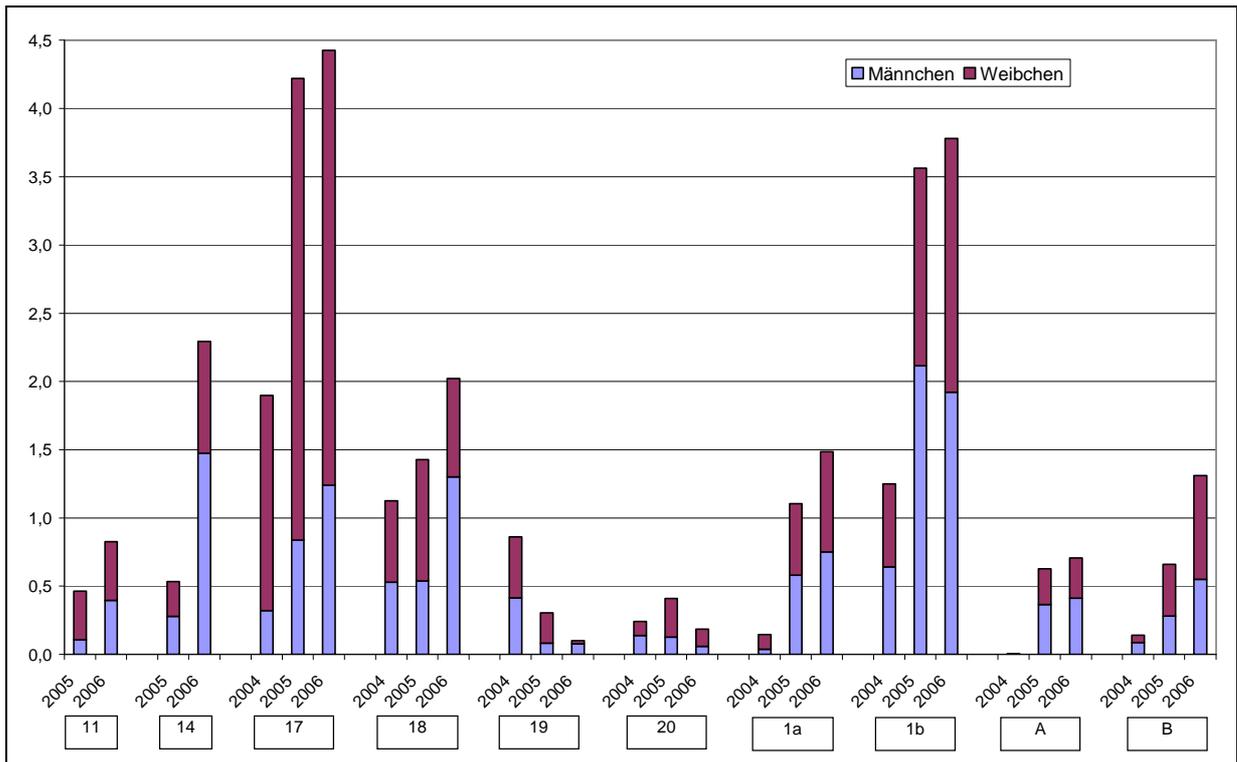


Abb.5.21: Anzahl der Bergmolche pro Falle und Fangtag (Aktivitätsdichte). Zahlen in Kästchen: Nummer des Gewässers

M. alpestris erreichte die höchsten Aktivitätsdichten am größten (Gewässer 17) und am kleinsten (Gewässer 1b) Untersuchungsgewässer. Besonders selten wurde er an Gewässer 20 nachgewiesen.

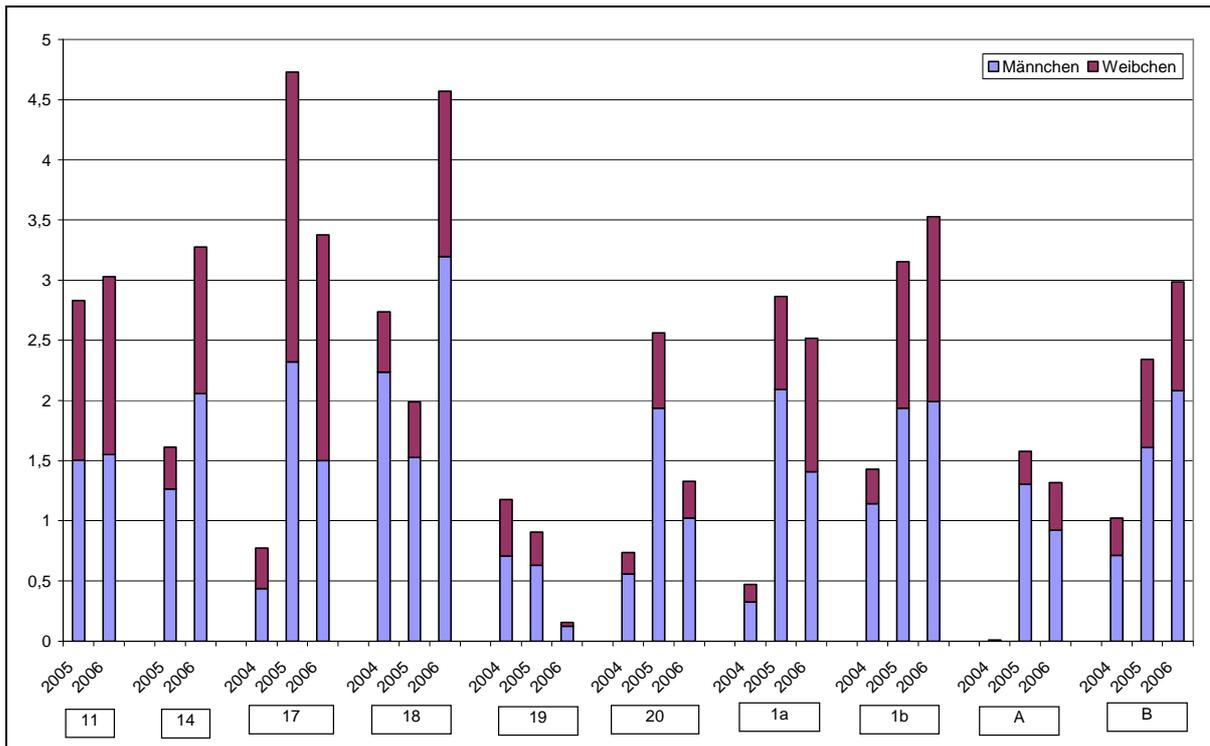


Abb.5.3: Anzahl der Teichmolche pro Falle und Fangtag (Aktivitätsdichte). Zahlen in Kästchen: Nummer des Gewässers

Der Teichmolch zeigte die höchsten Dichten an den Gewässern 17 und 18. Insgesamt war er, bezogen auf die Aktivitätsdichte, signifikant häufiger als der Bergmolch ($p < 0,05$, $T = 2,2$) und hochsignifikant häufiger als der Kammolch ($p < 0,01$, $T = 7,1$).

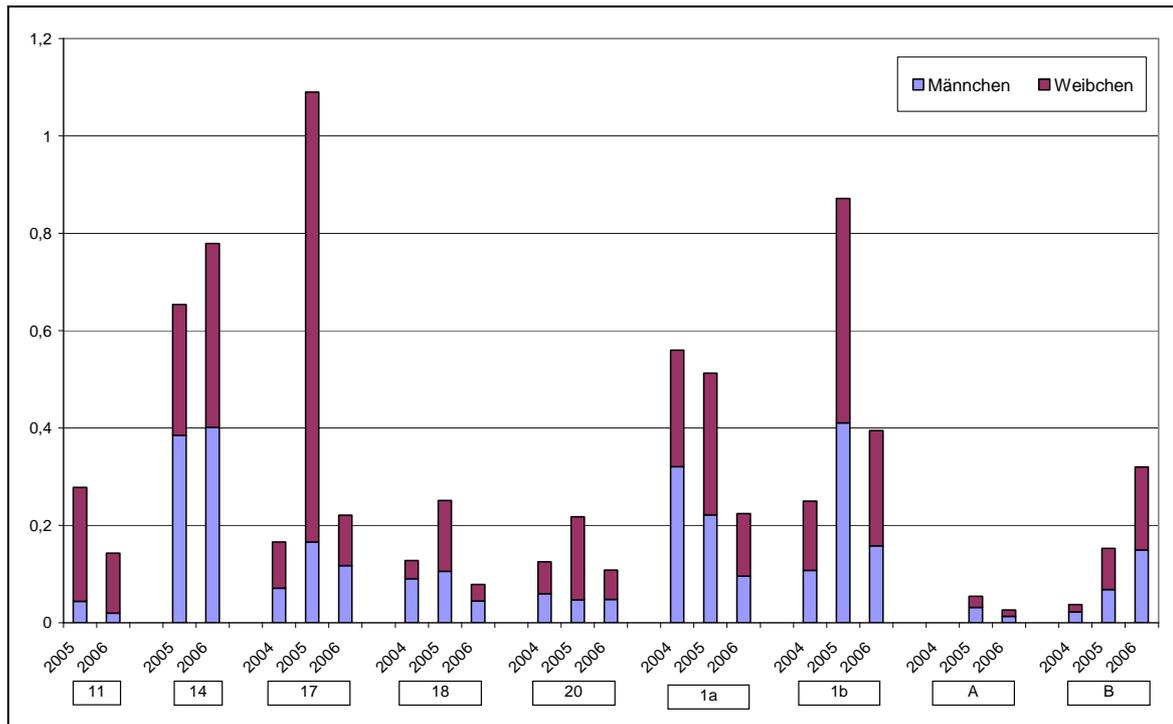


Abb.5.4: Anzahl der Kammolche pro Falle und Fangtag (Aktivitätsdichte)

Der Kammolch war signifikant seltener als der Bergmolch ($p > 0,05$, $T = 2,7$) und hochsignifikant seltener als der Teichmolch (s.o.). Alle drei Arten erreichten die höchsten Aktivitätsdichten an Gewässer 17.

Mögliche Hypothesen über die Ursachen der unterschiedlichen relativen Dichten werden in Kapitel 7.4 untersucht.

5.1.3 Die relativen Dichten als Indiz für interspezifische Konkurrenz

Sollte interspezifische Konkurrenz zwischen den drei untersuchten Molcharten eine Rolle spielen, dann müssten sich die Arten negativ beeinflussen. Das heißt zum Beispiel, wenn der Kammolch als Prädator des Teichmolches häufig ist, müsste dieser dort seltener sein als in Gewässern, an denen *T. cristatus* selten ist.

Als Alternativhypothese könnte man annehmen, dass die beiden euryöken Arten häufig sein sollten, wenn auch der Kammolch als stenöke Art häufig ist.

Die Abbildungen 5.5, 5.6 und 5.7 zeigen die relativen Dichten der einzelnen Untersuchungsjahre im Vergleich.

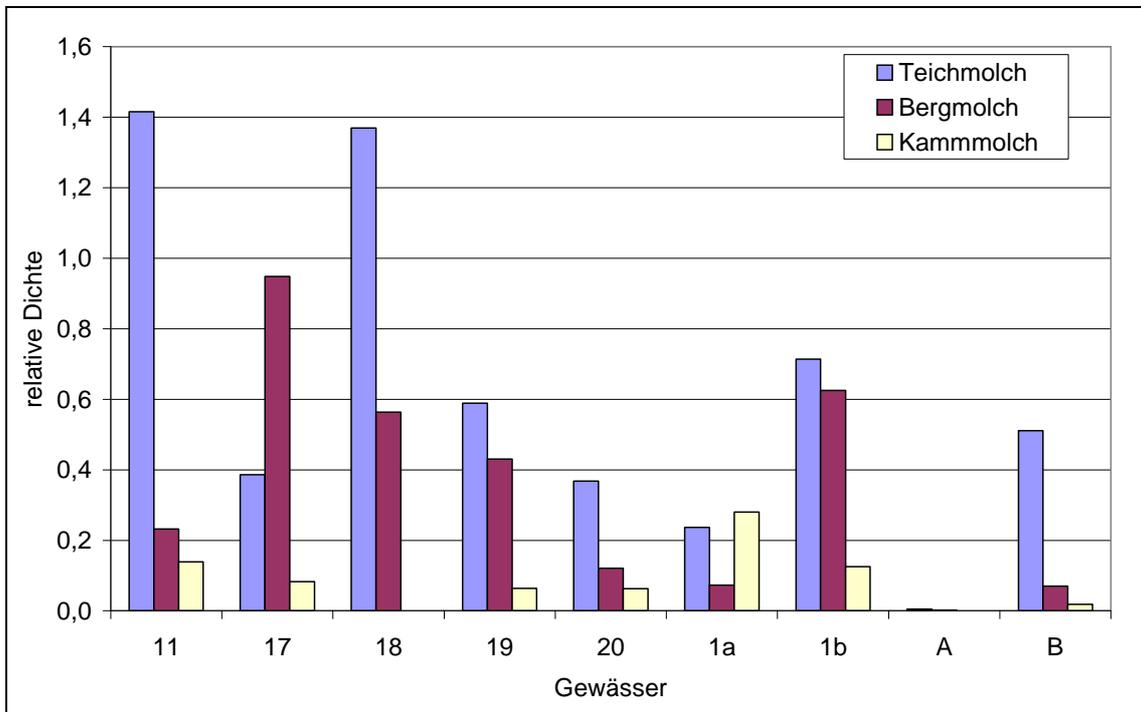


Abb. 5.5: Relative Dichten der einzelnen Molcharten in den untersuchten Gewässern 2004

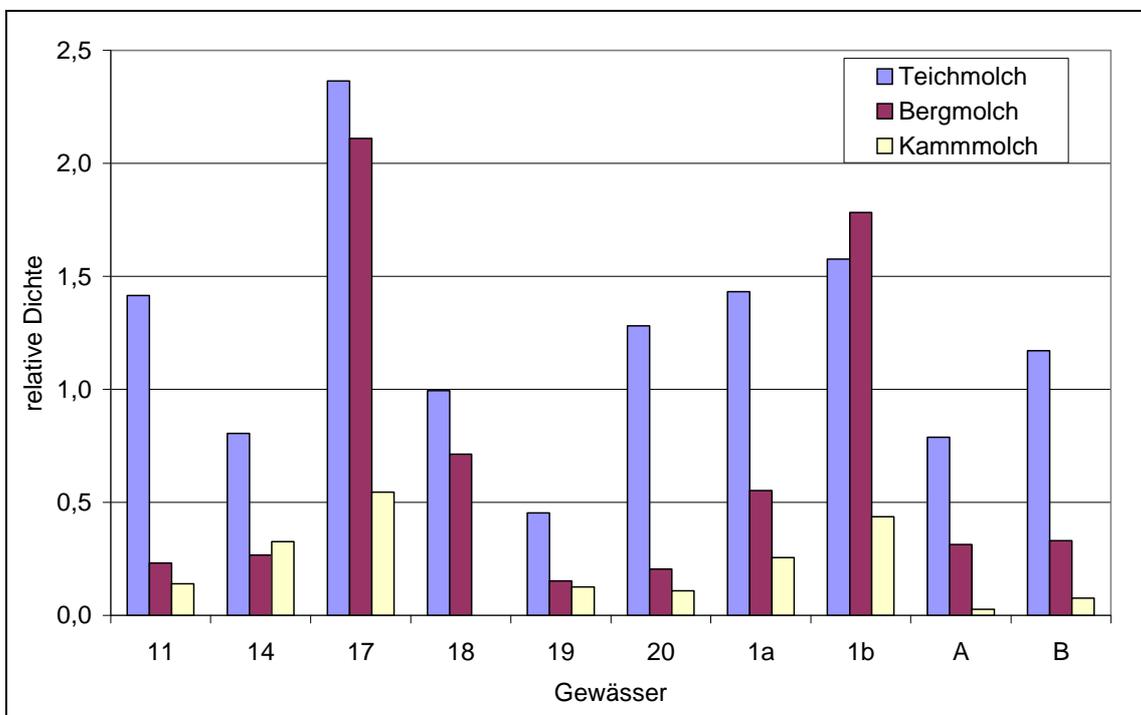


Abb. 5.6: Relative Dichten der einzelnen Molcharten in den untersuchten Gewässern 2005

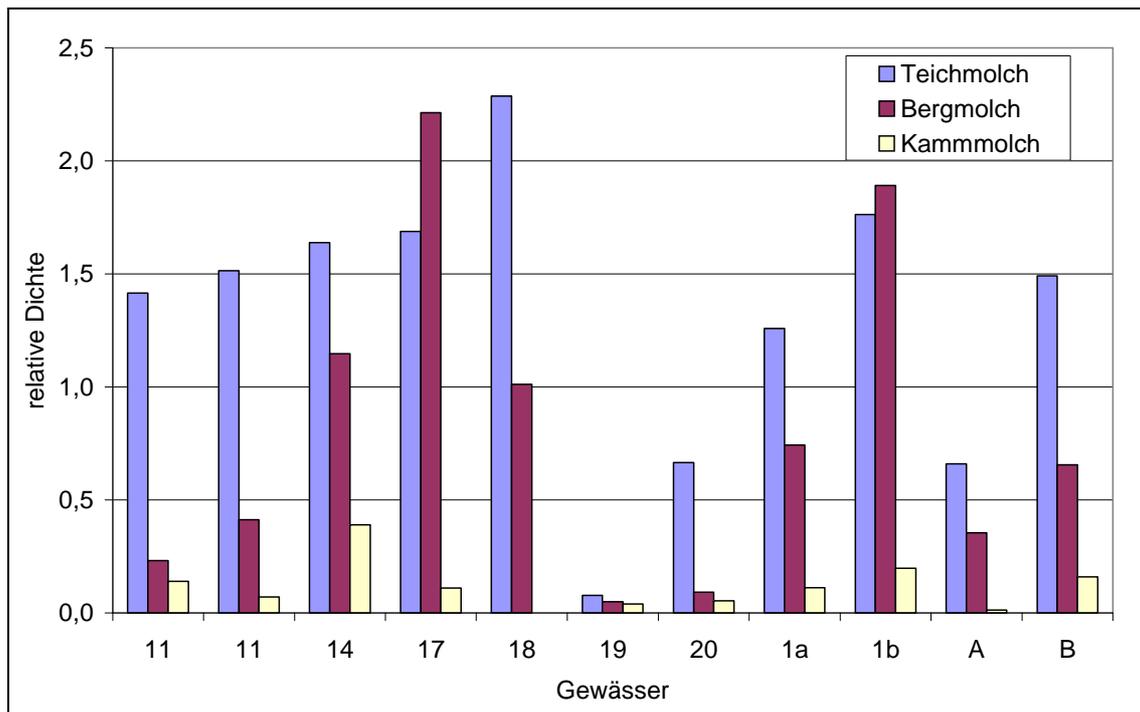


Abb. 5.7: Relative Dichten der einzelnen Molcharten in den untersuchten Gewässern 2006

Vergleicht man die relativen Dichten der Molcharten in jedem der drei Untersuchungsjahre, so zeigt sich, dass Teich- und Bergmolch zumindest in den Jahren 2005 und 2006 ähnliche Präferenzen bei den untersuchten Gewässern besaßen (2005: Pearson- Korrelation: *M.a./L.v.*: $R= 0,789$; $p= 0,007$, 2006: *M.a./L.v.*: $R= 0,683$; $p= 0,029$), wobei der Teichmolch meistens in etwas höheren Dichten auftrat. Der Vergleich des Kammolches mit den beiden anderen Arten ergab für das Jahr 2005 einen signifikanten Zusammenhang der Präferenzen. Das heißt, in Gewässern, in denen der Kammolch in diesem Jahr häufig war, waren auch die beiden anderen Arten häufig (2005: Pearson- Korrelation: *M.a./T.c.*: $R= 0,871$; $p= 0,002$; *L.v./T.c.*: $R= 0,702$; $p= 0,035$). Eine Ausnahme bildet hier Gewässer 17, an dem der Bergmolch in den Jahren 2004 und 2006 die häufigste der drei Molcharten war.

Die Abweichungen der relativen Dichten der einzelnen Molchpopulationen vom Mittelwert der Dichten der jeweiligen Art über alle untersuchten Gewässer sind in Abbildung 5.8 und 5.9 dargestellt.

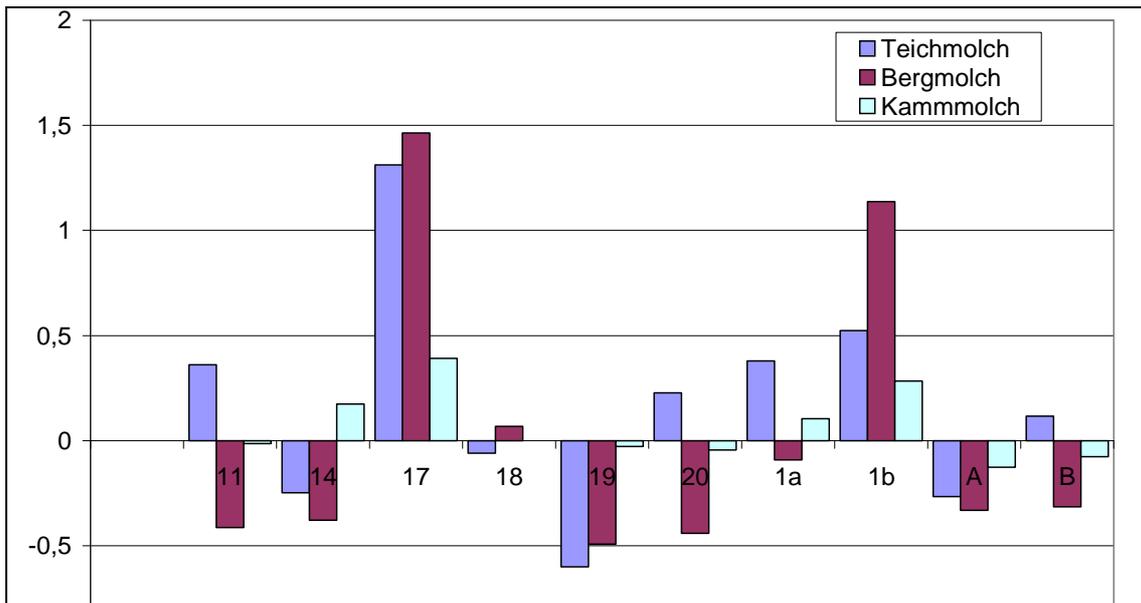


Abb. 5.8: Abweichung der relativen Dichten der einzelnen Molchpopulationen vom Mittelwert der Dichten der jeweiligen Art über alle untersuchten Gewässer 2005

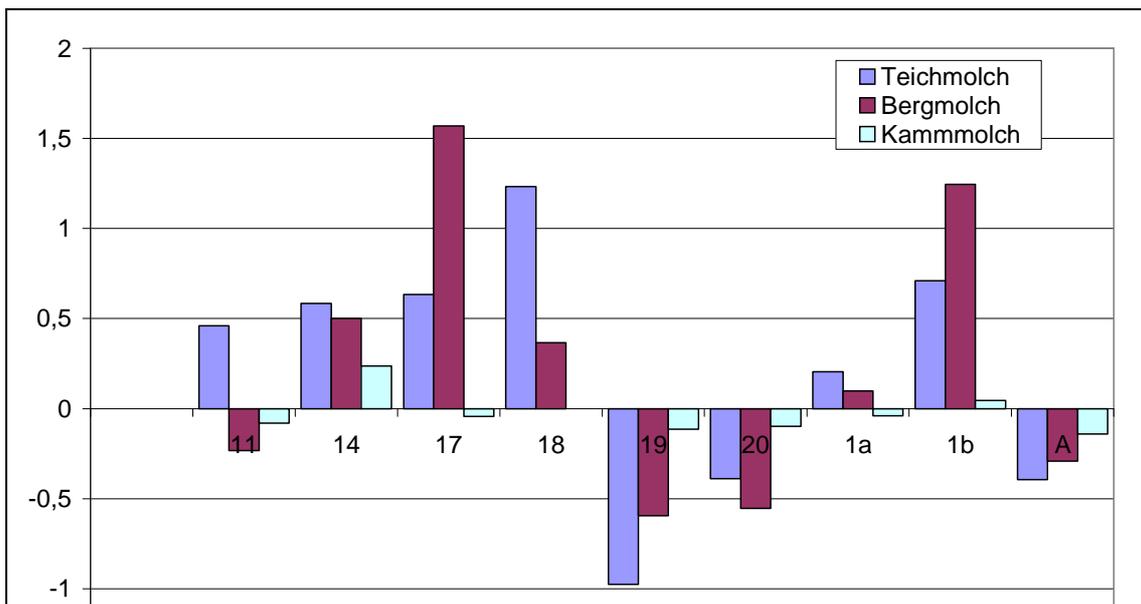


Abb. 5.9: Abweichung der relativen Dichten der einzelnen Molchpopulationen vom Mittelwert der Dichten der jeweiligen Art über alle untersuchten Gewässer 2006

Auch der Vergleich der Abweichungen der einzelnen relativen Dichten der verschiedenen Molcharten vom Mittelwert ihrer jeweiligen Dichten über alle untersuchten Gewässer ergab kein eindeutiges Bild.

Für alle Arten fallen die Gewässer 19 und 20, sowie Gewässer A durch niedrige Dichten auf.

Zwar ergibt sich über die drei Untersuchungsjahre kein eindeutiges Bild, es konnten jedoch keine Hinweise gefunden werden, dass sich die drei Molcharten negativ beeinflussen.

Im Gegenteil zeichnet sich ab, dass meist die anderen Arten häufig sind, wenn auch der Kammolch häufig ist. Dies war 2005 für den Teichmolch (*T.c.* / *L.v.* $R=0,70$; $p=0,036$), 2006 für Berg- und Teichmolch der Fall (*T.c./M.a.*: $R=0,750$; $p=0,020$; *T.c./L.v.*: $R=0,767$; $p=0,016$).

5.1.4 Mindestindividuenzahl beim Kammolch

Die Mindestindividuenzahl wird aus der Summe aller mit den unterschiedlichen Methoden erfassten Individuen, ohne die Hochrechnung nicht gefangener Tiere, ermittelt. Doppelfänge wurden durch die individuelle Unterscheidbarkeit der Kammolche ausgeschlossen.

Tab. 5.4.: Summe erfasster Individuen. Sub = Subadulte

Gew.	Jahr	Männchen	Weibchen	Sub
11	2004	1	0	0
11	2005	10	58	0
11	2006	5	31	3
14	2004	13	3	24
14	2005	77	53	1
14	2006	106	105	3
17	2004	41	42	6
17	2005	91	524	7
17	2006	78	68	6
18	2004	58	28	0
18	2005	86	107	4
18	2006	29	21	0
19	2004	0	5	1
20	2004	25	27	12
20	2005	12	42	5
20	2006	11	20	0
21	2004	2	4	1
21	2005	8	3	4
21	2006	2	4	0
1a	2004	54	38	
1a	2005	63	80	
1a	2006	27	29	4
1b	2004	0	4	0
1b	2005	52	67	
1b	2006	17	24	1
A	2004	0	0	0
A	2005	46	34	0
A	2006	21	18	18
B	2004	17	12	1
B	2005	83	104	
B	2006	196	221	6

Trotz vergleichbarem Aufwand in allen drei Jahren fingen sich 2005 die meisten Kammolchindividuen.

5.1.5 Statistische Verfahren zur Populationsgrößenermittlung

In der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene Methoden zur Schätzung der Populationsgröße verwendet.

Zunächst wurde die direkte Lincoln-Petersen-Schätzung nach BEGON (1979) angewendet. Sie kam hauptsächlich deswegen zum Einsatz, weil sie in der Literatur weit verbreitet ist (vgl. Kapitel 4.6) und die Ergebnisse so gut mit verschiedenen anderen Projekten verglichen werden können.

1) Individualerkennung beim Teichmolch

Im Jahr 2004 wurden im Rahmen einer Staatsexamensarbeit (vgl. WILMS 2004), zusätzlich zu den Kammolchen, ebenfalls männliche Teichmolche ventral fotografiert und auf diese Weise „individualisiert“. Damit stellt diese Arbeit die bei weitem umfangreichste Studie zur individuellen Wiedererkennung beim Teichmolch dar.

Als Erstfang werden die Exemplare gewertet, die während der ersten Hälfte der Reusenfangtage erfasst wurden, als Wiederfangphase wird die zweite Hälfte gewertet (Tabelle 5.5).

Die Individualerkennung der Teichmolche stellte sich als probate Methode zur „Markierung“ der Tiere für Fang-Wiederfang- Experimente dar. Insgesamt wurden 937 männliche Teichmolche auf diese Weise „markiert“, wodurch eine Abschätzung der Individuenzahl auch für diese Art möglich wurde (vgl. WILMS 2004).

Tab. 5.5: Lincoln-Petersen-Schätzung beim Teichmolch 2004.

Gewässer	beim Erstfang markierte Individuen	später gefangene	davon Wieder fänge	Pop- Größe nach Lincoln- Petersen	95%- Konf.-I. max.	95%- Konf.- I. min.	Genauig keit
1a	17	16	2	96	182,0	10,7	11,1
B	99	45	8	506	787,3	224,7	44,4
17	78	30	0	2418	5715	-879	-36
18	250	225	13	4036	6014	2057	52,0
19	45	44	10	184	275	94	50,8
20	42	48	14	137	193	81	59,2

Die beiden größten Gewässer beinhalteten mit Populationsgrößen von 4.036 und 2.418 die meisten Individuen. Die kleinste Population von Teichmolch-Männchen gab es in Gewässer 1a mit nur 96 Tieren. In Gewässer 19 und 20 waren keine großen Unterschiede zu ermitteln; hier bewegten sich beide Werte im Bereich zwischen 100 und 300 Tieren. Allerdings überschritten bei Gewässer 1 und B die Fangzahlen (die Summe der mit allen Methoden gefangenen Tiere) die hier angegebenen Minimalwerte, womit die weiteren Angaben für diese zwei Gewässer hinfällig sind. Es ist deutlich zu erkennen, dass in den Gewässern 18, 19 und 20 die genauesten Ergebnisse zu verzeichnen sind. Das liegt an den guten Wiederfangraten, anhand derer die Berechnung stattfand. Hingegen ist Gewässer 17, in dem es keine Wiederfänge gab, am schlechtesten bewertet.

5.1.6 Fang- Wiederfang mittels Individualerkennung bei Kammolch

Insgesamt wurden 3.138 (419 im Jahr 2004, 1.645 2005 und 1.074 im Jahr 2006) subadulte und adulte Kammolche ventral fotografiert und für die digitale Fotodatenbank bearbeitet und nutzbar gemacht.

Im Folgenden werden die Populationsgrößenschätzungen anhand der Lincoln- Petersen- und der Schnabel- Methode, sowie einer modifizierten Form der Jolly- Seber- Methode aufgelistet.

5.1.6.1 Lincoln- Petersen- Schätzung

In Tabelle 5.6 sind die Ergebnisse der Lincoln- Petersen- Schätzung dargestellt.

Tab. 5.6: Lincoln- Petersen- Schätzung für den Kammolch.

Gewässer	Jahr	beim Erstfang markierte Individuen	Wieder- gefange- ne	davon erneut gefange- ne	Pop- Größe nach Lincoln- Petersen	95%- Konf.-I. max.	95%- Konf.- I. min.	Genauigkeit
14	2004	21	20	3	110	197,2	23,3	21,1
	2005	65	63	2	1387	2713,4	60,0	4,3
	2006	100	114	21	523	714,8	330,6	63,2
17	2004	44	43	4	387	678,9	95,5	24,7
	2005	311	311	31	3032	4012,3	2052,2	67,7
	2006	78	78	4	1232	2186,8	278,0	22,6
18	2004	43	43	13	126	176,3	76,0	60,2
	2005	99	98	40	245	302,9	187,7	76,4
	2006	26	26	6	100	160,1	40,5	40,4
19	2004	3	3	1	6	10,8	1,2	20,0
20	2004	32	31	4	198	343,8	53,0	26,7
	2005	28	26	2	252	484,8	19,2	7,6
	2006	16	17	1	144	297,6	-9,6	-6,7
21	2004	4	3	1	8	14,4	1,6	20,0
21	2005	8	7	0	64	147,0	-19,0	-29,6
B	2004	15	14	1	113	231,0	-6,0	-5,3
	2005	94	93	22	384	517,8	250,6	65,2
	2006	210	214	99	452	515,9	387,1	85,7
1a	2004	46	45	42	49	52,9	45,5	92,5
	2005	60	72	50	86	98,7	73,1	85,1
	2006	29	31	31	31	33,7	28,2	91,2
1b	2005	50	56	50	56	60,8	51,0	91,2
	2006	22	22	20	24	27,1	21,1	87,7
A	2005	46	45	11	176	258,7	93,9	53,3
	2006	30	30	18	49	62,3	35,6	72,7
11	2005	33	34	4	231	402,1	59,9	25,9
	2006	21	20	2	147	280,4	13,6	9,3
15	2005	6	5	0	36	81,5	-9,5	-26,5

5.1.6.2 Fang- Wiederfang nach der Schnabel- Methode

Tabelle 5.7 zeigt die Ergebnisse der Fang- Wiederfang- Schätzungen nach der Schnabel- Methode.

Tab. 5.7: Populationsgrößenabschätzung nach der Schnabel- Methode; N= Populationsgröße nach der Schnabel- Methode, U95= 95%-Konfidenzintervall Maximum, L95=95%-Konfidenzintervall Minimum

Gewässer	Jahr	N	U95	L95
1	2004	88	124,6	68,8
1	2005	205	246,1	176,1
1	2006	31	40,2	25,0
11	2005	400	1015,74	179,0
11	2006	76	231,98	40,9
14	2004	176	858,2	86,7
14	2005	3504	19738,0	1048,1
14	2006	699	1109,8	512,7
17	2004	730	2673,5	380,5
17	2005	5759	9069,0	4219,9
17	2006	1166	2839,9	677,7
18	2004	229	423,7	149,6
18	2005	449	647,2	344,1
18	2006	141	378,1	77,1
19	2004	8	294,1	2,8
20	2004	461	2254,3	227,6
20	2005	442	3732,4	198,2
20	2006	205	8019,6	76,8
21	2004	9	333,3	3,2
A	2005	284	637,0	169,4
A	2006	45	72,0	31,5
B	2004	212	1191,5	63,3
B	2005	752	1290,3	522,1
B	2006	575	700,6	490,0

5.1.7 Robustere Jolly- Seber- Schätzung

Eine modifizierte Form der Jolly- Seber- Schätzung wurde in den Fällen angewendet, in denen die Erfassungsgenauigkeit verhältnismäßig hoch war. In den Abbildungen 5.9 und 5.10 ist das Ergebnis beispielhaft für Gewässer B im Jahr 2006 dargestellt. Erstere bezieht sich dabei auf die Anzahl an Tieren im Gewässer am jeweiligen Fangtag (Tagespopulationsgröße), letztere zeigt die Anzahl der jeweils neu hinzugekommenen Tiere.

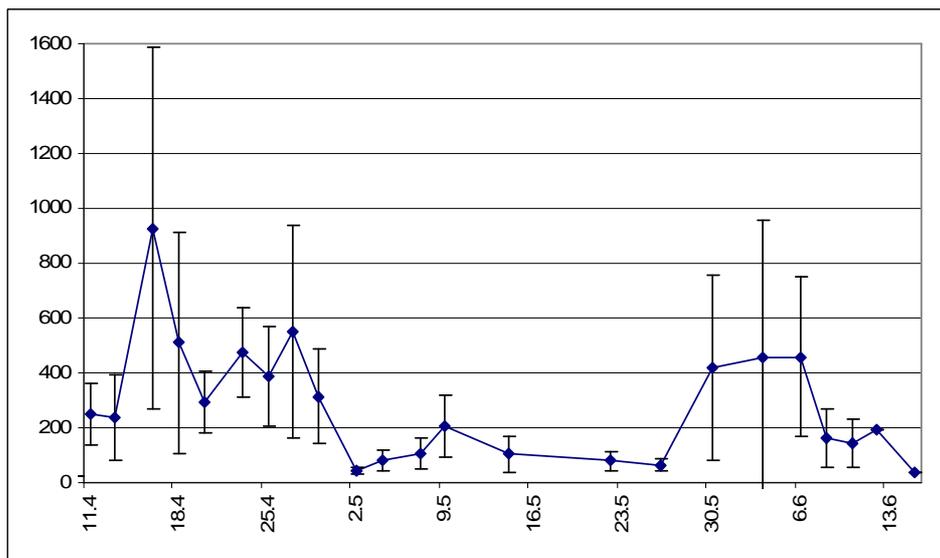


Abb. 5.9: Anzahl der Tiere in Gewässer B im Jahr 2006 ermittelt nach der modifizierten Jolly-Seber- Methode

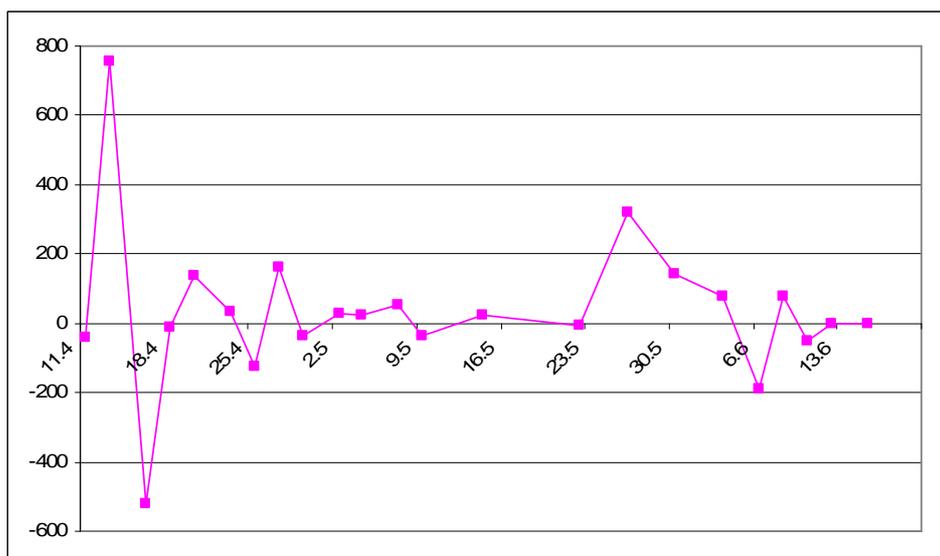


Abb. 5.10: Erstanwanderung und Abwanderung an Gewässer B im Jahr 2006 ermittelt nach der modifizierten Jolly- Seber- Methode

Beide Abbildungen verdeutlichen, dass es Ende Mai 2006 an diesem Gewässer eine erneute Einwanderung von Kammolchen gab. Diagramm 5.10 zeigt zudem, dass es sich bei der späteren Einwanderung um Tiere handelt, die 2006 zum ersten Mal dieses Gewässer erreichten.

Aus der Summe der Tiere, die erstmalig an das Gewässer einwanderten (Erstanwanderer), (Abb. 5.10) ergibt sich die Laichpopulationsgröße. Die Ergebnisse der Populationsgrößenbestimmung mit dieser Methode sind in Tabelle 5.8 aufgelistet. Wie erläutert (Kapitel 4.9), kann diese Methode nur an Gewässern mit einer hohen Erfassungsgenauigkeit angewendet werden.

Tab.5.8: Populationsgrößen N_{Gesamt} ermittelt aus der Summe der Neuanwanderer

Gewässer	Jahr	N_{Gesamt}
1	2004	75
1	2005	171
1	2006	51
14	2006	1551
18	2005	897
B	2005	1958
B	2006	1879

Im Vergleich der Gewässer mit einer hohen Erfassungsgenauigkeit, wies der westliche Teil des Greiffenhorstparks die größten Populationen auf.

5.1.8 Populationsgrößenermittlung mittels einer Eichgerade

In Abbildung 5.11 ist der Zusammenhang zwischen der Anzahl gefangener Individuen und der mittels der modifizierten Jolly-Seber-Methode geschätzten Gesamtpopulationsgröße dargestellt.

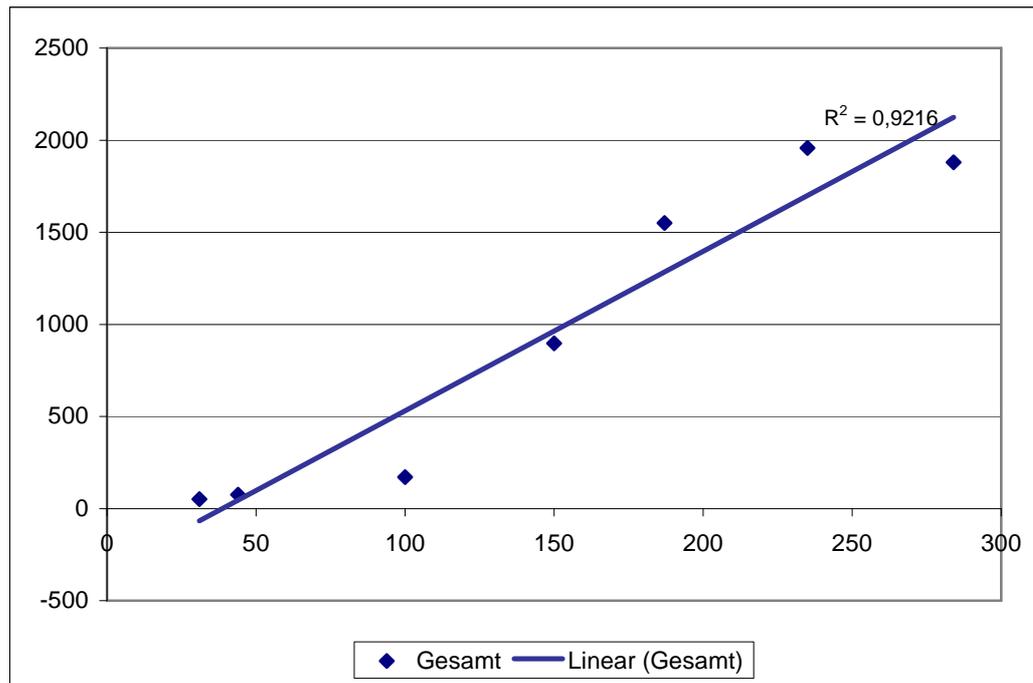


Abb. 5.11: Zusammenhang zwischen den aus der Summe der Erstanwanderer ermittelten Populationsgrößen und der Anzahl gefangener Individuen

Die Korrelation zwischen den so ermittelten Populationsgrößen und der Anzahl gefangener Individuen ist hochsignifikant.

Eine auf diese Weise erstellte Eichgerade ist eine weitere Möglichkeit, die Populationsgröße für weitere Gewässer ohne aufwändige Fang- Wiederfang- Methoden zu bestimmen. So würde man im vorliegenden Beispiel, beim Fang von 75 Individuen, aus der hier gezeigten Eichgerade eine Populationsgröße von 350- 400 adulten Tieren ermitteln.

5.1.9 Vergleich der Methoden

Um die Methoden bewerten zu können, sollen im Folgenden die Ergebnisse der verschiedenen statistischen Populationsgrößenschätzverfahren miteinander verglichen werden. In Abbildung 5.12 sind daher nochmals die Ergebnisse der verwendeten Methoden vergleichend dargestellt.

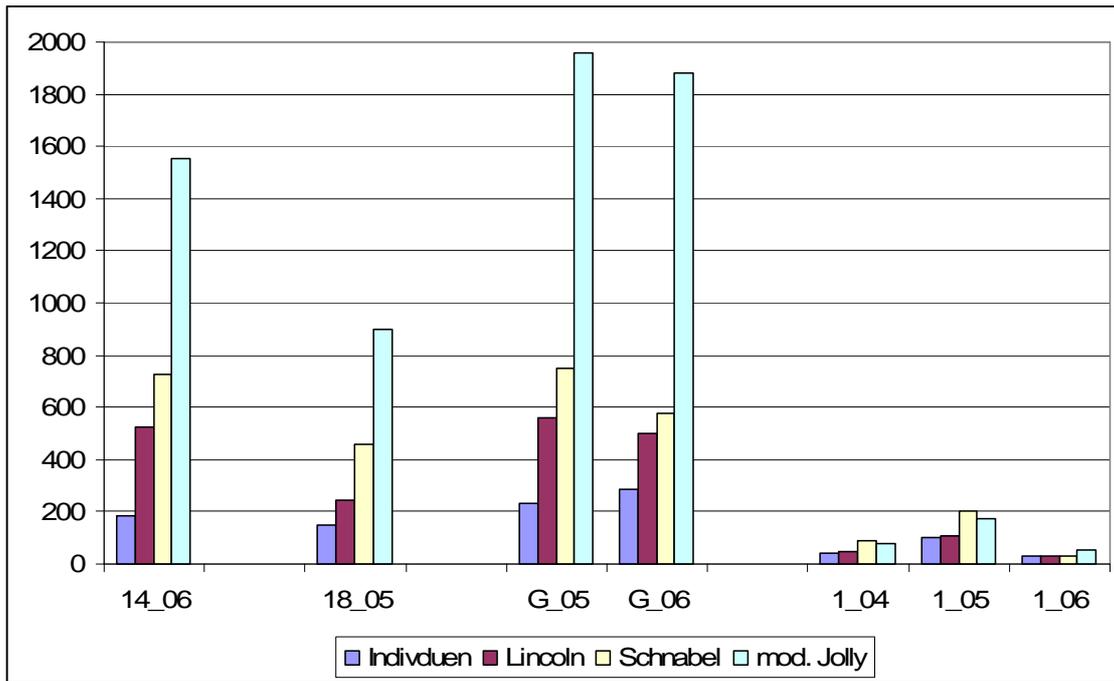


Abb. 5.12: Grafischer Vergleich der geschätzten Populationsgrößen der drei angewandten Verfahren an den Gewässern mit hoher Erfassungsgenauigkeit. 14_06= Gew. 14 2006, G_05= Greiffenhorstpark 2005.

Das modifizierte Populationsgrößenschätzverfahren nach Jolly- Seber lieferte signifikant höhere Werte als die beiden übrigen Verfahren (mod. JS./Li.: $T = -9,22$; $p < 0,001$; mod. JS./Schn.: $-5,14$; $p < 0,001$). Auch das Schnabel-Verfahren lieferte signifikant höhere Werte als die Lincoln- Petersen- Methode.

In Abbildung 5.13 sind die Zusammenhänge zwischen den ermittelten Populationsgrößen und der Anzahl gefangener Individuen dargestellt.

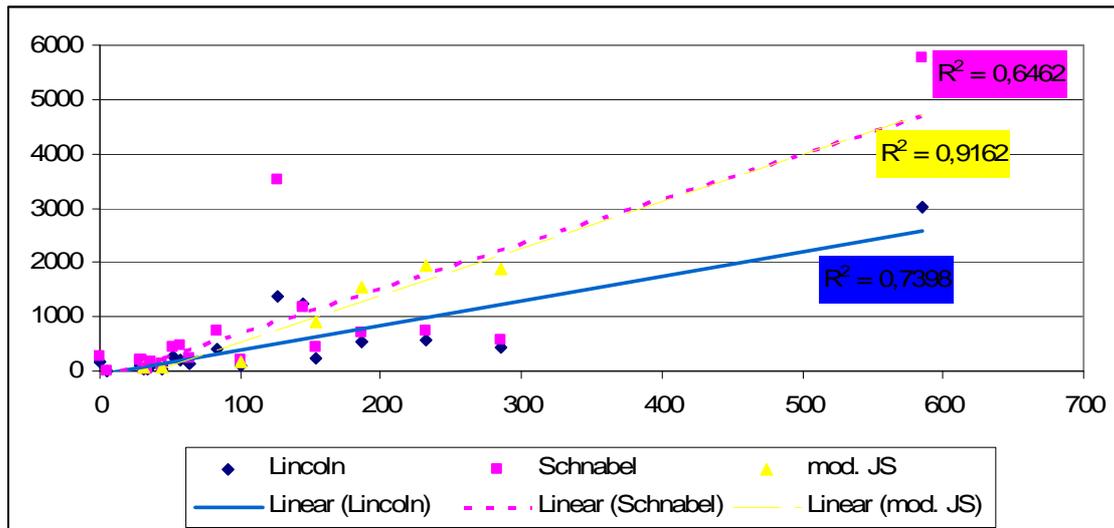


Abb. 5.13: Zusammenhänge zwischen den ermittelten Populationsgrößen und der Anzahl gefangener Individuen. Mod. JS= Populationsgrößenschätzung mit der modifizierten Jolly- Seber-Methode.

Mit der modifizierten Jolly- Seber- Methode ist die Korrelation zwischen der Anzahl gefangener Individuen und der statistisch ermittelten Populationsgröße am höchsten und zudem statistisch hochsignifikant.

5.1.10 Effektivität bzw. Bewertung der Fangmethoden

Die Fangeffektivität ist definiert als Anteil der mit Zaun oder Reuse gefangenen Tiere an der errechneten Gesamtpopulation (vgl. ARNTZEN et al. 1995).

Um viele wichtige populationsökologische Parameter zu beschreiben, ist die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Tier gefangen bzw. nicht gefangen wird, von entscheidender Bedeutung. Wird zum Beispiel die Überlebenswahrscheinlichkeit beschrieben und die Fangwahrscheinlichkeit liegt unter 100 %, so wird die tatsächliche Überlebenswahrscheinlichkeit um den Faktor unterschätzt, mit dem die Fangwahrscheinlichkeit unter 100 % liegt. Tabelle 5.9 gibt die Gesamtfangwahrscheinlichkeit für das Untersuchungsgebiet wieder.

Tab. 5.9: Effektivität der Fangmethode an den jeweiligen Gewässern

	Gewässer	2004	2005	2006
Gesamtzahl	1	104	289	103
Individuen	1	48	108	30
Schätzung	1	95	237	31
Effektivität in %	1	50,5	45,6	96,8
Gesamtzahl	11	3	69	36
Individuen	11	3	64	30
Schätzung	11	-	400	76
Effektivität in %	11	-	16	39,5
Gesamtzahl	14	43	137	229
Individuen	14	37	128	186
Schätzung	14	176	3504	699
Effektivität in %	14	21	3,7	26,6
Gesamtzahl	17	98	677	151
Individuen	17	85	591	145
Schätzung ¹	17	730	5759	1166
Effektivität in %	17	11,6	10,3	12,4
Gesamtzahl	18	88	208	55
Individuen	18	72	158	44
Schätzung	18	212	436	141
Effektivität in %	18	34,0	36,2	31,2
Gesamtzahl	20	67	67	52
Individuen	20	61	57	30
Schätzung	20	461	442	205
Effektivität in %	20	13,2	13,0	14,6
Gesamtzahl	A	0	83	43
Individuen	A	0	69	34
Schätzung	A	0	284	47
Effektivität in %	A	-	24,3	72,3
Gesamtzahl	B	31	189	441
Individuen	B	30	165	285
Schätzung	B	212	752	484
Effektivität in %	B	14,2	21,9	58,9

¹= verwendet wurden die Ergebnisse der Schätzung nach Schnabel

Mit den angewandten Methoden konnte eine Erfassungseffektivität zwischen 10,3% und 96,8% ($\bar{X} = 30,35$; $\delta^2 = 22,96$) erreicht werden.

5.1.11 Zusammenhang zwischen Erfassungsintensität und Effektivität

In Abbildung 5.13 ist der Zusammenhang zwischen der Erfassungsintensität und der Fangmethode dargestellt.

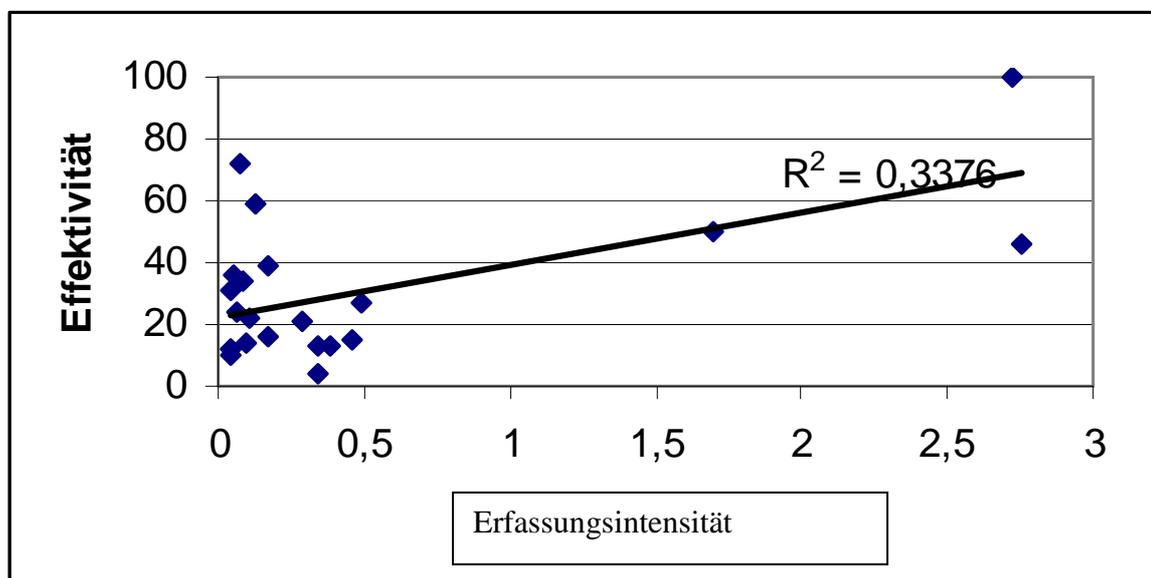


Abb. 5.13: Effektivität und Erfassungsintensität

Es ergab sich ein leichter signifikanter Zusammenhang zwischen der Erfassungsintensität und dem Prozentsatz der gefangenen Tiere an der errechneten Gesamtpopulation, dass heißt mit der Effektivität ($R = 0,581$, $F = 10,91$, $P < 0,001$). Die Korrelation erklärt allerdings nur etwa 34 % der Unterschiede in der Effektivität der Erfassung. Die Effektivität hängt also eher von anderen Faktoren ab als von der schieren Intensität. In Frage kommen hier die Disposition der Fallen, die Struktur des Gewässers und der Anteil an Unterwasservegetation.

5.1.12 Die Konsequenzen der Nachweiswahrscheinlichkeit für ein Monitoring des Kammolches

In Abbildung 5.14 ist der Zusammenhang zwischen den Zahlen, die bei zwei zufällig ausgewählten Kontrollen, wie von BfN und LANA für Monitoring des Kammolches empfohlen (DOERPINGHAUS et al. 2005, SCHMIDT ET al. 2005), ermittelt wurden, und den auf Basis von jeweils über 20 Begehungen ermittelten Populationsgrößen dargestellt.

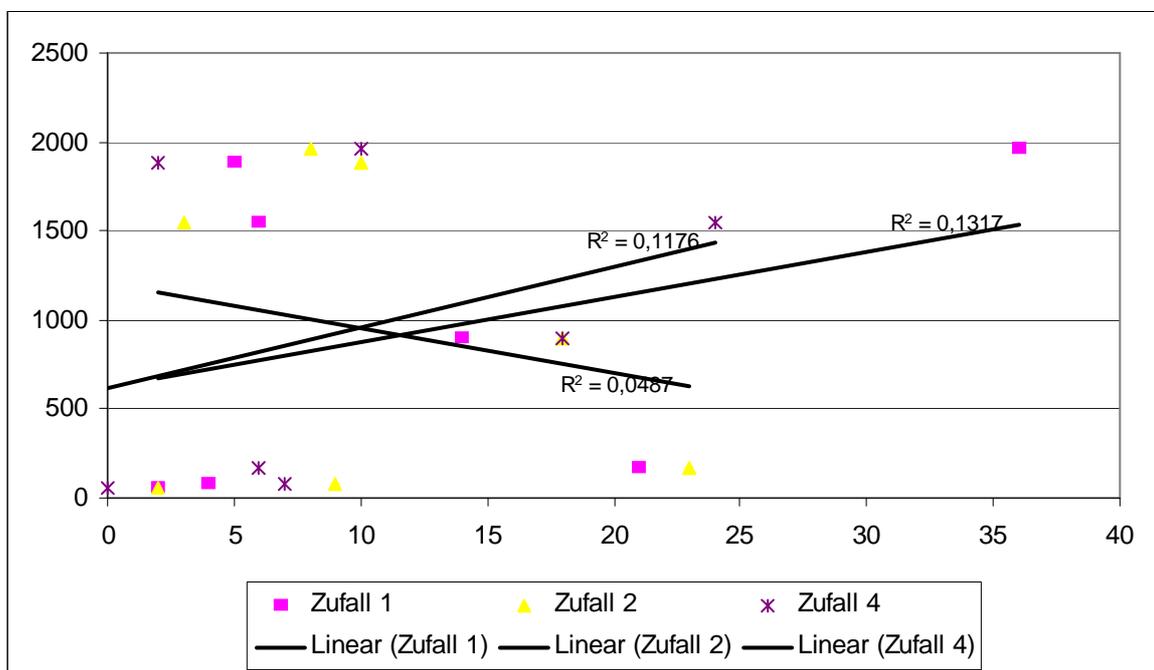


Abb. 5.14: Zusammenhang zwischen Zahlen bei zwei zufällig ausgewählten Kontrollen und den ermittelten Populationsgrößen

In keinem der Fälle sind die Zahlen mit den tatsächlichen Populationsgrößen korreliert.

5.2 Geschlechterverhältnisse

Die Geschlechterverhältnisse werden beispielhaft für die Gewässer angegeben, an denen die Erfassungsgenauigkeit einen sinnvollen Vergleich erlaubt. Hierbei spielt offensichtlich die Untersuchungsmethode eine große Rolle.

Tab.5.10: Geschlechterverhältnisse in den Fallen. M= Männchen, W= Weibchen, Ges.= gesamtes Untersuchungsgebiet.

Gew.	Jahr	M	W	M%	W%
11	04	1	0	100,0	0,0
14	04	15	4	78,9	21,1
17	04	47	63	42,7	57,3
18	04	84	35	70,6	29,4
19	04	0	6	0,0	100,0
20	04	30	33	47,6	52,4
21	04	2	4	33,3	66,7
1a	04	59	44	57,3	42,7
1b	04	3	4	42,9	57,1
B	04	26	18	59,1	40,9
Ges.	04	267	211	55,9	44,1
11	05	11	59	15,7	84,3
13	05	1	1	50,0	50,0
14	05	80	56	58,8	41,2
15	05	11	2	84,6	15,4
17	05	107	597	15,2	84,8
18	05	91	125	42,1	57,9
20	05	16	58	21,6	78,4
21	05	10	5	66,7	33,3
1a	05	69	91	43,1	56,9
1b	05	64	72	47,1	52,9
A	05	48	35	57,8	42,2
B	05	86	106	44,8	55,2
Z	05	11	8	57,9	42,1
Ges.	05	605	1215	33,2	66,8
11	06	5	31	13,9	86,1
14	06	118	111	51,5	48,5
17	06	80	71	53,0	47,0
18	06	31	24	56,4	43,6
20	06	22	28	44,0	56,0
1a	06	28	38	42,4	57,6
1b	06	18	27	40,0	60,0
A	06	21	22	48,8	51,2
B	06	206	235	46,7	53,3
Ges.	06	529	587	47,4	52,6
Ges.	Ges	2067	3204	39,2	60,8

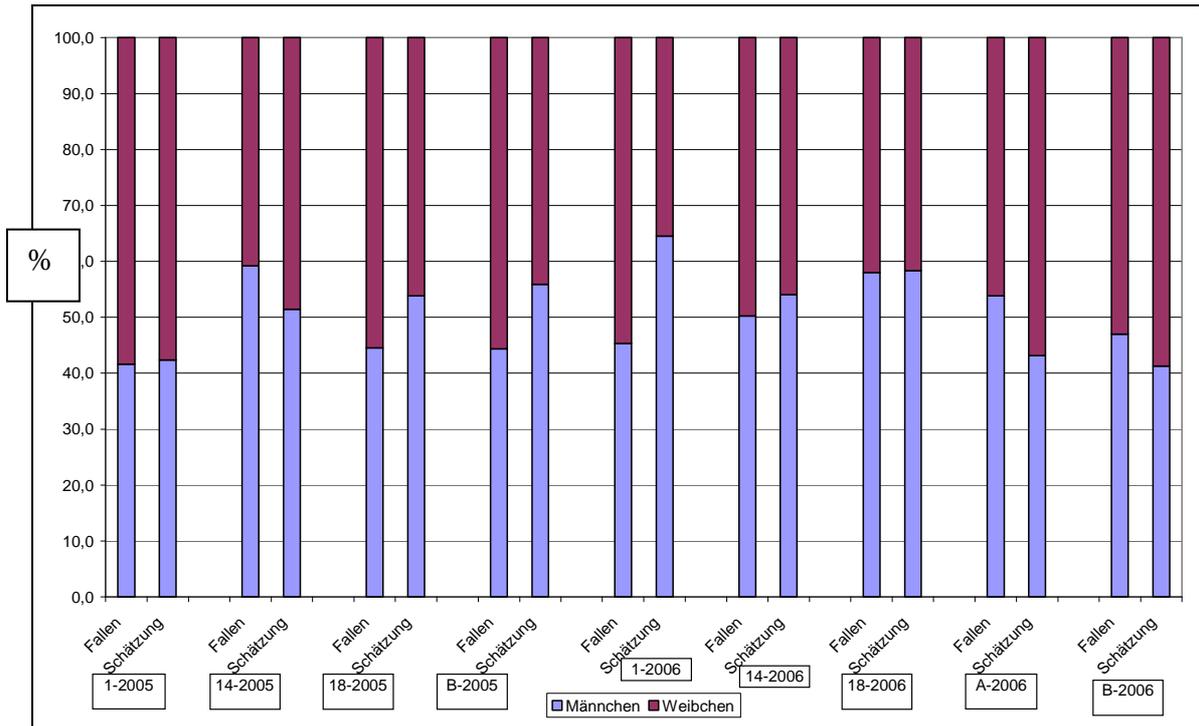


Abb. 5.14: Vergleich der Geschlechterverhältnisse von kumulativer und statistischer Schätzung an ausgewählten Gewässern

Insgesamt wurden mehr Weibchen (1.776) mit den Fallen gefangen als Männchen (1.231).

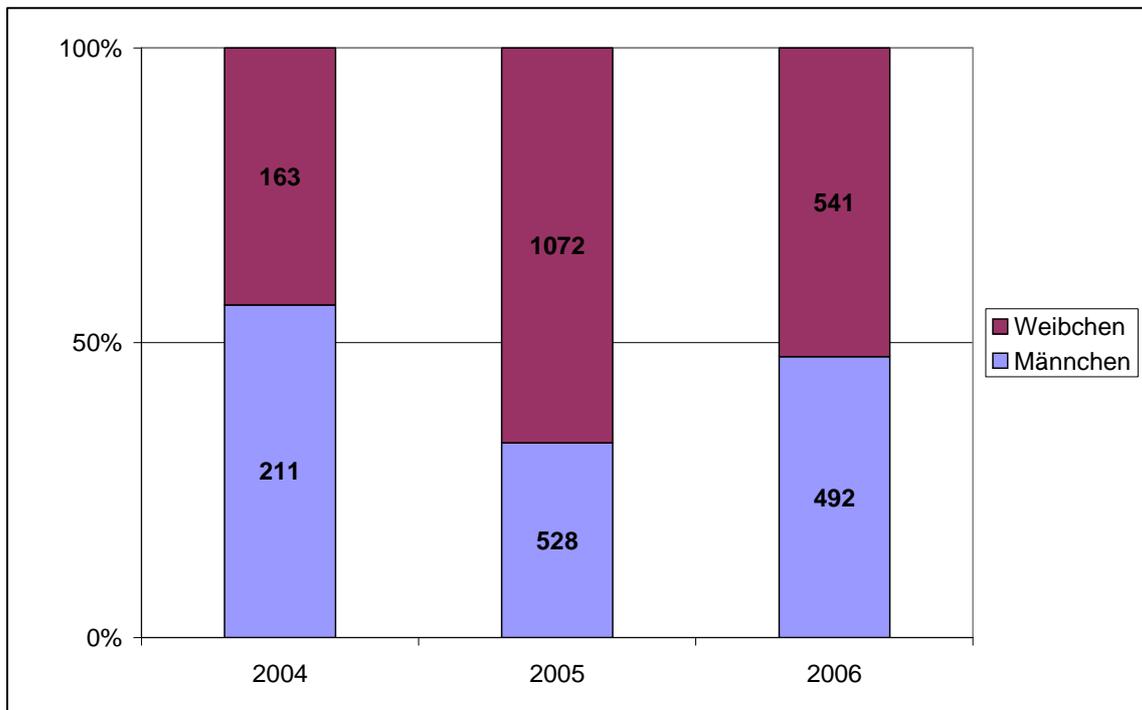


Abb. 5.15: Überblick über die gefundenen Geschlechterverhältnisse in den Fallen.

Es ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den Jahren (Chi- Quadrat: 97,88; $p < 0,001$). Dabei ergab sich aber kein eindeutiges Bild, da sich auch die Gewässer signifikant voneinander unterschieden (Chi- Quadrat: 201,93 $p < 0,001$).

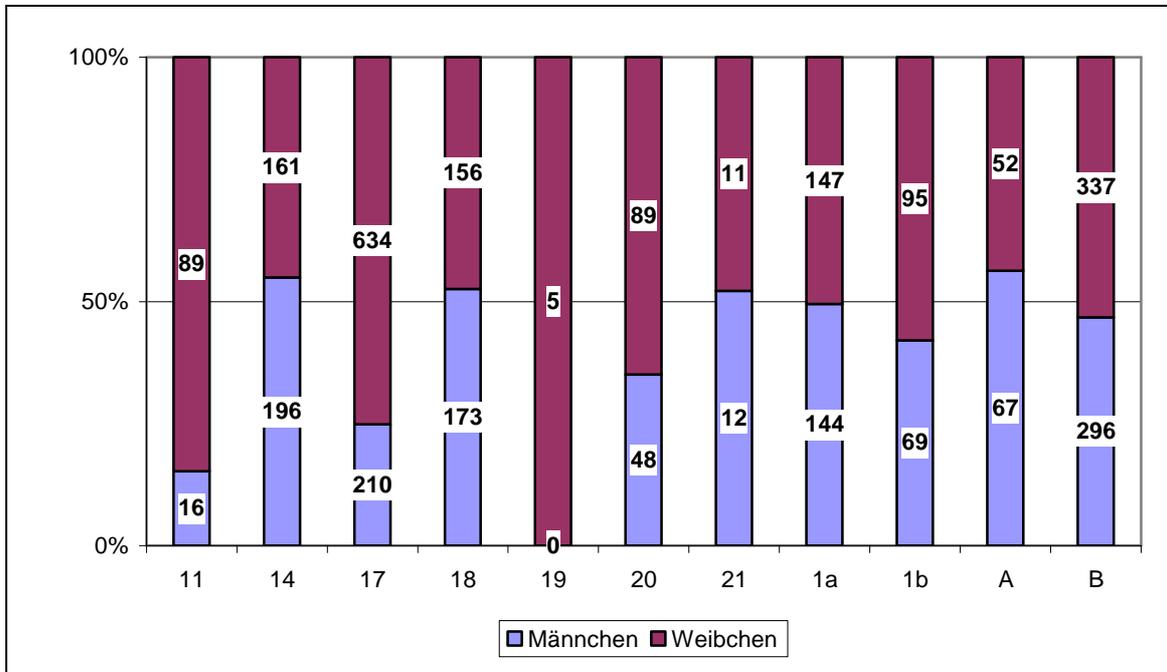


Abb. 5.16: Geschlechterverhältnisse an den Untersuchungsgewässern zusammengefasst für 2004 – 2006.

Weiterhin zeigten sich auch in den einzelnen Gewässern in den untersuchten Jahren deutliche Unterschiede im Geschlechterverhältnis in den Reusen.

5.3 Bestandsentwicklung an den Untersuchungsgewässern

5.3.1 Adulti

Im Folgenden sind die Daten zu den Populationsgrößen und den Juvenilaufkommen der Jahre 2004 - 2006 dargestellt. Damit eine möglichst hohe Vergleichbarkeit gewährleistet ist, wird die Populationsgrößenentwicklung in Prozent grafisch dargestellt. Dabei entspricht jeweils das Jahr mit der größten Population 100 Prozent.

Ein Problem stellt hierbei dar, dass Genauigkeiten der jeweiligen Schätzungen stark voneinander abweichen können.

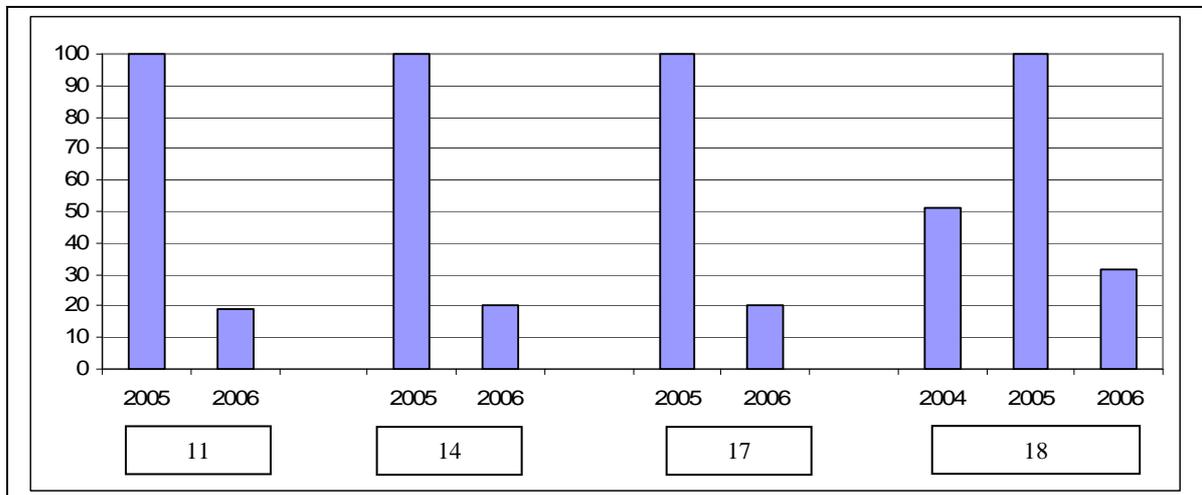


Abb. 5.17: Entwicklung der Populationsgrößen (Schätzung nach Schnabel) an den Gewässern 11, 14, 17 und 18

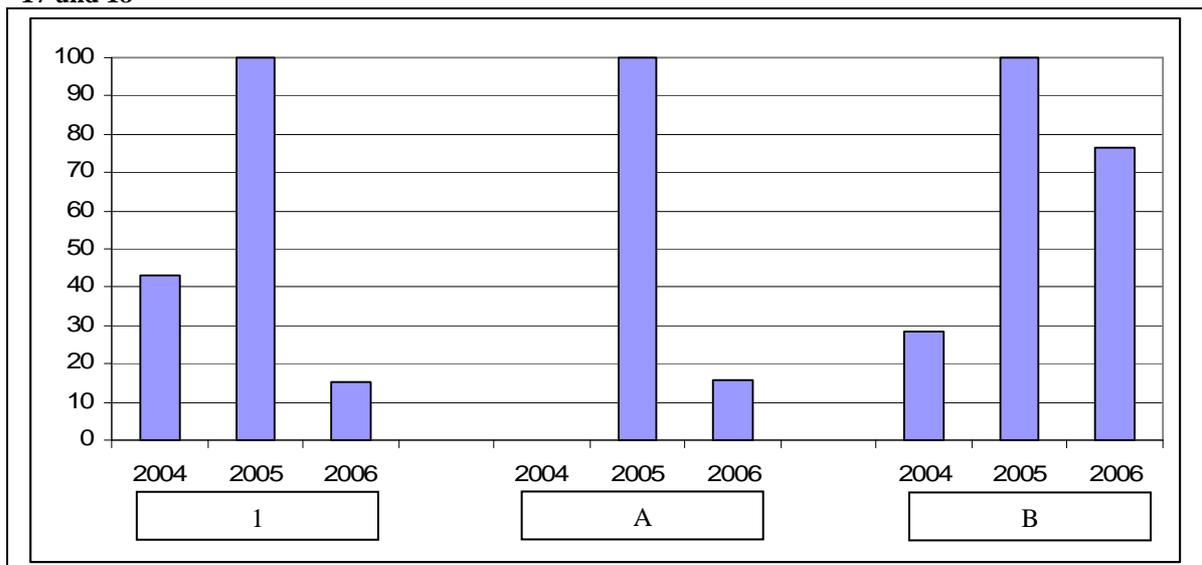


Abb. 5.18: Entwicklung der Populationsgrößen (Schätzung nach Schnabel) an den Gewässern 1, A und B

Die Entwicklung der Populationsgrößen weist erstaunliche Parallelen auf. So ist in jedem der untersuchten Gewässer die Population im Jahr 2005 signifikant größer als in den anderen beiden Untersuchungsjahren.

5.4 Reproduktionserfolg – Nachweise von Eiern und Larven

In den Abbildungen 5.19 – 5.21 ist jeweils die Anzahl an gefangenen Larven pro Gewässer dargestellt.

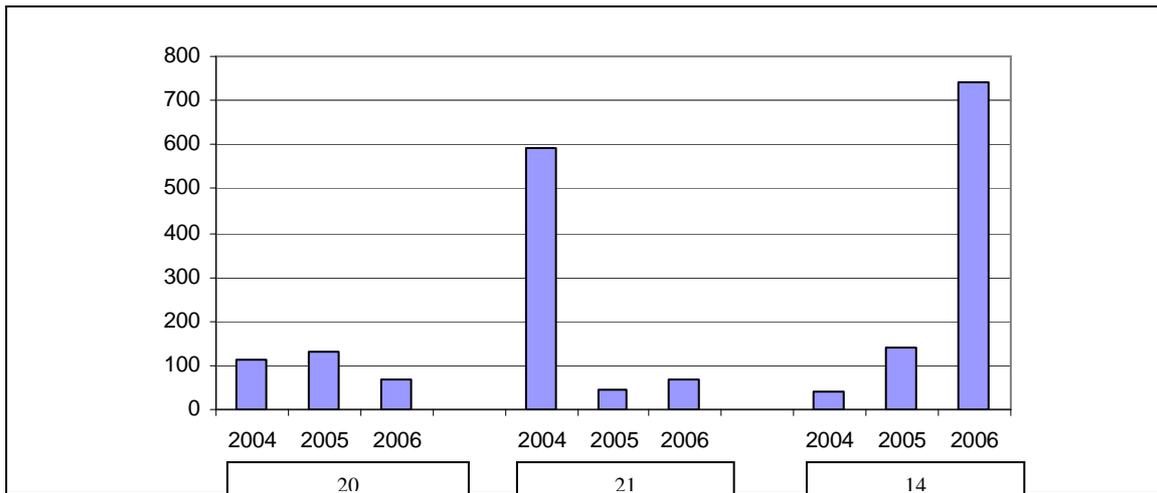


Abb. 5.19: Anzahl nachgewiesener Larven an den Gewässern 20, 21 und 14

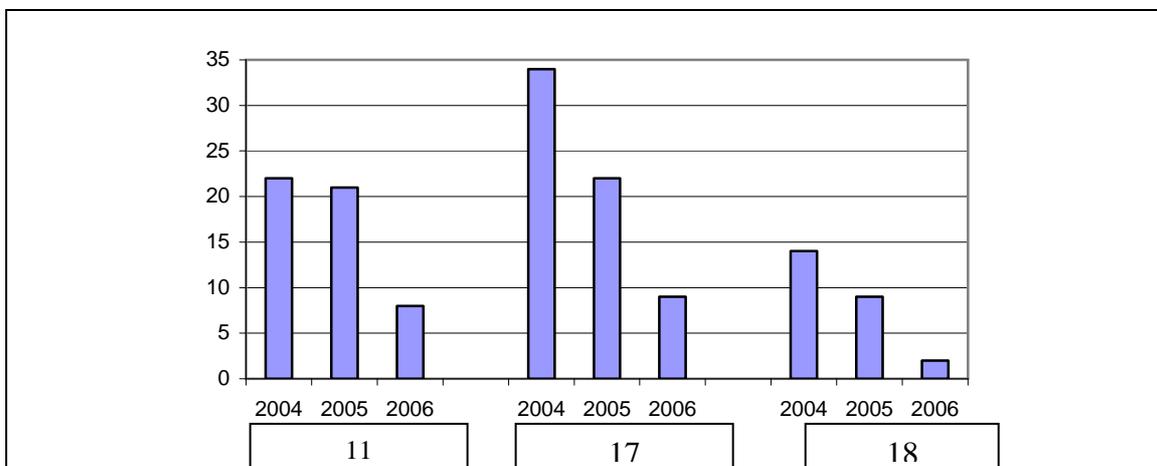


Abb. 5.20: Anzahl nachgewiesener Larven an den Gewässern 11, 17 und 18

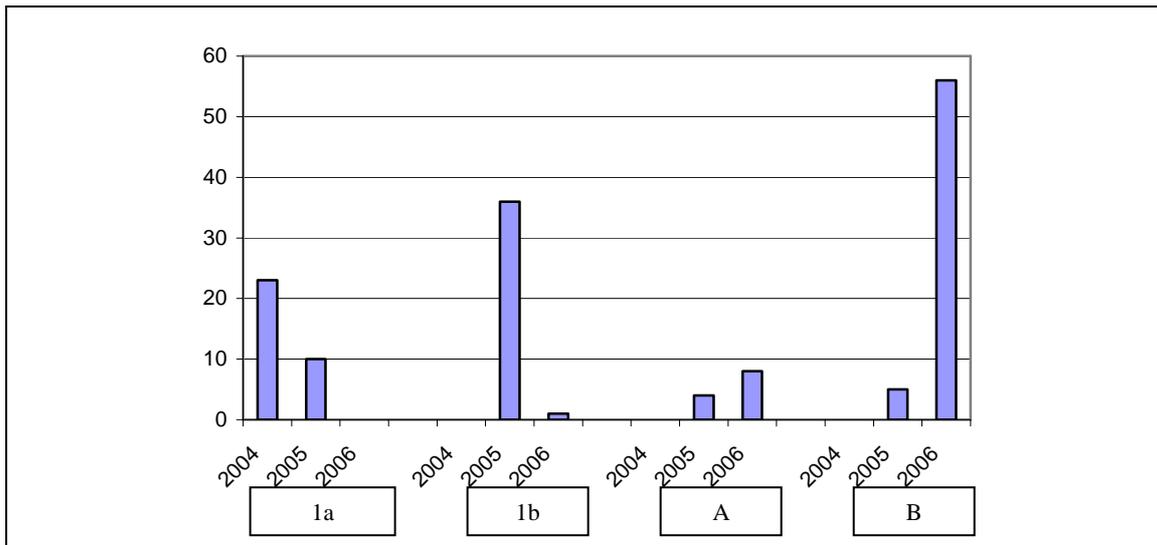


Abb. 5.21: Anzahl nachgewiesener Larven an den Gewässern 1a, 1b, A und B

Bei der Anzahl an Larven ergibt sich kein einheitliches Bild. Es scheint sich aber eine Tendenz abzuzeichnen, dass bei den Gewässern, die länger nicht ausgetrocknet sind, die Anzahlen gefangener Larven zurückgehen. Dies ist an den Gewässern 1a, 11, 17 und 18 der Fall. Eine Ausnahme bildet hier das Gewässer A, an dem die Larven trotz gleich bleibender Wasserstände zunehmen. Hier scheinen sich die Befischungen auszuzahlen, auch wenn der Reproduktionserfolg weiterhin gering ausfällt. Zudem ist die Erfassungsgenauigkeit bei den Larven, die nicht markiert wurden, schwer abzuschätzen, so dass die Ergebnisse mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind.

In Abbildung 5.22 ist der Zusammenhang zwischen der Anzahl an Weibchen und der Anzahl nachgewiesener Eier dargestellt.

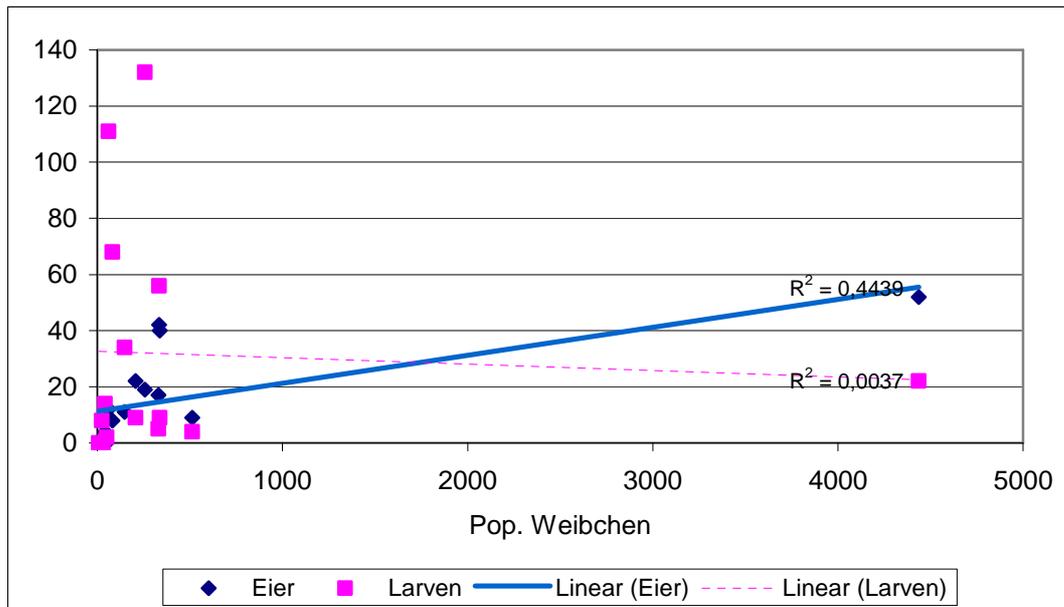


Abb. 5.22: Zusammenhang zwischen der Anzahl an Weibchen (jeweils beste Schätzung) und der Anzahl nachgewiesener Eier und Anzahl nachgewiesener Larven

Es wurde eine positive Korrelation zwischen der geschätzten Zahl der Weibchen und der Zahl der nachgewiesenen Eier gefunden ($R = 0,666$; $F = 10,38$; $p = 0,007$). Sie erklärt etwa 44% der Variation innerhalb der Zahl der gefundenen Eier.

Die geschätzte Zahl der Weibchen und die Zahl der nachgewiesenen Larven zeigten keinen signifikanten Zusammenhang. Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass Prädation den wichtigsten Einfluss auf den Reproduktionserfolg hat.

5.5 Biometrie

5.5.1 Körperlänge adulter Molche

Angaben zur Körper- bzw. Kopf-Rumpf-Länge (KRL) können verwendet werden, um Populationen zu beschreiben und Teilpopulationen zu vergleichen. Tabelle 5.11 stellt die Daten zu den Kopf-Rumpf-Längen erwachsener Kammolche im Untersuchungsgebiet dar.

Tab. 5.11: Kopf-Rumpf-Längen (KRL) adulter *T. cristatus* im Untersuchungsgebiet; Stabw = Standardabweichung, n = Stichprobengröße

		Männchen	Weibchen
		2004-2006	2004-2006
1	Min	6,3	7,7
	Max	9,5	11
	Mittelwert	7,8	9,1
	Median	7,7	8,7
	Stabw	0,76	0,90
	n	16	19
20	Min	5,9	6,4
	Max	9,5	9,6
	Mittelwert	7,7	8,1
	Median	7,9	8,1
	Stabw	1,35	0,89
	n	7	11
18	Min	6,8	7,0
	Max	9,2	10,9
	Mittelwert	7,9	9,2
	Median	7,9	9,2
	Stabw	0,77	0,95
	n	18	15
14	Min	6,6	7,7
	Max	9,6	10,8
	Mittelwert	8,0	9,0
	Median	7,9	9,1
	Stabw	0,70	0,87
	n	35	25
17	Min	5,5	6,5
	Max	9,8	11,4
	Mittelwert	8,2	9,3
	Median	8,4	9,4
	Stabw	0,95	0,93
	n	25	43
A	Min	7,4	9,0
	Max	10,0	11,2
	Mittelwert	8,8	10,1
	Median	8,5	10,2
	Stabw	0,88	0,69
	n	13	9
B	Min	7,2	6,8
	Max	10,9	10,9
	Mittelwert	8,9	9,3
	Median	8,7	9,4
	Stabw	1,05	0,91
	n	45	42

Die KRL von Männchen bewegten sich zwischen 55 und 109 mm, die der Weibchen zwischen 64 und 114 mm. Insgesamt waren die Weibchen signifikant größer als die Männchen (Student-T-Test; $T = -8,45$; $p < 0,001$)

Zwischen den Männchen gab es nur zwischen den Jahren 2004 und 2006 sowie 2005 und 2006 signifikante Unterschiede (einfaktorielle ANOVA: $F = 15,16$, $p < 0,001$ mit Hochberg-Post-Hoc-Test). Bei den Weibchen unterschieden sich die Tiere zwischen allen Jahren (einfaktorielle ANOVA: $F = 34,57$, $p < 0,001$ mit Hochberg-Post-Hoc-Test).

Ein Test der einzelnen Gewässer ergab kein eindeutiges Bild. In einzelnen Gewässern zeigte sich eine Abweichung innerhalb der Jahre.

In der Mehrzahl der Gewässer konnte über die Untersuchungsjahre hinweg ein Anstieg der durchschnittlichen Körpergrößen bei den Weibchen (Gew. 17; $R = 0,447$; $p = 0,03$ / Gew. 20; $R = 0,806$; $p = 0,005$ / Gew. B; $R = 0,626$; $p < 0,001$) und bei zwei Gewässern auch bei den Männchen festgestellt werden (Gew. 20; $R = 0,923$; $p = 0,009$ / Gew. B; $R = 0,454$; $p = 0,002$).

5.5.2 Körpermassen

Analog zu den Kopf-Rumpf-Längen werden auch die Körpermassen dargestellt (Tab. 5.12). Sie ermöglichen – in Kombination mit den KRL – Aussagen zur Fitness adulter Tiere (s. u.) und können Hinweise auf die Ernährungssituation und damit Qualität des Lebensraumes geben (vgl. Kapitel 7.7.1).

Tab. 5.12: Körpermassen (in g) adulter *T. cristatus* im Untersuchungsgebiet. Stabw = Standardabweichung, n = Stichprobengröße

		Männchen				Weibchen			
		2004	2005	2006	gesamt	2004	2005	2006	gesamt
1	Min.	5,7	3,4	4,9	3,4	5,8	4,1	4,5	4,1
	Max.	11,2	12,9	9,4	12,9	14,8	17,3	15,0	17,3
	Mittelw.	8,1	7,4	7,2	7,6	9,7	9,8	9,4	9,8
	Median	7,6	7,4	6,6	7,4	9,8	9,8	11,2	9,8
	Stabw	1,41	2,17	1,53	1,89	1,97	3,00	3,94	2,86
	n	49	72	12	133	38	96	12	147
14	Min.	-	4,3	4,6	4,3	-	5,8	5,0	5,0
	Max.	-	12,7	11,4	12,7	-	13,5	11,0	14,5
	Mittelw.	-	7,4	6,7	7,0	-	8,7	7,2	7,9
	Median	-	7,3	6,4	6,8	-	7,9	6,8	7,6
	Stabw	-	1,84	1,39	1,63	-	2,28	1,57	2,03
	n	11	60	55	126	3	35	42	80
17	Min.	4,2	3,5	4,1	3,5	5,5	3,2	4,1	3,2
	Max.	11,0	9,9	10,7	11,0	10,1	14,9	14,8	14,9
	Mittelw.	6,8	6,7	7,3	6,7	6,9	8,6	9,4	8,7
	Median	6,3	6,8	7,6	6,8	6,5	8,5	9,6	8,5
	Stabw	1,81	1,52	1,66	1,80	1,48	1,96	2,13	2,00
	n	25	72	35	139	15	416	53	481
18	Min.	4,4	3,8	5,7	3,8	4,9	4,8	5,4	4,8
	Max.	10,9	12,7	10,0	12,7	9,8	18,7	12,7	18,7
	Mittelw.	7,1	7,8	6,9	7,5	7,7	10,2	8,4	9,4
	Median	7,0	7,9	6,6	7,3	7,8	10,1	8,7	9,5
	Stabw	1,68	1,64	1,48	1,94	1,53	2,30	2,22	2,50
	n	30	69	15	114	15	68	10	95
20	Min.	3,0	3,0	-	3,0	3,3	4,1	-	3,3
	Max.	7,0	10,7	-	10,7	7,8	14,8	-	14,8
	Mittelw.	5,5	6,5	-	6,1	5,6	8,7	-	7,4
	Median	5,8	6,5	-	6,0	6,0	8,4	-	7,8
	Stabw	1,47	2,86	-	1,99	1,13	2,40	-	2,4
	n	8	5	5	17	15	38	5	58
A	Min.	-	5,0	5,6	5	-	5,8	4,6	4,6
	Max.	-	11,3	12,4	12,4	-	13,8	12,5	13,8
	Mittelw.	-	8,0	8,1	8,0	-	10,4	9,5	10,1
	Median	-	7,7	8,0	7,8	-	10,3	9,5	10,2
	Stabw	-	1,77	2,07	1,83	-	2,05	2,71	2,27
	n	0	37	14	51	0	26	11	37
B	Min.	3,4	3,2	4,3	3,2	4,2	4,1	5,4	4,1
	Max.	12,0	13,7	13,3	13,7	12,5	15,1	16,0	16,0
	Mittelw.	8,3	7,4	8,1	7,8	9,4	8,9	9,7	9,3
	Median	9,8	7,4	8,2	7,8	9,8	8,4	9,4	9,0
	Stabw	2,84	1,80	2,10	2,02	3,02	2,09	2,35	2,23
	n	9	74	53	136	6	95	60	161

Wie zu erwarten, waren die Weibchen auch signifikant schwerer als die Männchen (Student-T-Test $t=-7,476$; $p < 0,001$). Zwischen den einzelnen Jahren waren weder bei Weibchen noch bei Männchen signifikante Unterschiede festzustellen.

5.6.3 Konditionsindex

Sowohl die Kopf-Rumpf-Längen als auch die Körpermassen stellen nur ein grobes Maß für die individuelle Konstitution des jeweiligen Tieres dar (ELBING 2001). Erst wenn man diese beiden Parameter als Konditionsindex zusammenfasst, sind Vergleiche zwischen unterschiedlichen Individuen, Altersklassen, Geschlechtern, Populationen oder Untersuchungsjahren möglich. Die so ermittelten Konditionsindices sind in Tabelle 5.12 dargestellt.

Tab. 5.12: Konditionsindizes der Kammolche im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2004-2006.
Stabw = Standardabweichung, n = Stichprobengröße

		Männchen	Weibchen
		2004-2006	2004-2006
1	Min	8,5	6,8
	Max	27,6	22,8
	Mittelwert	16,1	13,2
	Median	15,2	13,3
	Stabw	4,95	4,43
	n	16	19
20	Min	7,1	8,2
	Max	23,2	17,0
	Mittelwert	14,9	12,8
	Median	13,7	12,6
	Stabw	5,63	3,19
	n	7	11
18	Min	7,5	8,3
	Max	22,7	18,8
	Mittelwert	14,4	12,8
	Median	14,4	12,6
	Stabw	4,04	3,04
	n	18	15
14	Min	8,5	6,9
	Max	22,3	17,2
	Mittelwert	14,0	11,0
	Median	13,0	11,1
	Stabw	3,34	2,70
	n	35	25
17	Min	3,7	7,6
	Max	32,7	20,6
	Mittelwert	13,7	11,8
	Median	12,7	11,6
	Stabw	5,71	2,60
	n	25	43
A	Min	8,5	8,0
	Max	17,0	12,5
	Mittelwert	11,6	9,9
	Median	11,2	9,4
	Stabw	2,31	1,50
	n	13	9
B	Min	7,7	5,9
	Max	22,7	28,9
	Mittelwert	12,0	12,5
	Median	11,3	11,0
	Stabw	3,19	4,78
	n	45	42

Die Weibchen wiesen einen signifikant niedrigeren Konditionsindex auf als die Männchen (Student-T: $t = 3,583$; $p < 0,001$). Ebenfalls hatten die Männchen des Jahres 2006 einen niedrigeren Konditionsindex als die der Jahre 2004 und 2005. Die Jahre 2004 und 2005 unterschieden sich nicht (einfaktorielle ANOVA: $F = 14,183$, $p < 0,001$ mit Hochberg-Post-Hoc-Test). Gleiches gilt für die Weibchen (einfaktorielle ANOVA: $F = 69,797$, $p < 0,001$ mit Games-Howell-Post-Hoc-Test).

5.6 Individuenbasierte Auswertung

Von März 2004 bis September 2006 wurden insgesamt 3.132 Fänge von adulten Kammolchen getätigt und das ventrale Bauchmuster festgehalten. Hinter diesen Fängen verbergen sich 2.419 verschiedene Individuen. Abbildung 5.13 zeigt die Häufigkeit, mit der diese Individuen gefangen wurden. Insgesamt wurden 396 Tiere mehr als einmal gefangen; hiervon wurde ein Tier 15-mal dokumentiert.

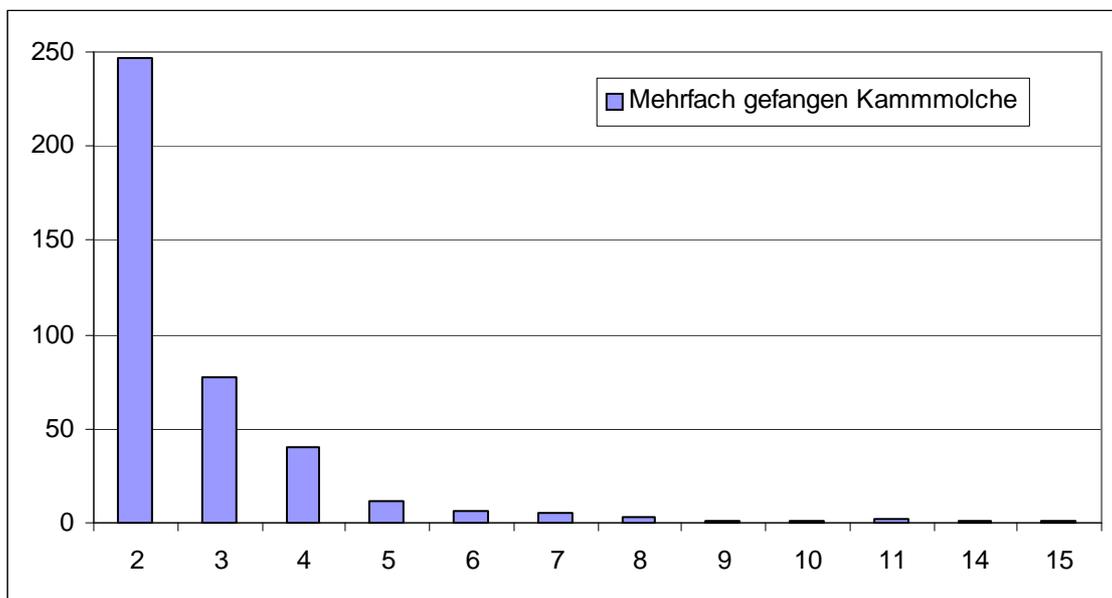


Abb. 5.23: Häufigkeit, mit der adulte Kammolch-Individuen gefangen wurden.

5.6.1 Individuelle Gewichtsveränderung

Bei Tieren, die während des Untersuchungszeitraumes mehr als einmal gefangen und gewogen wurden ($n= 281$), konnte die individuelle Gewichtsveränderung für den jeweiligen Zeitraum ermittelt werden.

Tab. 5.12: Individuelle Gewichtsveränderung pro Tag der Kammolche im Untersuchungsgebiet, Stabw. = Standardabweichung, n = Stichprobengröße

Gew.		Männchen	Weibchen
1	Min.	-1,15	-1,7
	Max.	1,2	0,5048
	Mittelwert	-0,0063	-0,0484
	Median	-0,0058	0
	Stabw	0,3045	0,2701
	n	69	84
18	Min.	-0,2	-1,95
	Max.	0,24706	0,3636
	Mittelwert	-0,0236	-0,1463
	Median	-0,038	-0,0327
	Stabw	0,1267	0,5637
	n	15	14
B	Min.	-0,5	-0,5333
	Max.	0,05	1,3333
	Mittelwert	-0,1004	-0,031
	Median	-0,0221	1,3333
	Stabw	0,1622	0,3572
	n	16	21

Im Mittel verlieren beide Geschlechter während des Wasseraufenthaltes etwas an Gewicht – die Weibchen allerdings mehr als die Männchen (Student-T: $t = 3,583$; $p < 0,001$). Eine Ausnahme bilden die Tiere in Gewässer B (Greiffenhorstpark Ost).

5.6.2 Aufenthaltsdauer im Gewässer bzw. Dauer der Laichperiode

Der Jahresgang der Aktivität des Kammolches lässt sich grob in eine Gewässerphase von Frühjahr bis Sommer und eine Landphase von der Abwanderung im Sommer bis zur Anwanderung im nächsten Frühjahr unterteilen (BLAB 1986, MÜLLNER 1991). Abbildung 5.6 zeigt die Aufenthaltsdauer im Gewässer und damit die Dauer der Laichperiode. Sie kann in der vorliegenden Untersuchung nur anhand der frühesten und spätesten Fangtermine als maximale Aufenthaltsdauer im Gewässer abgeschätzt werden. Ein Vergleich der Geschlechter ist dennoch interessant.

Tab. 5.13: Mindestaufenthaltsdauer im Gewässer in Tagen.

Gew.		Männchen	Weibchen
1	Min.	3	2
	Max.	79	80
	Mittelwert	34,7	32,9
	Median	31	32
	Stabw	20,2	22,1
	n	45	58
14	Min.	2	1
	Max.	61	52
	Mittelwert	22,4	23,9
	Median	21	26
	Stabw	18,2	18,2
	n	14	
18	Min.	2	2
	Max.	67	53
	Mittelwert	24,4	24,3
	Median	15	22
	Stabw	21,3	15,0
	n	23	26
B	Min.	2	2
	Max.	66	76
	Mittelwert	24,6	23,0
	Median	17,5	18
	Stabw	20,2	18,2
	n	44	69

Unterschiede zwischen den Geschlechtern konnten nicht festgestellt werden. Die Unterschiede zwischen den Gewässern erklären sich aus den unterschiedlichen Fangwahrscheinlichkeiten und haben vermutlich methodischen und keinen biologischen Hintergrund.

5.6.3 Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten

Diese drei wichtigen ökologischen Parameter werden hier beispielhaft für Gewässer 1 (2004 – 2006) und für den Greiffenhorstpark angegeben.

Wiederfangraten

Die Wiederfangraten ergeben sich aus dem Quotienten der Tiere, die im jeweiligen Jahr als Wiederfänge aus dem Vorjahr angesprochen werden können, und der Zahl der Tiere, die insgesamt im Vorjahr registriert werden konnten. In den Jahren 2004 - 2006 wurden insgesamt 208 Individuen (95 Männchen und 113 Weibchen) fotografisch erfasst. Von diesen konnten 30 (10 Männchen und 20 Weibchen) im jeweils darauffolgenden Frühjahr wiedergefangen werden. Dies entspricht einer Quote von 14,4 % (10,5 % für Männchen und 17,7 % für Weibchen).

Die Wiederfangraten für den gesamten Untersuchungszeitraum sind in Tabelle 5.14 dargestellt.

Wiederkehr- bzw. Überlebensraten

Die Wiederkehrrate ist die Wiederfangrate korrigiert mit der Fangeffektivität. Das heißt, hier sind alle Tiere berücksichtigt, die sich im Gewässer aufhalten, unabhängig davon, ob sie mit den Fangmethoden erfasst wurden oder nicht.

Wiederkehrrate von einem auf das andere Jahr

Die Gesamtüberlebensrate ergibt sich aus dem Anteil der Laichpopulation, der als Wiederfänge aus dem Vorjahr identifiziert werden konnte. Von den Tieren, die im Jahr 2000 gefangen wurden, konnten in den drei Folgejahren Wiederfänge verzeichnet werden.

Tab. 5.14: Wiederfang- und Wiederkehrtrate an Gewässer 1

	2004-2005	2004-2006	2005-2006
Männchen gesamt	23	23	49
davon im folgenden Jahr wiedergefangen	5	1	4
Wiederfangrate in %	21,7	4,4	8,2
Fangwahrscheinlichkeit	51,3	93,5	93,5
Wiederkehrtrate in %	42,3	4,7	8,8

Weibchen gesamt	23	23	67
davon im folgenden Jahr wiedergefangen	12	2	6
Wiederfangrate in %	52,2	8,7	9
Fangwahrscheinlichkeit	52,1	96,6	96,6
Wiederkehrtrate in %	99,8	9,0	9,3

Auffällig ist die extrem hohe Wiederkehrtrate der Weibchen an Gewässer 1 von 2004 nach 2005. Ansonsten sind keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern festzustellen.

Tab. 5.1.5: Wiederfang- und Wiederkehrtraten an den Gewässern A und B

		Männchen	Weibchen
		2005 - 2006	2005 - 2006
A	gefangene Individuen	11	11
	davon im jeweiligen Jahr wiedergefangen	1	1
	Wiederfangrate in %	9,1	9,1
	Fangwahrscheinlichkeit	77,3	65,5
	Wiederkehrtrate in %	11,8	13,9

B	gefangene Individuen	137	145
	davon im jeweiligen Jahr wiedergefangen	4	3
	Wiederfangrate in %	2,9	2,1
	Fangwahrscheinlichkeit	58,9	43,6
	Wiederkehrtrate in %	4,9	4,8

Von 2005 nach 2006 fiel die Wiederkehrtrate an allen Gewässern und bei beiden Geschlechtern sehr gering aus.

5.7 Ausbreitungsökologie - Kammolche im Landlebensraum

Erkenntnisse über die Ausbreitungsökologie einer Art sind wichtig, um zu verstehen, wie neue Habitate durch diese Art besiedelt werden können und so räumliche und genetische Isolation zwischen einzelnen Populationen verhindert wird. Durch das Projektdesign ergibt sich die Möglichkeit einer nach Geschlechtern sowie Altersstufen differenzierten Darstellung des Individuenaustauschs zwischen verschiedenen Gewässern, der Besiedlung neu angelegter Gewässer und nicht zuletzt individueller Wanderleistungen der Kammolche.

5.7.1 Besiedelung neuer Standorte

Im Jahr 2003 wurde von der Stadt Krefeld ein ca. 500m² großes Gewässer angelegt.

Tab. 5.16: Neu angelegte Gewässer und Jahr der natürlichen Besiedelung durch Kammolche

Gewässernummer	Jahr der Anlage	Jahr der Besiedelung	Distanz zum nächsten bekannten Kammolchvorkommen
21	2003	2004	< 100 Meter

Schon im ersten Jahr nach der Anlage wurde das Gewässer von adulten Tieren besiedelt. Zudem konnte eine ungewöhnlich hohe Dichte an Larven verzeichnet werden (vgl. Kap. 6.1.11).

5.7.2 Gewässerwechsler während der Laichperiode

Die beiden Kleingewässer an der Kurkölner Straße (Gewässer 1a und 1b) liegen je nach Wasserstand an der engsten Stelle zwischen drei und sieben Meter voneinander entfernt. Eine genaue Beschreibung der Gewässer findet sich in Kapitel 1.3.

Tabelle 5.17 zeigt, welcher Anteil der Population während der Laichphase zwischen den Gewässern wechselte. Im Jahr 2004 war der Wasserstand so niedrig, dass Gewässer 1b nicht von Kammolchen besiedelt war. Deshalb liegen Ergebnisse zu den Gewässerwechslern nur aus den beiden Folgejahren vor.

Tab. 5.17: Anteil der Population, der 2005 und 2006 während der Laichperiode das Gewässer gewechselt hat

	2005		2006	
	Männchen	Weibchen	Männchen	Weibchen
Fänge	114	147	44	53
Individuen	45	60	18	20
Mehrfach gefangene Individuen	26	36	12	12
davon gewechselt	11	17	4	6
Anteil	42,3 %	47,2 %	33,3 %	50 %
Wiederfänge insgesamt	69	89	26	37
davon gewechselt	19	25	9	12
Anteil	27,5 %	28,1 %	34,6 %	32,4 %

Im Jahr 2005 wechselten je ein Männchen und ein Weibchen bis zu dreimal zwischen den Gewässern. 2006 wechselte ein Männchen fünfmal und ein Weibchen dreimal das Gewässer.

5.7.3 Laichplatztreue ohne Laichplatz? Kammolchfänge im Bereich der ehemaligen Abgrabungsgewässer

Tabelle 5.18 zeigt die Anzahl der Kammolchfänge im Bereich der ehemaligen Anreicherungsbecken.

Tab. 5.18: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung

Art	Männchen	Weibchen
Kammolch	11	8

Bei zehn Kontrollen von 20 Brettern wurden insgesamt 19 adulte Kammolche auf diesem Gelände nachgewiesen.

5.8 Bewertung der Habitatqualität

Im Folgenden soll der „Habitat Suitable Index“ (HSI) nach OLDHAM et al. (2000) für alle untersuchten Gewässer bestimmt werden. Er dient als wichtige Grundlage für die Empfehlung von Naturschutzmaßnahmen (vgl. Kapitel 8). Die Schlüsselfaktoren, die nach diesen Autoren in die Auswertung eingehen, werden im Folgenden kurz beschrieben.

Ausführliche Beschreibungen der Gewässer unter der Berücksichtigung der Habitat - Indices finden sich in den Kapiteln 2 und 6.

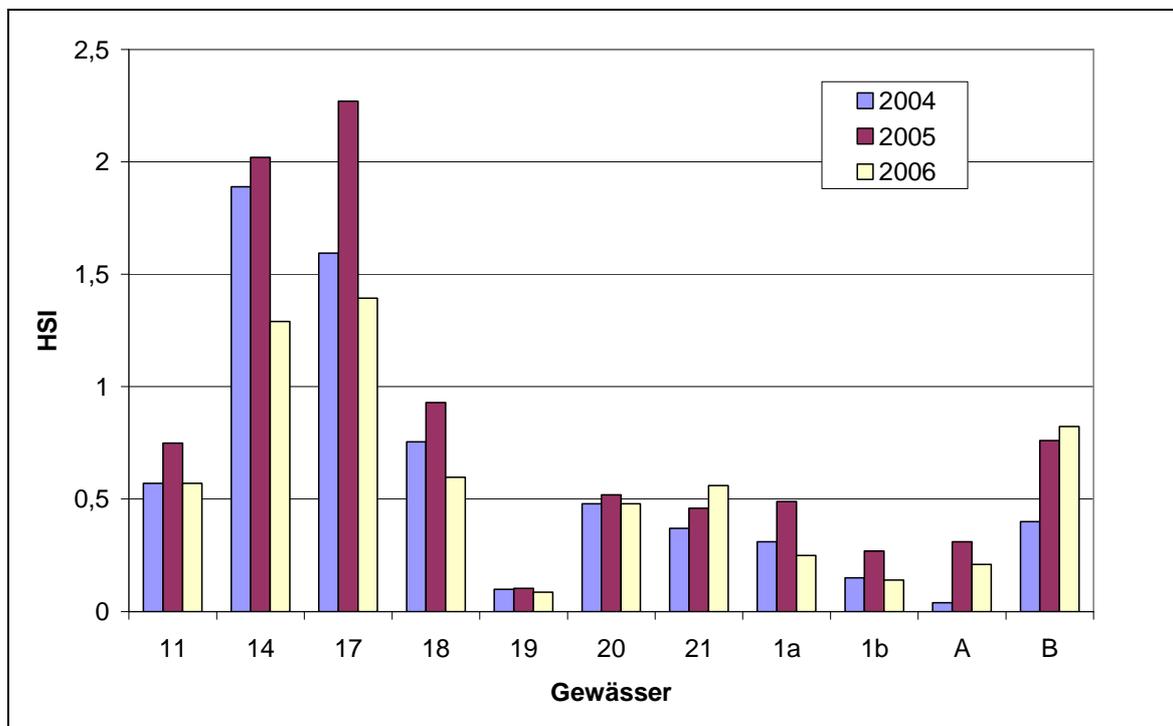


Abb. 5.124: Veränderung der Habitatqualität (HSI) an den Untersuchungsgewässern in den Jahren 2004-2006

Es ist deutlich zu sehen, dass die Gewässer 14 und 17 am besten für den Kammolch geeignet sind. Vor allem in Bezug auf die Gewässergröße, den Beschattungsgrad, fehlendes Fischvorkommen und die Wasserqualität sind diese Gewässer als annähernd optimal zu bezeichnen.

5.8.1 Zusammenhang zwischen Habitatbewertung und Populationsgröße

Um die praktische Bedeutung der Habitatbewertung herauszufinden, wurde anhand der untersuchten Gewässer getestet, ob in den Gewässern mit einem höheren HSI auch tatsächlich mehr Kammolche vorkamen. Abbildung 5.15 veranschaulicht diese Ergebnisse.

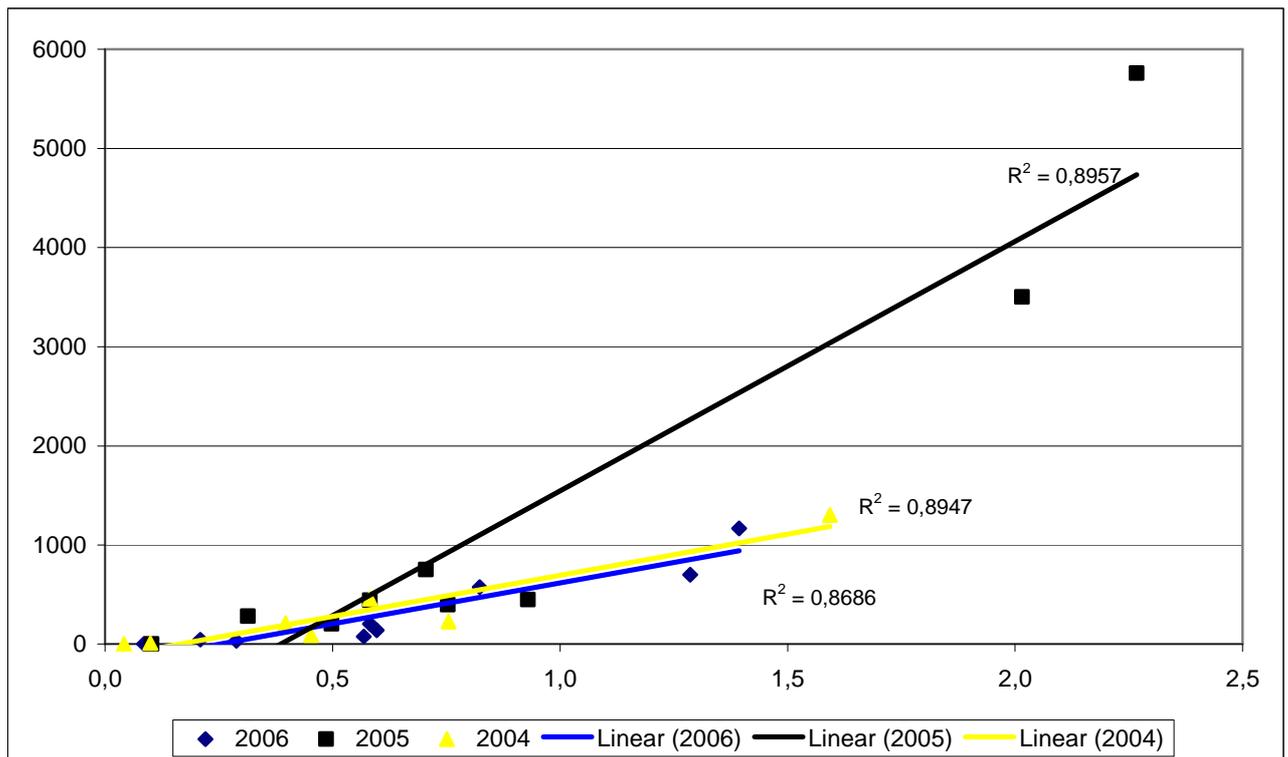


Abb. 5.15: Zusammenhang zwischen HSI und Anzahl erwachsener Kammolche

Es zeigt sich eine signifikante, positive Korrelation zwischen dem HSI und der Anzahl erwachsener Kammolche (lineare Regression $R=0,801$; $F=39,483$; $p<0,001$).

5.9 Gefährdungsanalyse und Aussterberisiko

GRIFFITHS & WILLIAMS (2000 und 2001) haben als erste eine Populations-Gefährdungsanalyse (Population Viability Analysis, PVA) beim Kammolch versuchsweise durchgeführt. In der vorliegenden Arbeit wurden die Ergebnisse dieser Analyse auf die Populationen der untersuchten Gewässer in Krefeld- Linn angewendet. So können das Gefährdungspotenzial abgeschätzt, eine langfristige Prognose im Hinblick auf die Erhaltung des Kammolches im Untersuchungsgebiet gestellt und somit die durchgeführten Maßnahmen abschließend bewertet werden.

5.10 Genetik

5.10.1 FST-Werte

In Tabelle 5.19 sind die paarweisen FST-Werte der untersuchten Populationen dargestellt.

Tab. 5.19: Paarweise FST-Werte zwischen den untersuchten Gewässern

Paarweise FST-Werte zwischen den Gewässern											
Gewässer	11	14	17	18	20	1	Bonn-5308Ib	A	B west	B ost	Bonn-I85
11	0										
14	-0.00182	0									
17	0.01173	0.00607	0								
18	0.00464	0.00461	-0.00209	0							
20	-0.00619	0.00011	0.00742	0.01103	0						
1	0.03056	0.02765	0.01783	0.01161	0.03781	0					
Bonn5308Ib	0.04380	0.03541	0.04132	0.03610	0.04862	0.04029	0				
A	0.01046	0.00762	-0.00408	0.00316	0.01288	0.02582	0.05111	0.00000			
B1	0.00018	-0.00168	0.00401	-0.00135	-0.00177	0.01810	0.04552	-0.00100	0.00000		
B3	0.00060	0.00483	0.00257	0.00301	-0.00466	0.02554	0.04989	0.00114	-0.00428	0.00000	
BonnI85	0.04527	0.04590	0.05011	0.04341	0.05333	0.06367	0.00716	0.06284	0.05798	0.05488	0

Die FST-Werte grenzen die Krefelder Gewässer-Populationen deutlich von denen aus der Umgebung von Bonn ab (FST-Werte liegen zwischen 0.036 und 0.063). Zum anderen wird aber auch deutlich, dass der Genfluß zwischen den Krefelder Populationen zum Teil deutlich eingeschränkt ist, wie z. B. zwischen Gewässer 14 und 1 mit einem FST-Wert von rund 0.028, die zum Teil dem gleichen Niveau entsprechen wie Distanzen zwischen den Krefelder Populationen und Bonner Populationen.

5.10.2 Bottleneck

Tabelle 5.20 zeigt die Ergebnisse des Tests auf einen genetischen Bottleneck.

Tab. 5.20: Ergebnis des Tests auf einen genetischen Bottleneck. Gewässer A und 17

Gewässernummer	Ergebnisse WILCOXON TEST; Probability (two tails for H excess or deficiency)	Anzahl
11	0.84375	56
14	0.43750	76
17	0.01563	70
18	0.43750	44
20	0.10938	28
1	0.84375	66
A	0.04688	42
B1	0.15625	92
B3	1.00000	62
BonnI85c	0.43750	66
Bonn5308Ib	0.10938	32

Bei dem Test auf einen genetischen Bottleneck zeigten die Gewässer 17 (Anreicherungsbecken 1) und A (Greiffenhorstpark West) einen deutlichen Heterozygoten-Überschuß, was als Anzeichen für einen signifikanten genetischen Bottleneck gesehen werden kann ($\alpha < 0.05$).

6. Ergebnisse: Praktischer Teil

Im Folgenden werden die Ergebnisse aller relevanten Untersuchungen nach Gewässern sortiert vorgestellt. Ziel ist es, einen möglichst umfassenden Überblick über die Zusammensetzung und relativen Häufigkeiten der Amphibienpopulationen und über die wichtigsten ökologischen Parameter, die mit diesen zusammenhängen, zu gewinnen.

6.1 Die Kleingewässer im Naturschutzgebiet Latumer Bruch

6.1.1 Kleingewässer Kurkölner Str. (Gewässer 1a und 1b)

In den Jahren 2004 und 2006 war das kleinere der beiden Gewässer (Nr. 1b) schon im Mai nahezu ausgetrocknet und bot keine Möglichkeiten für Reproduktionserfolg. Da beide Gewässer nur wenige Meter auseinander liegen und die Kammolche innerhalb einer Laichperiode teilweise mehrfach zwischen den Gewässern wechselten (vgl. Kap. 5.7.2), werden sie hier zusammen vorgestellt.

Tabelle 6.1 zeigt, wie intensiv die beiden Gewässer in drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.1: Erfassungsintensität an den Gewässern 1a und 1b von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Fallenanzahl
1a	2004	23	8
1a	2005	39	8
1a	2006	42	7
<hr/>			
1b	2004	7	4
1b	2005	39	4
1b	2006	30	3,8

Im ersten Untersuchungsjahr musste zunächst festgestellt werden, in welchen Gewässern Kammolche vorkommen. Erst in den beiden Folgejahren konnte die Untersuchung auf diese Gewässer konzentriert werden.

Tab. 6.2: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 1a, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad	ad	ad	E	E	E	L	L	L
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	12	18	15	0	0	0	8	22	14
Grünfrösche	165	184	122	0	0	0	199	212	80

Art	M	M	M	W	W	W	L	L	L
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	27	181	221	20	164	216	17	32	1
Teichmolch	60	653	414	27	241	326	18	19	4
Kammolch	59	69	28	44	91	38	7	8	0

Tab. 6.3: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 1b, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	Adulti			Eier			Larven		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grünfrösche	0	68	38	0	28	0	0	0	0

Art	Männchen			Weibchen			Larven		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	18	330	219	17	226	212	20	45	0
Teichmolch	32	302	227	8	190	175	10	12	0
Kammolch	3	64	18	4	72	27	36	49	0

Grünfrösche, Berg-, Teich- und Kammolch kamen in beiden Gewässern relativ häufig vor. Nur die Erdkröte besaß relativ geringe Abundanzen. Besorgniserregend ist jedoch der recht starke Bestandseinbruch beim Kammolch im Jahr 2006 (Abb. 6.1).

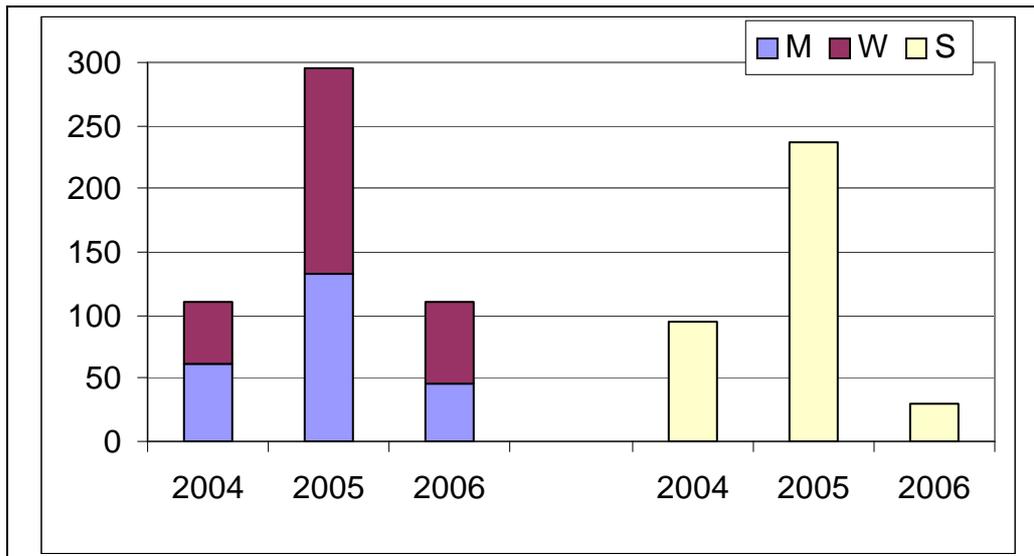


Abb. 6.1: Fänge adulter Kammolche von 2004 bis 2006 an Gewässer 1a und 1b. M = Männchen, W = Weibchen, S = Subadulte

Auch wenn 2004 weniger Tiere gefangen wurden als im Jahr 2006, zeigen die Fang-Wiederfangergebnisse (vgl. Kap. 5.1), dass die tatsächliche Populationsgröße im letzten Untersuchungsjahr am geringsten war.

In den Tabellen 6.4 und 6.5 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.4: Bewertung der Habitateignung für den Kammolch für Gewässer 1a. SI = Suitable Index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 10 und 30m ²	0,4	0,5	0,4
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren	0,7	0,7	0,65
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 5 - 10%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,7	0,7	0,65
SI ₇	Fischvorkommen	hohe bis sehr hohe Dichte an Stichlingen (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	0,6	0,7	0,55
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,75	0,8	0,75
SI ₉	Geeignete Landhabitate	Naturschutzgebiet und Kleingartenanlagen, asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,65	0,65	0,65
SI ₁₀	Schwimblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 80 und 90%	0,9	0,9	0,9
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,31	0,49	0,25

Tab. 6.5: Bewertung der Habitateignung für den Kammolch für Gewässer 1b

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 10 und 30m ²	0,2	0,25	0,15
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung zweimal in den letzten drei Jahren	0,45	0,6	0,6
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentlich Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,8	0,8	0,75
SI ₇	Fischvorkommen	selten einige Stichlinge (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	0,8	0,8	0,8
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ² .	0,75	0,8	0,75
SI ₉	Geeignete Landhabitate	Naturschutzgebiet, asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,65	0,65	0,65
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 70 und 80%	0,9	0,9	0,9
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,15	0,27	0,14

Aufgrund der unterschiedlichen Wasserstände und der Zunahme der Population des Dreistacheligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*) variierte die Eignung des Lebensraumes für den Kammolch mit den Jahren. Insgesamt war sie an beiden Gewässern 2005 am höchsten.

6.1.2 Kleingewässer Lohbruchwiese (Gew. 2) und Lohbruchwiese – Grabenstau (Gew. 3)

Diese beiden Kleingewässer liegen in dem schmalen Ausläufer des Latumer Bruches. Beide waren nur sehr bedingt als Amphibiengewässer nutzbar. Die Tabellen 6.6 und 6.7 zeigen Erfassungsintensität und Fangergebnisse.

Tab. 6.6: Erfassungsintensität an den Gewässern 2 und 3 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Methode
2	2004	3	Keschern und Sichtbeobachtung
2	2005	3	Keschern und Sichtbeobachtung
2	2006	3	Keschern und Sichtbeobachtung
3	2004	3	Keschern und Sichtbeobachtung
3	2005	3	Keschern und Sichtbeobachtung
3	2006	3	Keschern und Sichtbeobachtung

Tab. 6.7: Ergebnisse der qualitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 2, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	2	0	1	0	0	0	0	0	0

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	6	8	0	2	1	0	0	0	0
Teichmolch	2	3	0	6	7	0	0	0	0
Erdkröte und Kammolch wurden nicht nachgewiesen									

Zwar kamen Grünfrösche, Berg- und Teichmolch in Gewässer 2 vor. Aufgrund der temporären Wasserführung und des niedrigen Wasserstandes ist aber davon auszugehen, dass es in keinem der drei Untersuchungsjahre zu Reproduktion kam.

Tab. 6.8: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 3, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	12	14	8
Grünfrösche	2	0	2	0	0	0	0	0	0
Keine Nachweise von Berg-, Teich- und Kammolch									

Grünfrösche und Erdkröte kamen in Gewässer 3 vor, Molche konnten nicht nachgewiesen werden. In Tabellen 6.9 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.9: Bewertung der Habitateignung für den Kammolch für Gewässer 2 und 3, SI = suitable index (vgl. Kap.4.1)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 2	Gew. 3
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 30 (Gew. 2) und 300m ² (Gew. 3)	0,25	0,4
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung häufig (Gew. 2) bzw. unwahrscheinlich (Gew. 3)	0,1	0,5
SI ₄	Wasserqualität	mäßig diverse Invertebratenfauna	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20% (Gew. 2), 50-70% (Gew. 3)	0,9	0,55
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,8	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine (Gew. 2), hohe Dichte an Stichlingen (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	1	0,7
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, asphaltierte Straße in 30m Entfernung	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	aufgrund des niedrigen Wasserstandes (Gew. 2) und des hohen Beschattungsgrades (Gew. 3) fast keine Vegetation vorhanden	0,3	0,3
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,02	0,08

Beide Gewässer waren in ihrem Zustand 2006 nicht für den Kammolch geeignet. Bei Gewässer 2 waren hierfür vor allem der frühe Austrocknungszeitpunkt und die geringe Größe verantwortlich.

6.1.3 Regenrückhaltebecken (Gewässer 4)

Dieses Gewässer konnte aufgrund des abgesperrten Geländes nur für jeweils einen relativ kurzen Zeitraum untersucht werden. Die Tabellen 6.10 und 6.11 zeigen Erfassungsintensität und Fangergebnisse an Gewässer 4.

Tab. 6.10: Erfassungsintensität an Gewässer 4 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen	Methode
4	2004	9	5	Unterwassertrichterfallen
4	2005	6	0	Keschern und Sichtbeobachtung
4	2006	3	0	Keschern und Sichtbeobachtung

Tab. 6.11: Ergebnisse der qualitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 4, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	1	0	0	0	0	0	24	18	40
Grünfrösche	15	8	12	0	0	0	28	17	0
keine Nachweise von Berg-, Teich- und Kammolch									

Zwar konnten nur Erdkröte und Grünfrösche in diesem Gewässer nachgewiesen werden. Aufgrund der ökologischen Parameter erscheint eine Ansiedlung aller drei Urodelenarten nach den Baumaßnahmen im Jahr 2006 recht wahrscheinlich. In Tabelle 6.12 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.12: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer 4, SI = suitable index (vgl. Kap.4.1)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 4
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 30 (Gew. 2) und 300m ² (Gew. 3)	0,7
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	keine Austrocknung aufgrund von Abdichtung	0,7
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, jedoch asphaltierte Gewässerumrandung	0,5
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	ca. 40%	0,6
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,57

6.1.4 Periodische Kleingewässer (Gewässer 5 und 6)

Diese beiden periodischen Kleingewässer liegen in wenigen Metern Entfernung zu beiden Seiten des Eltweges. Die Tabelle 6.13 und 6.14 zeigen Erfassungsintensität und Fangergebnisse an den Gewässern 5 und 6. Zu keinem der Begehungstermine erlaubte der Wasserstand den Einsatz von Kescher oder Unterwassertrichterfallen.

Tab. 6.13: Erfassungsintensität und Fangergebnisse an den Gewässern 5 und 6

Nr.	Jahr	Begehungen	Methode
4	2004	2	Sichtbeobachtung
4	2005	3	Sichtbeobachtung
4	2006	4	Sichtbeobachtung

Tab. 6.14: Ergebnisse der qualitativen Amphibienbestandserfassung an den Gewässern 5 & 6, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	2	1	4	0	0	0	0	0	0
keine Nachweise von Erdkröte, Berg-, Teich- und Kammolch									

Die Bezeichnung Gewässer war an diesen Standorten während des Untersuchungszeitraumes nicht zutreffend.

Tab. 6.15: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für die Gewässer 5 und 6, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.1)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 5	Gew. 6
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von meist 0 – 100m ²	0,4	0,4
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	nur kurzfristige Wasserführung im Frühjahr und teilweise im Herbst	0,15	0,15
SI ₄	Wasserqualität	gut bis sehr gut	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20% (Gew. 5), 40-60% (Gew. 6)	0,9	0,7
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	keine	1	1
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Im Untersuchungsgebiet beträgt die Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, asphaltierter Feldweg und Agrarland wenige Meter entfernt	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	aufgrund der kurzen Wasserführung keine Unterwasservegetation	0,2	0,2
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,05	0,04

Beide Gewässer können im jetzigen Zustand keinen Laichhabitat für den Kammolch bilden.

6.1.5 Talweg Bunker und periodische Kleingewässer / Fortführung. Lohbruchgraben (Gewässer 7 & 8)

Hierbei handelt es sich um rinnenförmige Vertiefungen, die nur periodisch wasserführend waren. Die Tabellen 6.16 und 6.17 zeigen Erfassungsintensität und Fangergebnisse an den Gewässern 7 und 8. Zu keinem der Begehungstermine erlaubte der Wasserstand den Einsatz von Kescher oder Unterwassertrichterfallen.

Tab. 6.16: Erfassungsintensität und Fangergebnisse an den Gewässern 7 und 8

Nr.	Jahr	Begehungen	Methode
7	2004	3	Sichtbeobachtung
7	2005	3	Keschern & Sichtbeobachtung
7	2006	3	Sichtbeobachtung
8	2004	3	Keschern & Sichtbeobachtung
8	2005	3	Keschern & Sichtbeobachtung
8	2006	3	Keschern & Sichtbeobachtung

Tab. 6.17: Ergebnisse der qualitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 7, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	0	2	2	0	0	0	0	0	0
keine Nachweise von Erdkröte , Berg-, Teich- und Kammolch									

Die Bezeichnung Gewässer war an diesen Standorten während des Untersuchungszeitraumes nicht zutreffend.

Tab. 6.18: Bewertung der Habitateignung für den Kammolch für die Gewässer 7 und 8, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 7	Gew. 8
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von meist 0 – 100m ²	0,4	0,3
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Relativ früher Austrocknungszeitpunkt	0,5	0,4
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 70-80%	0,6	0,5
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentliche Besuche von Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)	0,9	0,9
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, asphaltierter Feldweg und Agrarland wenige Meter entfernt	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	Geringer Anteil an Vegetation	0,4	0,3
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,19	0,07

Die geringe Größe, der hohe Beschattungsgrad und der geringe Anteil an Unterwasservegetation stellten an beiden Gewässern die größten Beeinträchtigungen für *T. cristatus* dar.

6.1.6 Talweg 2 und Kleingewässer Graben V (Gewässer 9 & 10)

Tabelle 6.19 zeigt, wie intensiv diese beiden Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.19: Erfassungsintensität an den Gewässern 9 und 10 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Methode
9	2004	3	Keschern & Sichtbeobachtung
9	2005	3	Keschern & Sichtbeobachtung
9	2006	3	Keschern & Sichtbeobachtung
10	2004	3	Keschern & Sichtbeobachtung
10	2005	3	Keschern & Sichtbeobachtung
10	2006	3	Keschern & Sichtbeobachtung

Tab. 6.20: Ergebnisse der qualitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 9, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	0	0	0	7	5	8	200	400	200
Grünfrösche	4	18	7	0	0	0	0	0	0

Tab. 6.21: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 9, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	0	3	0	0	1	0	0	0	0
Teichmolch	0	7	0	0	4	0	0	0	0
Kammolch	0	2	1	1	0	2	0	0	0

Trotz der geringen Erfassungsintensität konnten alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten an diesem Gewässer nachgewiesen werden.

Tab. 6.22: Ergebnisse der qualitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 9, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	0	0	0	2	2	6	150	100	200
Grünfrösche	0	2	2	0	0	0	0	0	0

Tab. 6.23: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 10, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	1	1	0	0	2	1	0	0	0
Teichmolch	05	7	8	2	4	6	0	0	0
Kammolch	1	2	0	0	1	1	0	0	0

Auch an diesem Gewässer konnten alle fünf Amphibienarten nachgewiesen werden.

In den Tabellen 6.24 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.24: Bewertung der Habitategnung für den Kammolch für Gewässer 9 und 10, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 9	Gew. 10
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 300m ² (Gew. 9), bzw. zwischen 800 und 1500m ² (Gew. 10)	0,7	0,9
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung relativ unwahrscheinlich	0,75	0,7
SI ₄	Wasserqualität	gut bis sehr gut	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,75	0,75
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ² .	0,75	0,75
SI ₉	Geeignete Landhabitate	Naturschutzgebiet, extensive Nutzung, Feldweg in 40m Entfernung	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 20 und 40%	0,5	0,5
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,72	0,86

Beide Gewässer wiesen eine relativ gute Habitatqualität für den Kammolch auf.

6.17 Latumer Bruchweg (Gewässer 11)

Dieses vollständig besonnte Gewässer wurde 1999 künstlich angelegt.

Tabelle 6.25 zeigt wie intensiv die beiden Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.25: Erfassungsintensität an Gewässer 11 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Fallenanzahl
11	2004	18	7
11	2005	36	7
11	2006	36	7

2004 wurde an Gewässer 11 erst Mitte Mai mit der Untersuchung begonnen, da zunächst andere Gewässer im Fokus der Untersuchung standen.

Tab. 6.26: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 11, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Erdkröte	0	25	18	0	0	0	2250	4500	3884
Grünfrösche	35	42	29	2	4	3	484	684	334

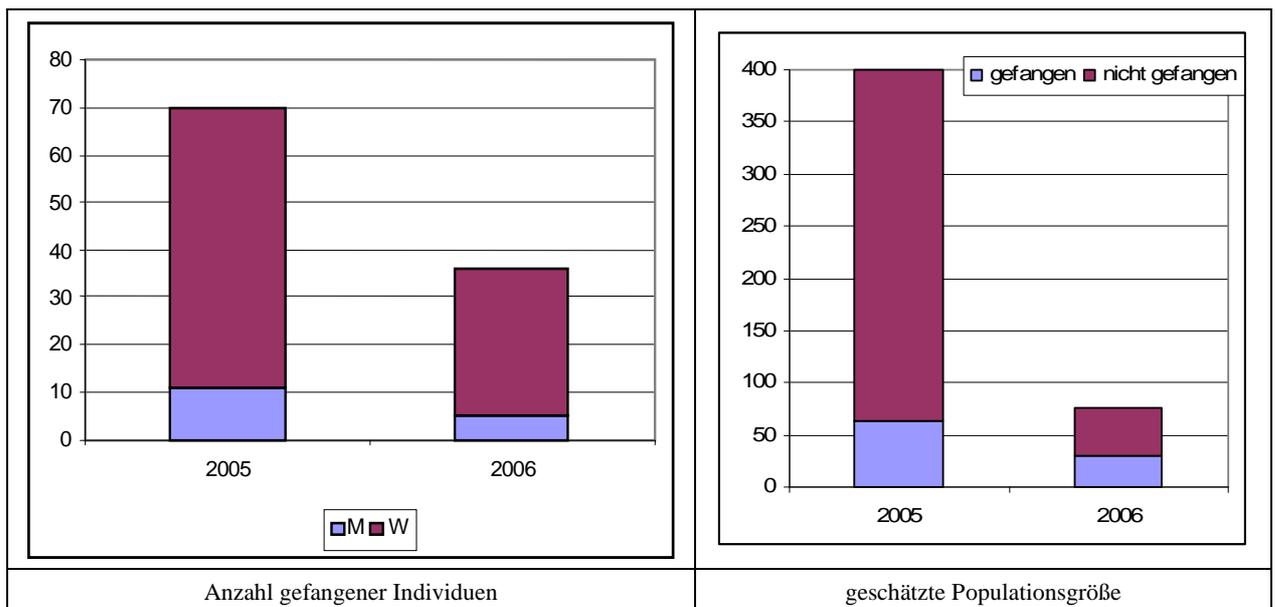
Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	0	27	100	8	90	108	7	3	2
Teichmolch	13	379	391	13	334	372	86	53	40
Kammolch	1	11	5	0	59	31	22	21	8

In den Tabellen 6.27 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.27: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer 11, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 500 – 1000m ²	0,7	0,75	0,7
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	keine Austrocknung möglich	0,6	0,6	0,6
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), viele Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)	0,7	0,75	0,7
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,65	0,75	0,65
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, schwach befahrener Feldweg in 40m Entfernung	0,7	0,7	0,7
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 50 und 70%	0,7	0,7	0,7
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,57	0,75	0,57

Die größere Trockenheit in den Jahren 2004 und 2006 wirkte sich auf die Faktoren SI₂ und SI₈ negativ aus.

**Abb. 6.2: Fangzahlen und geschätzte Populationsgröße von *T. cristatus* an Gew. 11 von 2005 - 2006**

Auch an diesem Gewässer war die Kammolchpopulation im Jahr 2006 deutlich kleiner als 2005.

6.1.8 Talweg Bombenloch (Gewässer 12)

Dieses vollständig besonnte Gewässer wurde 1999 künstlich angelegt.

Tabelle 6.28 zeigt, wie intensiv die beiden Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.28: Erfassungsintensität an Gewässer 12 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Fallenanzahl	Methode
12	2004	6	3	Unterwassertrichterfallen
12	2005	7	0	Keschern & Sichtbeobachtung
12	2006	5	0	Keschern & Sichtbeobachtung

Tab. 6.29: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 12, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	1	3	0	3	2	0	0	0	0
Teichmolch	2	1	0	0	2	0	0	0	0
Erdkröte und Kammolch wurden nicht nachgewiesen									

In den Tabellen 6.30 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.30: Bewertung der Habitatevereignung für den Kammolch für Gewässer 12, SI = suitability index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 12
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 25m ²	0,2
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung einmal in den letzten drei Jahren	0,4
SI ₄	Wasserqualität	mäßig diverse Invertebratenfauna	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,45
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), viele Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ² , schwach befahrener Feldweg zwischen den Wanderstrecken	0,7
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,7
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 20 und 30%	0,6
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,06

Die geringe Größe, der hohe Beschattungsgrad und der geringe Anteil an Vegetation stellten für den Kammolch die größten Beeinträchtigungen in Bezug auf die Habitatqualität dar.

6.1.9 Stratumer Buschgraben – Westen und Stratumer Buschgraben NN (Gewässer 13 & 15)

Tabelle 6.31 zeigt, wie intensiv diese beiden Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.31: Erfassungsintensität an den Gewässern 13 und 15 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Fallenanzahl	Methode
13	2004	2	0	Keschern & Sichtbeobachtung
13	2005	3	0	Keschern & Sichtbeobachtung
13	2006	3	0	Keschern & Sichtbeobachtung
15	2004	2	0	Keschern & Sichtbeobachtung
15	2005	11	8	Unterwassertrichterfallen
15	2006	5	0	Keschern & Sichtbeobachtung

Tab. 6.32: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 13, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	0	14	0	0	0	0	0	0	0

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	0	1	0	0	3	0	0	0	0
Teichmolch	0	7	0	0	9	0	0	0	0
Kammolch	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Erdkröte wurde nicht nachgewiesen									

Tab. 6.33: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 15, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	0	42	0	0	0	0	0	0	0
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	0	50	0

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	0	19	0	0	9	0	0	0	0
Teichmolch	0	176	0	0	65	0	0	0	0
Kammolch	0	11	0	0	2	0	0	0	0

Grünfrösche, Berg-, Teich- und Kammolch kamen, sobald der Wasserstand es erlaubt, scheinbar in beiden Gewässern relativ häufig vor. Nur die Erdkröte kam in relativ geringen Abundanzen vor.

In den Tabellen 6.34 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.34: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer 13 und 15, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 13	Gew. 15
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 10 und 700m ²	0,8	0,8
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung zweimal zwischen 2004 und 2006	0,15	0,25
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,8	0,8
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,8	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 60 und 70%	0,6	0,65
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,20	0,36

An beiden Gewässern stellten vor allem die frühen Austrocknungszeitpunkte eine enorme Beeinträchtigung dar. Bei längerer Wasserführung würde die Habitatqualität nach dem Modell von OLDHAM et al. (2000) um den Faktor 5,3 (Gew. 13) bzw. 3,2 (Gew. 15) steigen.

6.1.10 Stratumer Buschgraben – Osten (Gewässer 14)

Dieses vollständig besonnte Gewässer wurde 1999 künstlich angelegt.

Tabelle 6.35 zeigt, wie intensiv die beiden Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.35: Erfassungsintensität an Gewässer 14 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Fallenanzahl
14	2004	22	8
14	2005	26	7
14	2006	42	7

Tab. 6.36: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 14, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	26	38	45	0	0	0	139	94	80
Erdkröte	11	14	8	0	0	0	220	480	350

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	0	58	433	1	53	241	30	2	202
Teichmolch	1	263	605	3	72	358	4	15	97
Kammolch	15	80	118	30	56	111	42	141	741

Alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten konnten an diesem Gewässer in großer bis sehr großer Zahl nachgewiesen werden.

In den Tabellen 6.37 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.37: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer 14, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 300- 600m ²	0,9	0,8	0,7
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung einmal zwischen 2004 und 2006	0,8	0,8	0,7
SI ₄	Wasserqualität	gut bis sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>),	0,8	0,8	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ² .	0,8	0,9	0,75
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, intensiv genutzte Ackerflächen und schwach befahrene Asphaltstraßen zwischen den Wanderstrecken	0,9	0,9	0,9
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 80 und 90%	0,75	0,8	0,8
HSI	Gesamtbewertung	(SI₁ * SI₂ * SI₃ * SI₄ * SI₅ * SI₆ * SI₇ * SI₈ * SI₉ * SI₁₀) * 10=	1,89	2,02	1,29

Insgesamt ist die Qualität des Lebensraumes sehr hoch und die mit Abstand höchste im NSG Latumer Bruch.

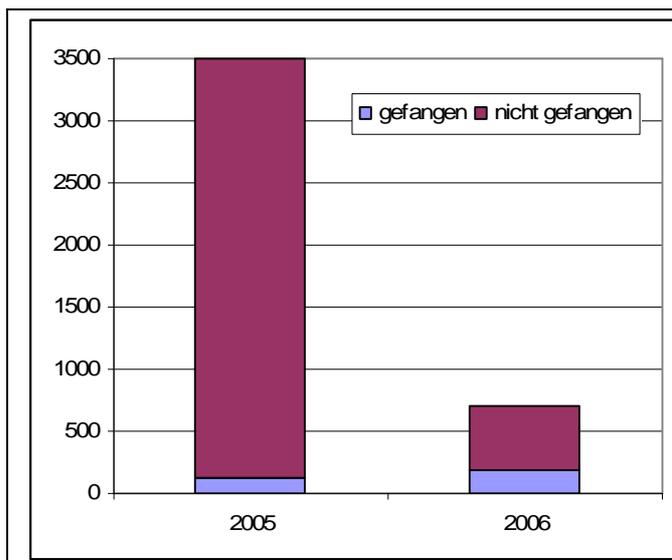


Abb. 6.3: Vergleich von Fangzahlen und geschätzter Populationsgröße von *T. cristatus* an Gewässer 14 von 2005 - 2006

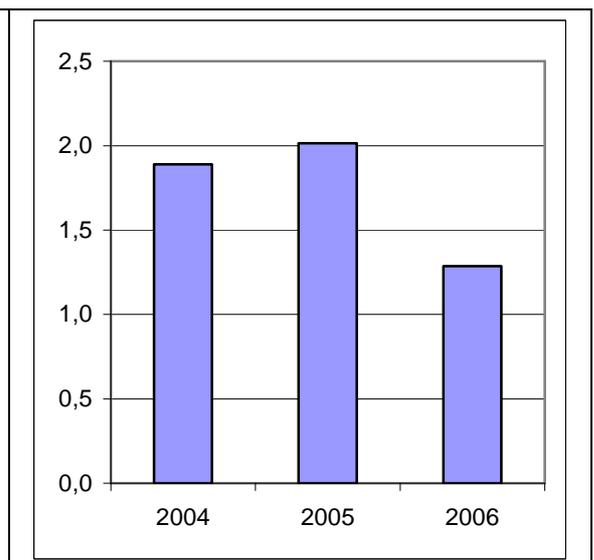


Abb. 6.4: Entwicklung des HSI von 2004 - 2006

Vor allem im Jahr 2005 war die Kammolchpopulation an diesem Gewässer mit über 3000 Tieren enorm groß. Auch an Gewässer 14 war die Population 2006 deutlich kleiner als im Vorjahr.

6.1.11 Flutmulde (Gewässer 21)

Dieses vollständig besonnte Gewässer wurde im Jahr 2003 künstlich angelegt.

Tabelle 6.38 zeigt, wie intensiv dieses Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurde.

Tab. 6.38: Erfassungsintensität an Gewässer 21 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Fallenanzahl
14	2004	16	8
14	2005	22	8
14	2006	15	8

Tab. 6.39: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 21, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	39	45	32	0	0	0	75	62	44
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	42	28	84

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	22	2	1	33	2	6	2	27	12
Teichmolch	7	121	88	2	213	47	51	70	88
Kammolch	2	10	3	4	5	5	593	46	68

Schon im ersten Jahr nach der Anlage konnten an Gewässer 21 alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten, zumindest in geringen Abundanzen, nachgewiesen werden.

In den Tabellen 6.40 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.40: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer 21, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 25m ²	0,8	0,8	0,8
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren unwahrscheinlich	0,7	0,7	0,7
SI ₄	Wasserqualität	mäßig diverse Invertebratenfauna	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), viele Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)	0,8	0,8	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Naturschutzgebiet, asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,85	0,85	0,85
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	im ersten Jahr keine, anschließend langsames Wachstum auf ca. 20% im Jahr 2006	0,2	0,25	0,3
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,37	0,46	0,56

Negativ wirkte sich vor allem der geringe Anteil an Vegetation aus. Durch die natürliche Sukzession verbesserte sich dieser Faktor jedoch kontinuierlich.

6.2 Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee

6.2.1 Der Römersee (Gewässer16)

Tabelle 6.4.1 zeigt, wie intensiv dieses Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurde.

Tab. 6.41: Erfassungsintensität an Gewässer 21 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Methode
14	2004	5	Kescher & Sichtbeobachtung
14	2005	5	Kescher & Sichtbeobachtung
14	2006	5	Kescher & Sichtbeobachtung

Tab. 6.42: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 16, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	6	4	6	0	0	0	0	0	0
Erdkröte	4	8	5	0	0	0	20	0	30
Berg-, Teich- & Kammolch wurden nicht nachgewiesen									

In den Tabellen 6.43 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.43: Bewertung der Habitateignung für den Kammolch für Gewässer 16, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 16
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 25m ²	0,7
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung nicht möglich	0,6
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,8
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), Graureiher (<i>Area cinerea</i>), Blässhühner (<i>Fulica atra</i>), Kormorane (<i>Phalacrobx carbo</i>)	0,7
SI ₇	Fischvorkommen	da als Angelgewässer genutzt, wird durch Aussetzen für eine extrem hohe Dichte an Fischen gesorgt	0,2
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ² .	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Wiese, Wald- bzw. Buschlandschaft, asphaltierte Straße in 90m Entfernung	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	ca. 10%	0,4
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,08

Am Römersee verhinderte vor allem der Fischbesatz ein Anwachsen der Amphibienpopulationen, insbesondere in Bezug auf die Molche. Auch der geringe Anteil an Vegetation wirkte sich negativ auf die Habitatqualität aus.

6.2.2 Ehemaliges Anreicherungsbecken Nr.1 (Gewässer 17)

Tabelle 6.44 zeigt, wie intensiv dieses Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurde.

Tab. 6.44: Erfassungsintensität an Gewässer 17 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen
14	2004	39	17
14	2005	38	17
14	2006	38	18

Tab. 6.45: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 17, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	221	208	232	8	34	22	2186	2021	2420
Erdkröte	0	0	922	4	80	240	5420	9346	8800

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	213	541	848	1045	2185	2180	58	41	20
Teichmolch	289	1499	1027	223	1557	1282	75	18	25
Kammolch	47	107	80	63	597	71	34	22	9

Alle Amphibienarten kommen mit großer, teilweise sogar mit sehr großer Häufigkeit vor.

In Tabelle 6.46 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.46: Bewertung der Habitategignung für den Kammolch für Gewässer 17, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 1000 – 1500m ²	0,8	0,9	0,8
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren wahrscheinlich	0,8	0,8	0,8
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), Blässhühner (<i>Fulica atra</i>), Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	0,8	0,9	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Gebüsch- und Baumbestände, schwach befahrene asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,8	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 60 und 90%	0,8	0,9	0,7
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	1,59	2,27	1,39

Die Habitatqualität an diesem Gewässer war die höchste im gesamten Untersuchungsgebiet.

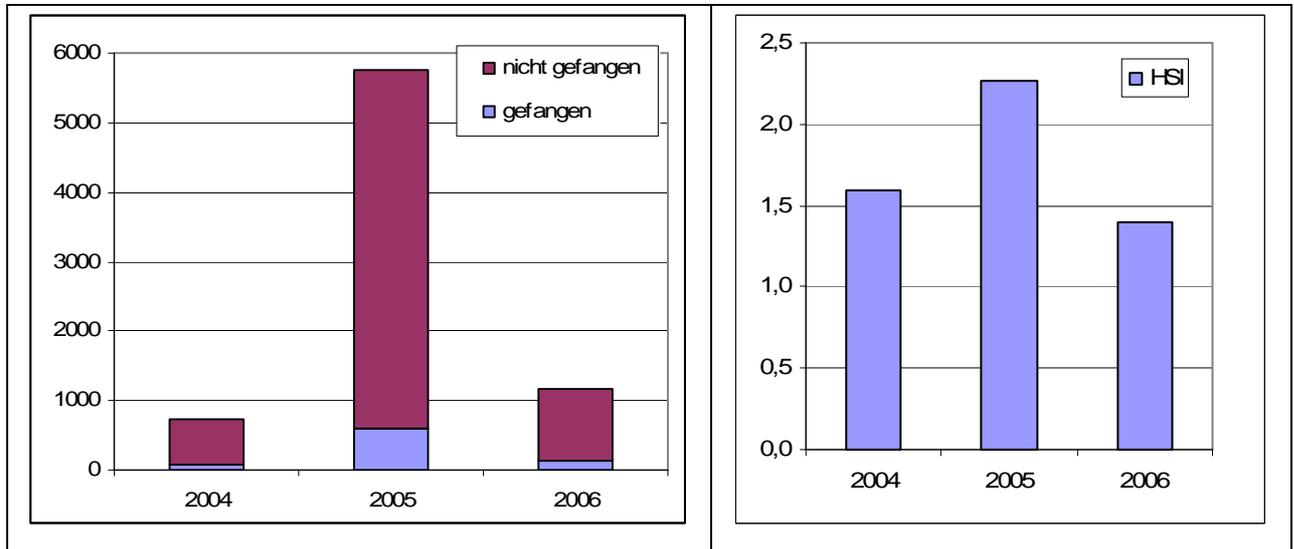


Abb. 6.5: Entwicklung der Populationsgröße von *T. cristatus* an Gew. 17 von 2004 - 2006

Abb. 6.6: Entwicklung der Habitatqualität von 2004 - 2006

Vor allem im Jahr 2005 wurde mit fast 6000 adulten Tieren eine enorm hohe Populationsgröße mittels Fang- Wiederfang nachgewiesen (s. Kap. 5.15). Auch an diesem Gewässer war die Population 2005 deutlich größer als in den beiden anderen Untersuchungsjahren.

6.2.3 Ehemaliges Anreicherungsbecken Nr.2 (Gewässer 18)

Tabelle 6.47 zeigt, wie intensiv Gewässer 18 während des Untersuchungszeitraumes auf Amphibien untersucht wurde.

Tab. 6.47: Erfassungsintensität an Gewässer 18 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen
14	2004	49	19
14	2005	41	21
14	2006	39	19

Tab. 6.48: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 18, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	129	141	118	2	9	14	770	560	630
Erdkröte	14	24	18	4	6	80	280	650	720

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	492	464	914	557	765	506	233	38	16
Teichmolch	2081	1315	2243	468	397	967	401	42	18
Kammolch	84	91	18	35	125	24	14	9	2

Bis auf den Kammolch konnten alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten an diesem Gewässer mit großer Häufigkeit nachgewiesen werden.

In den Tabellen 6.49 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.49: Bewertung der Habitategignung für den Kammolch für Gewässer 18, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 1000 – 1500m ²	0,8	0,8	0,8
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren	0,8	0,8	0,8
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 25%	0,75	0,75	0,75
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), Blässhühner (<i>Fulica atra</i>)	0,8	0,8	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	Ostasiatischer Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	0,7	0,8	0,6
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Gebüsch- und Baumbestände, schwach befahrene asphaltierte Straße in 40m Entfernung	0,8	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 30 und 40%	0,65	0,7	0,6
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,75	0,93	0,60

Im Vergleich zum direkt benachbarten und etwa gleich großen Gewässer 17 wirkten sich vor allem der Fischbesatz und der höhere Beschattungsgrad negativ für den Kammolch aus.

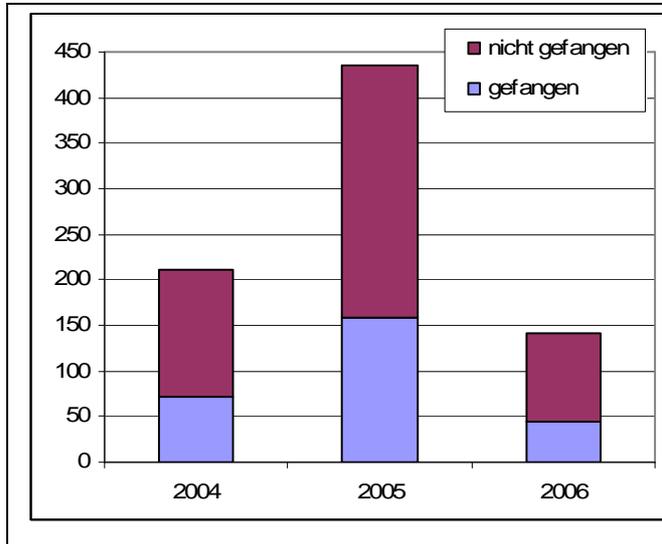


Abb. 6.7: Geschätzte Populationsgröße vom *T. cristatus* und Anzahl gefangener Tiere an Gew. 18 von 2004 - 2006

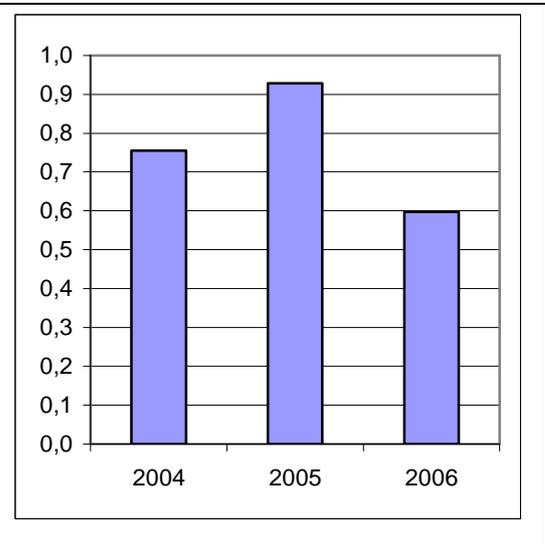


Abb. 6.8: Habitatqualität an Gew. 18 von 2004 -2006

Auch an diesem Gewässer fällt auf, dass im Jahr 2005 die Kammolchpopulation deutlich größer war als in den beiden anderen Untersuchungsjahren.

6.3 Die Gewässer auf dem Linner Golfplatz

6.3.1 Ehemaliges Abgrabungsgewässer auf dem Linner Golfplatz (Gewässer 19)

Tabelle 6.50 zeigt, wie intensiv dieses Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurde.

Tab. 6.50: Erfassungsintensität an Gewässer 19 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen
14	2004	38	8
14	2005	18	6
14	2006	15	6

Tab. 6.51: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 19, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	7	11	9	0	0	0	0	0	0
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	126	9	7	136	24	2	9	0	0
Teichmolch	215	68	11	143	30	3	0	0	0
Kammolch	1	0	0	7	0	0	2	0	0

Alle Amphibien konnten an diesem Gewässer nur in geringen Abundanzen nachgewiesen werden. Vor allem bei Berg- und Teichmolch fällt ein kontinuierlicher Rückgang der Populationen auf. Der Kammolch konnte nach 2004 überhaupt nicht mehr erfasst werden.

In den Tabellen 6.52 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.52: Bewertung der Habitateignung für den Kammolch für Gewässer 19, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. 19
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 600 – 800m ²	0,9
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren unwahrscheinlich	0,7
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 50%	0,6
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,8
SI ₇	Fischvorkommen	große Population des Sonnenbarsches (<i>Lepomis gibbosus</i>)	0,25
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,7
SI ₉	Geeignete Landhabitate	intensiv genutzter Golfplatz in 10 – 20m Entfernung	0,6
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 50 und 60%	0,6
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,13

An diesem Gewässer stellte der Besatz des aus Nordamerika stammenden Sonnenbarsches die größte Beeinträchtigung für den Kammolch dar. Auch der hohe Beschattungsgrad und der geringe Anteil an Vegetation wirkten sich negativ auf die Habitatqualität aus. Auch der Landlebensraum mit dem intensiv gepflegten Golfplatz ist nicht als optimal zu bezeichnen.

6.3.2 Kleingewässer auf dem Linner Golfplatz (Gewässer 20)

Tabelle 6.53 zeigt, wie intensiv Gewässer 20 in den drei Untersuchungsjahren auf Amphibien untersucht wurde.

Tab. 6.53: Erfassungsintensität an Gewässer 20 von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen
20	2004	42	12
20	2005	34	10
20	2006	42	11

Tab. 6.54: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer 20, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	128	164	135	0	9	5	293	304	204
Erdkröte	0	75	40	0	18	10	0	254	140

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	70	43	27	52	96	58	5	28	37
Teichmolch	281	658	472	90	213	142	32	73	105
Kammolch	30	16	22	33	58	28	111	132	68

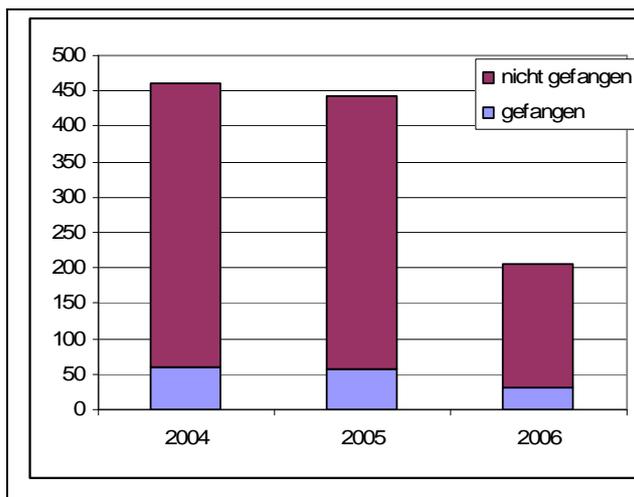
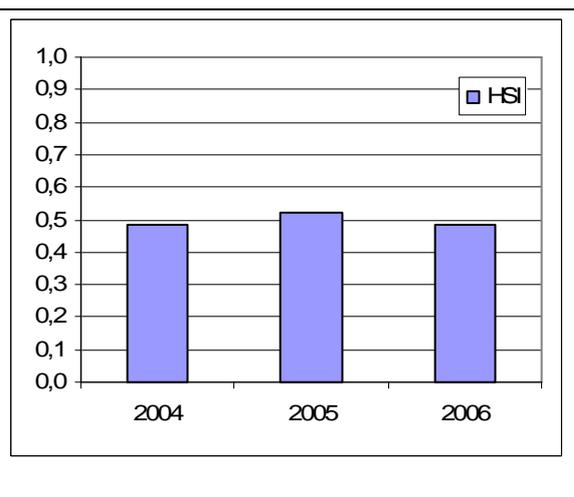
An diesem Gewässer konnten alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten nachgewiesen werden.

In Tabelle 6.55 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.55: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer 20, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 1000m ²	0,95	0,95	0,95
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	keine Austrocknung möglich	0,6	0,6	0,6
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,90	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,90	0,90
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Gelegentlich ein Paar Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,8	0,8	0,80
SI ₇	Fischvorkommen	keine	1	1	1
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,7	0,75	0,7
SI ₉	Geeignete Landhabitats	Golfplatz mit intensiver Pflege	0,5	0,5	0,5
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 30 und 40%	0,5	0,5	0,5
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,48	0,52	0,48

An Gewässer 20 stellen der intensiv gepflegte Landlebensraum und der geringe Anteil an Unterwasservegetation die größte Beeinträchtigungen für den Kammolch dar. Auch fehlende Periodizität des Gewässers bedingt durch die Wassereinspeisungen wirkte sich negativ auf die Habitatqualität aus.

**Abb. 6.9: Geschätzte Populationsgröße von *T. cristatus* und Anzahl gefangener Tiere an Gew. 20****Abb. 6.10: Habitatqualität an Gew. 20**

Gewässer 20 ist das einzige Untersuchungsgewässer, an dem die geschätzte Populationsgröße 2005 kleiner war als 2004. Allerdings ist hier die Schätzung aufgrund der geringen Populationsgröße mit einer größeren Unsicherheit behaftet als an den anderen Gewässern.

6.4 Linner Stadtgraben und äußerer Burggraben Gewässer (C & D)

Tabelle 6.56 zeigt, wie intensiv die beiden Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurden.

Tab. 6.56: Erfassungsintensität an den Gewässern C & D von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen	Methode
C	2004	9	7	Unterwassertrichterfallen
C	2005	8	0	Keschern & Sichtbeobachtung
C	2006	7	0	Keschern & Sichtbeobachtung
D	2004	18	8	Unterwassertrichterfallen
D	2005	10	0	Keschern & Sichtbeobachtung
D	2006	7	0	Keschern & Sichtbeobachtung

Tab. 6.57: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer C, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	32	48	34	0	0	0	0	0	0
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	124	83	-
Berg-, Teich- und Kammolch wurden nicht nachgewiesen									

Tab. 6.58: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer D, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	40	56	64	0	0	0	0	0	0
Erdkröte	0	0	0	0	0	0	350	200	0

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	4	3	1	8	5	2	0	0	0
Teichmolch	3	1	1	3	4	1	0	0	0
Kammolche wurden nicht nachgewiesen									

In den Tabellen 6.59 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.59: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer C & D, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	Gew. C	Gew. D
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	mehrere Hektar	0,9	0,9
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung nicht möglich (Gew. C), bzw. zweimal in drei Jahren	0,6	0,4
SI ₄	Wasserqualität	mäßig diverse Invertebratenfauna	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,85	0,85
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	viele Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>)	0,7	0,7
SI ₇	Fischvorkommen	große Population des Flussbarsches (<i>Perca fluviatilis</i>) in Gew. C, in Gewässer D zur Zeit keine, aber Einwanderung bei Hochwasser möglich	0,25	0,5
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ² .	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	gepflegte Parklandschaft	0,8	0,8
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	ca. 30% (Gew. C.), ca. 50% (Gew. D)	0,4	0,6
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,14	0,28

An Gewässer C stellten die Flussbarsche und der geringe Anteil an Unterwasservegetation die größten Beeinträchtigungen dar. An Gewässer D wirkte sich vor allem der frühe Austrocknungszeitpunkt negativ auf die Habitatqualität aus.

6.5 Der Greiffenhorstpark

6.5.1 Greiffenhorstpark West (Gewässer A)

Tabelle 6.60 zeigt wie intensiv dieses Gewässer in den drei Monitoringjahren untersucht wurde.

Tab. 6.60: Erfassungsintensität an Gewässer A von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen
A	2004	42	32
A	2005	45	34
A	2006	46	36

Tab. 6.61: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer A, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad			E			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	87	124	144	0	0	0	96	128	123
Erdkröte	94	173	34	42	59	20	296	832	2050

Art	M			W			L		
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	1	560	685	5	401	487	16	40	44
Teichmolch	5	1995	1529	8	417	655	3	21	83
Kammolch	0	48	21	0	35	22	0	4	8

Die beiden Anurenarten konnten in allen drei Untersuchungsjahren nachgewiesen werden. Bei den Urodelen stellt sich die Situation über den Untersuchungszeitraum sehr unterschiedlich dar. Von Berg- und Teichmolch konnten 2004 nur Einzeltiere erfasst werden. Der Kammolch wurde in diesem Jahr überhaupt nicht nachgewiesen. In den beiden Folgejahren konnten von Berg- und Teichmolch große, vom Kammolch zumindest kleine Populationen nachgewiesen werden.

In den Tabellen 6.62 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.62: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer A, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	bis 2001	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 25m ²	0,9	0,95	0,95	0,95
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren	0,9	0,6	0,6	0,6
SI ₄	Wasserqualität	mäßig diverse Invertebratenfauna	0,9	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>), Blässh-(<i>Fulica atra</i>) und Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)	0,75	0,5	0,6	0,6
SI ₇	Fischvorkommen	Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>), Giebel (<i>Carassius gibelio</i>), Dreistachelige Stichlinge (<i>Gasterosteus aculeatus</i>), Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>), Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>), Rapfen (<i>Aspius aspius</i>), Sonnenbarsch (<i>Lepomis gibbosus</i>)	0,8	0,1	0,45	0,3
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	extensiv gepflegte Parklandschaft bis 2001, seit 2001 intensivere Pflege	0,8	0,6	0,7	0,7
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 80 und 90% bis 2001, weniger als 5% 2004	0,85	0,5	0,6	0,6
HSI	Gesamtbewertung	(SI₁ * SI₂ * SI₃ * SI₄ * SI₅ * SI₆ * SI₇ * SI₈ * SI₉ * SI₁₀) * 10=	1,61	0,04	0,31	0,21

Bedingt durch die Umbaumaßnahmen war die Habitatqualität an diesem Gewässer eingebrochen. Die Befischungsmaßnahmen seit Ende 2004 führten zu einer Verbesserung, allerdings auf niedrigem Niveau.

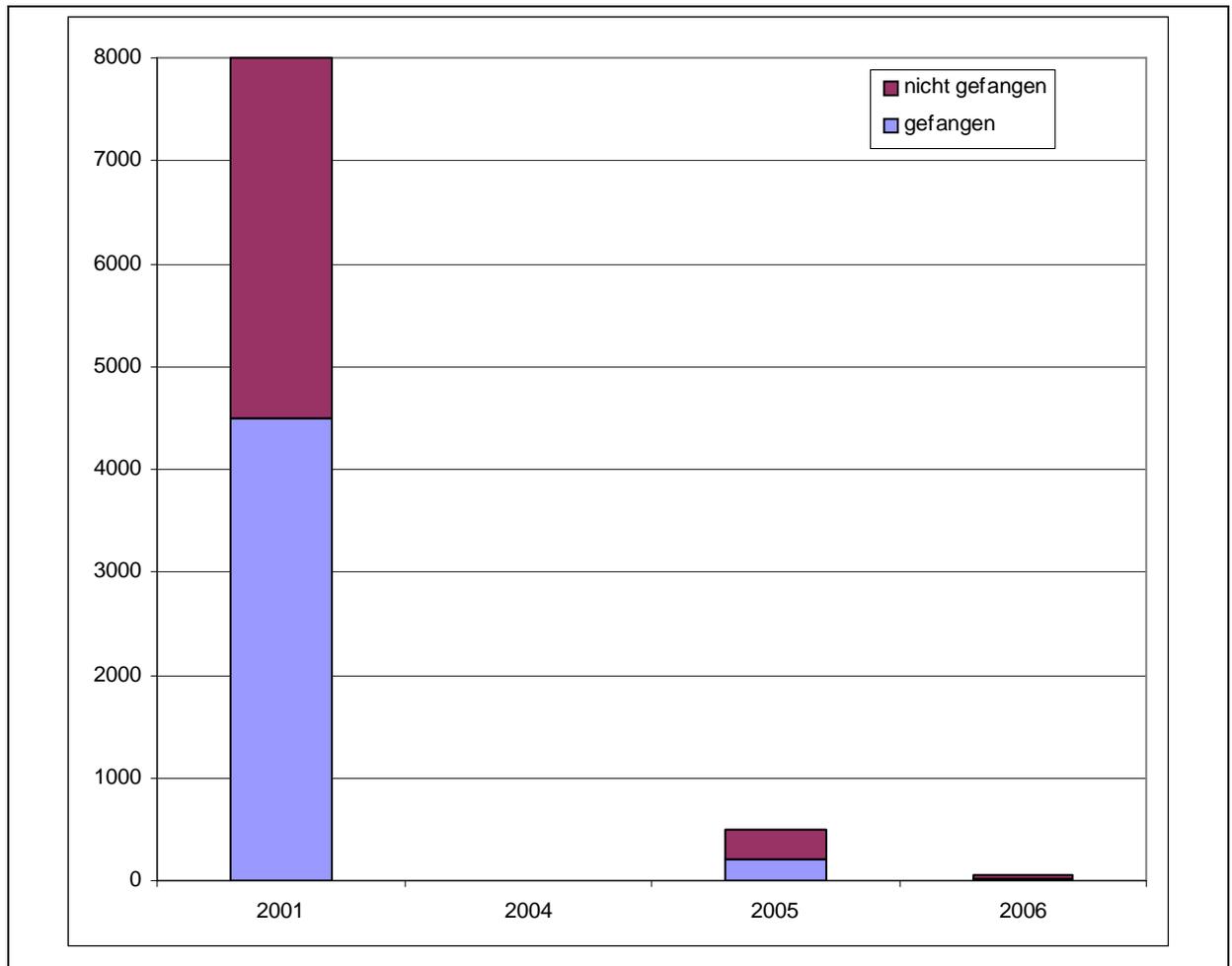


Abb. 6.11: geschätzte Populationsgrößen von *T. cristatus* und Anzahl gefangener Tiere von 2004 – 2006 an Gew. A

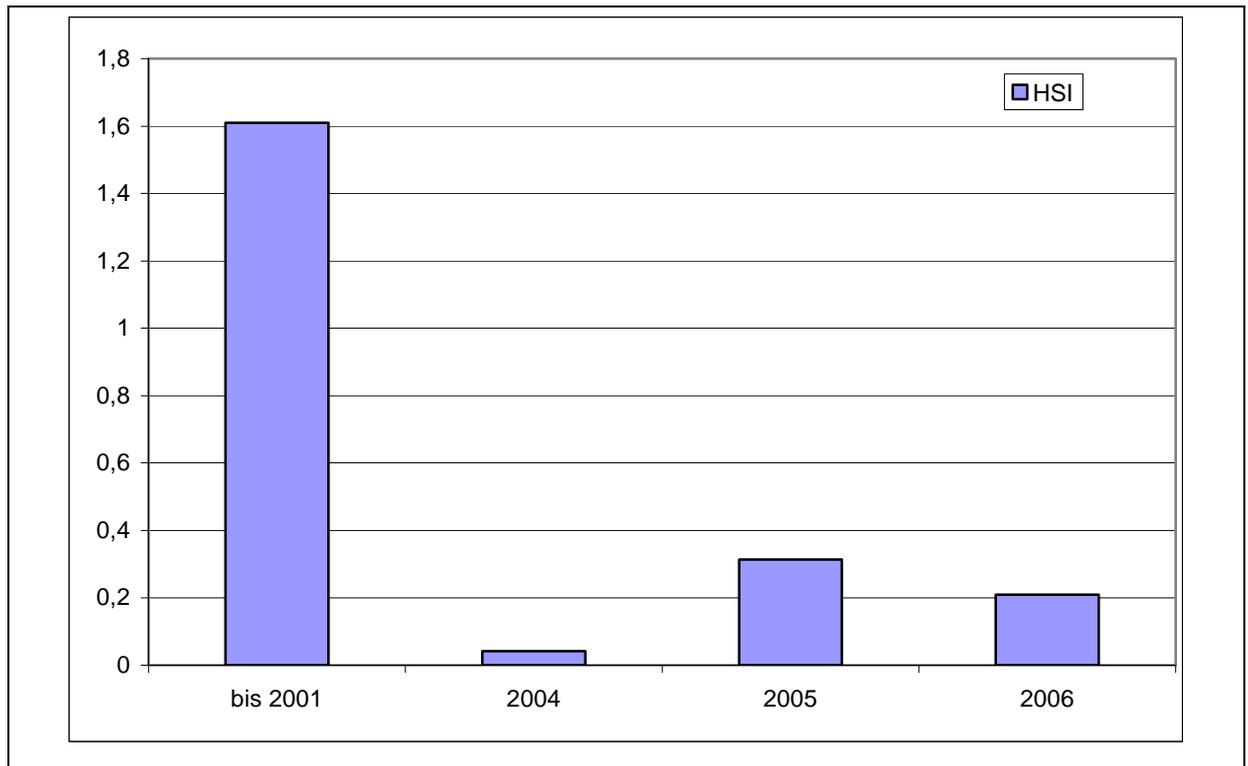


Abb. 6.12: Veränderung der Habitatqualität bedingt durch die Umbaumaßnahmen im Frühjahr 2001

Nach den Umbaumaßnahmen und der Umsiedlung wurde ein Einbruch der Kammolchpopulation beobachtet, die sich seit 2005 auf niedrigem Niveau stabilisiert hat.

6.5.2 Greiffenhorstpark Ost (Gewässer B)

Tabelle 6.63 zeigt, wie intensiv dieses Gewässer in den drei Untersuchungsjahren auf Amphibien untersucht wurde.

Tab. 6.63: Erfassungsintensität an Gewässer B von 2004 - 2006

Nr.	Jahr	Begehungen	Anzahl Fallen
B	2004	42	28
B	2005	45	28
B	2006	46	30

Tab. 6.64: Ergebnisse der halbquantitativen Amphibienbestandserfassung an Gewässer B, ad= Adulti, E= Eier, L= Larven, M= Männchen, W= Weibchen

Art	ad	ad	ad	E	E	E	L	L	L
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Grünfrösche	384	476	438	2	12	22	215	386	294
Erdkröte	1	85	40	12	28	18	385	680	421

Art	M	M	M	W	W	W	L	L	L
	04	05	06	04	05	06	04	05	06
Bergmolch	103	356	760	62	476	1049	8	19	263
Teichmolch	840	2027	2872	363	922	1247	7	9	416
Kammolch	26	86	206	18	106	235	0	5	56

Alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten wurden an diesem Gewässer nachgewiesen. Bei allen drei Molcharten waren die Populationsgrößen im Jahr 2004 deutlich kleiner als in den beiden folgenden Untersuchungsjahren.

In den Tabellen 6.65 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den ökologischen Begleituntersuchungen zusammengefasst und im Hinblick auf ihre Eignung für den Kammolch bewertet.

Tab. 6.65: Bewertung der Habitataignung für den Kammolch für Gewässer B, SI = suitable index (vgl. Kap. 4.13)

Nr.	Ökofaktor	Bewertung	2004	2005	2006
SI ₁	Geographische Lage	innerhalb des geschlossenen Verbreitungsgebietes der Art. Jedoch relative Seltenheit in NRW	0,75	0,75	0,75
SI ₂	Gewässergröße	je nach Wasserstand eine Oberfläche von ca. 25m ²	0,9	0,9	0,9
SI ₃	Beständigkeit des Gewässers	Austrocknung ca. einmal in den letzten zehn Jahren	0,8	0,8	0,8
SI ₄	Wasserqualität	gut – sehr gut	0,9	0,9	0,9
SI ₅	Gewässerbeschattung	Beschattungsgrad von ca. 10 - 20%	0,9	0,9	0,9
SI ₆	Anzahl von Wasservögeln	Stockenten (<i>Anas platyrhynchos</i>), Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>), Bläss- (<i>Fulica atra</i>) und Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)	0,6	0,6	0,6
SI ₇	Fischvorkommen	Flussbarsche (<i>Perca fluviatilis</i>)	0,45	0,65	0,7
SI ₈	Gewässerdichte im Umkreis	Gewässerdichte ca. 0,75 Gewässer pro km ²	0,8	0,8	0,8
SI ₉	Geeignete Landhabitats	extensiv gepflegte Parklandschaft	0,6	0,7	0,7
SI ₁₀	Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen	zwischen 70 und 90%	0,7	0,8	0,8
HSI	Gesamtbewertung	$(SI_1 * SI_2 * SI_3 * SI_4 * SI_5 * SI_6 * SI_7 * SI_8 * SI_9 * SI_{10}) * 10 =$	0,40	0,76	0,82

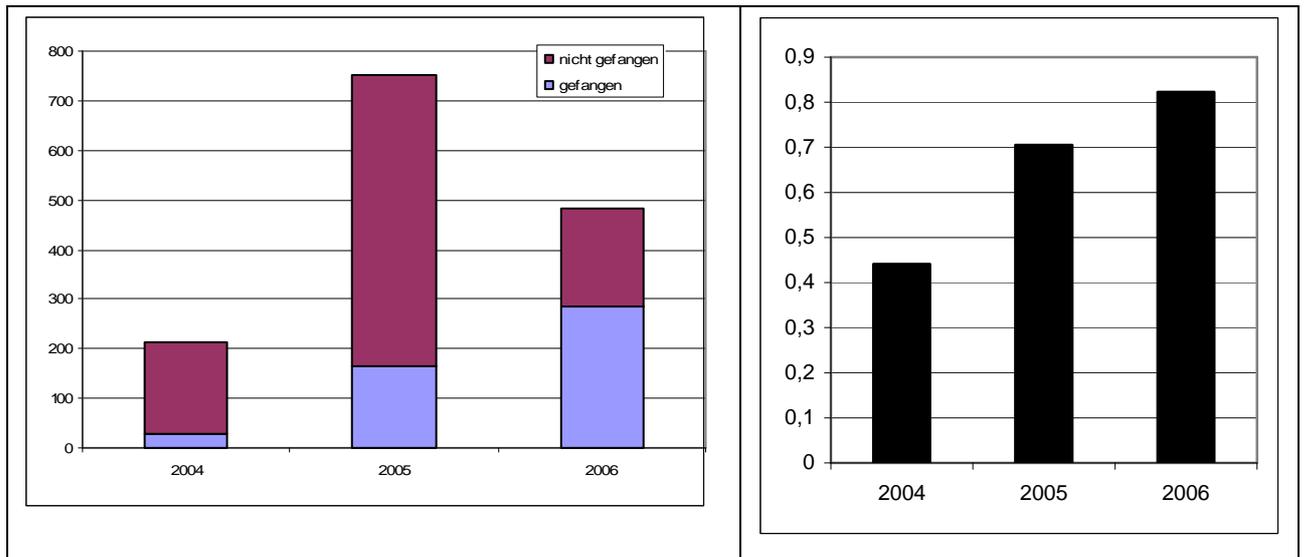


Abb. 6.13: geschätzte Populationsgrößen und Anzahl gefangener Tiere von 2004 – 2006 an Gew. B

Abb. 6.14: Veränderung der Habitatqualität von 2004 - 2006

Die Habitatbedingungen haben sich seit 2004 kontinuierlich verbessert. Obwohl 2006 mehr verschiedene Individuen gefangen wurden als 2006, war die tatsächliche Populationsgröße kleiner geworden.

7. Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zu den quantitativ auf Amphibien untersuchten Gewässern, nach Themen sortiert, möglichst umfassend diskutiert. Ziel ist es, die wichtigsten Erkenntnisse, die sich aus dieser Untersuchung ergeben, im Vergleich mit dem Literaturwissen darzustellen. Im zweiten Teil werden die Ergebnisse jeweils für jedes untersuchte Gewässer einzeln diskutiert. Ziel ist hier, aus diesen Ergebnissen naturschutzrelevante Pflegemaßnahmen zu entwickeln und zu empfehlen. Es handelt sich also um einen praktisch orientierten Teil. In diesem Zusammenhang sind einzelne Wiederholungen ausdrücklich beabsichtigt, um weder den Lesefluss zu beeinträchtigen noch die jeweilige Argumentationskette zu unterbrechen.

7.1 Populationsgrößenbestimmung beim Kammolch – kritischer Vergleich der verwendeten Methoden

Die meisten Angaben zu Populationsgrößen adulter Molche beziehen sich auf die Summe mit unterschiedlichen Methoden real gefangener Tiere (vgl. FELDMANN 1981, GILL 1978, KNEITZ 1998, VON LINDEINER 1992, SCHÄFER 1993). Die auf eine solche Weise ermittelte Bestandsgröße zählt nur Tiere (Individuen), die tatsächlich gefangen und bei entsprechender Markierung als neu erkannt wurden.

Hierbei ergibt sich das Problem, dass mit keiner der bekannten Methoden sämtliche der sich im Gewässer befindenden Tiere erfasst werden können, und dieser Ansatz damit die realen Populationsgrößen deutlich unterschätzen kann.

Durch die Verwendung der nachgewiesenen besten Methode (BAKER 1999, ORTMANN et al. 2005), der Reuse oder Unterwassertrichterfalle, um Molche im Laichgewässer zu untersuchen, bietet sich die Möglichkeit, diese Fangmethode zu analysieren und zu optimieren.

7.1.1 Die Reuse (Unterwassertrichterfalle)

Eine Unterwassertrichterfalle zum Fangen von Molchen wurde erstmals von GRIFFITHS (1985) beschrieben. Seitdem werden Reusen der unterschiedlichsten Typen von verschiedenen Autoren empfohlen, um Molche während des Wasseraufenthaltes zu untersuchen (vgl. FRONZUTO & VERRELL 2000, MÖLLE & KUPFER 1998, TUCKER 1995, WILSON & MARET 2002, ORTMANN 2006). Während diese Fallen ursprünglich für den rein qualitativen Nachweis von Molchpopulationen angedacht waren (GRIFFITHS 1985), hat sich schnell gezeigt, dass – bei richtiger Anwendung – eine sehr große Zahl an Molchen gefangen werden kann. Man sprach daher von einer halbquantitativen Untersuchungsmethode (KUPFER 2001). Zudem haben verschiedene Studien gezeigt, (u.a. ARNTZEN et al. 1995, BAKER 1999, ORTMANN et al. 2005 und 2006) dass der Kammolch, aber auch die anderen Amphibienarten mit den bewährten Fangmethoden, wie z.B. einem Fangzaun oder dem Keschern, nur unzureichend erfasst werden können.

BAKER (1999) und die Mitarbeiter des E+E- Projektes Amphibienlebensräume in der Zivilisationslandschaft (HACHTEL et al. 2006, ORTMANN et al. 2006) haben in zwei Langzeitstudien sowohl einen Fangzaun als auch Reusen verwendet, um beide Methoden vergleichend zu untersuchen. Nach fünf Untersuchungsjahren beschloss BAKER (1999) jedoch, auf die Verwendung des Fangzaunes zu verzichten, da die Reusen deutlich höhere Fangzahlen lieferten. Im E+E- Projekt wurden in den Jahren 2002 und 2003 ungefähr gleich viele Kammolche mit Fangzaun und Reuse gefangen. Beachtet man nun, dass die Reusen in diesem Projekt nur für jeweils 14 – 17 Fangtage aktiv waren, während der Fangzaun von Ende Januar bis Ende November (2002) bzw. Ende Januar bis Mitte Mai (2003) verwendet wurde, muss bilanziert werden, dass die Reusen im Hinblick auf ihre Effektivität dem Fangzaun mindestens gleichzusetzen und bezogen auf Materialkosten und Zeitintensität (Effizienz) klar überlegen sind. WEDDELING et al. (2004) zeigen, dass diese Ergebnisse in vergleichbarer Form auch für Bergmolch (*Mesotriton alpestris*) und Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) gelten.

7.1.2 Der Fangzaun

Die dauerhafte Installation von Fangzäunen rund um das Laichgewässer ist die klassische und am weitesten verbreitete Methode, um populationsökologische Studien an Amphibien zu betreiben (Übersichten bei DODD & SCOTT 1994, GIBBONS & SEMLITSCH 1988, JENKINS & MCGARIGAL 2003). Lange Zeit galt sie auch als die Methode mit dem geringsten Fehler. Verschiedene Autoren loben die Genauigkeit dieser Methode, jedoch ohne dies anhand ihrer Daten zu belegen. KUHN (1994) spricht davon, 100 % der Tiere zu fangen, in anderen Projekten gehen die Bearbeiter davon aus „fast alle“ anwandernden Amphibien zu erfassen (KNEITZ 1998, VON LINDEINER 1992, SCHÄFER 1993).

Aussagen solcher Art wurden zunächst in der englischsprachigen Literatur angezweifelt und anhand von vorliegendem Datenmaterial wissenschaftlich überprüft (DODD 1991, SCHMIDT 2003). ARNTZEN et al. (1995) errechneten aus Daten von Projekten in ganz Europa die Effektivität der jeweiligen Fanganlagen für den Kammolch. BAKER (1999) und ORTMANN et al. (2005) wendeten die Methodenkombination Zaun-Reuse auf zwei Langzeitstudien an und errechneten die Effektivitäten beider Methoden. Abbildung 7.1 fasst die Ergebnisse aus den vorliegenden Studien zusammen.

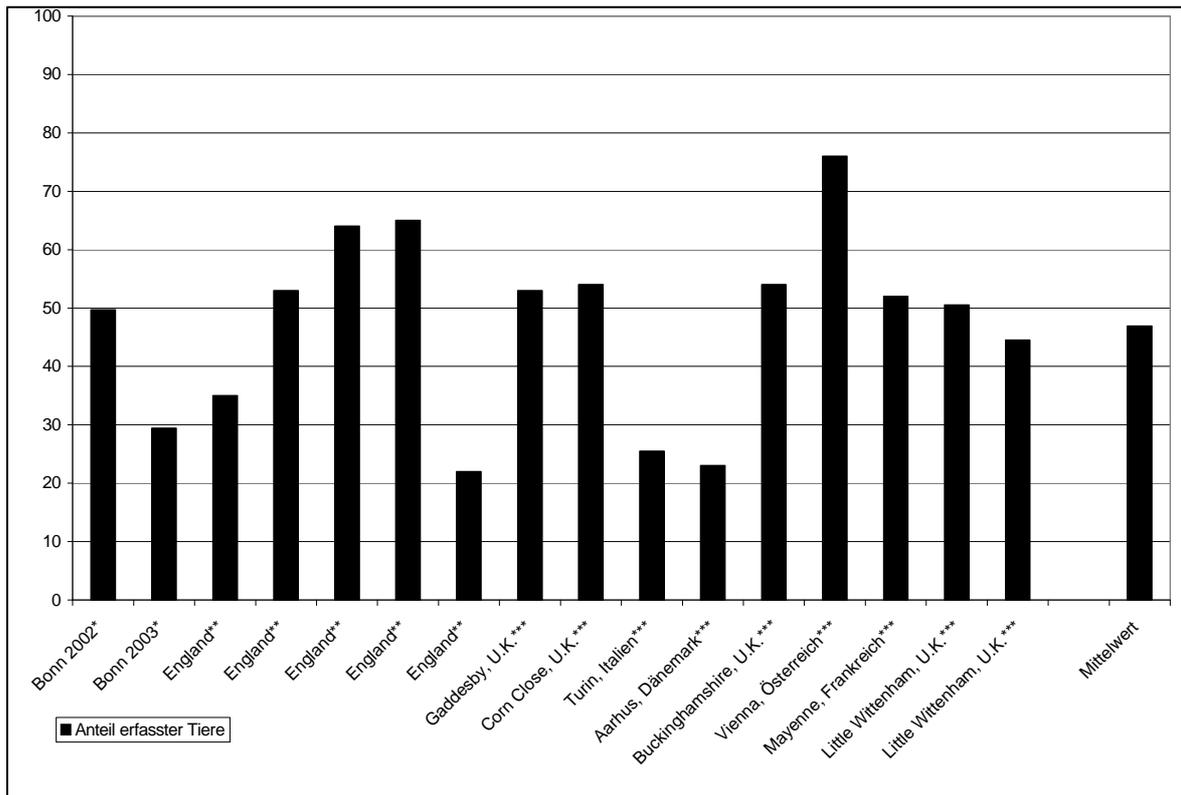


Abb. 7.1: Effektivität von Fangzäunen für den Kammolch aus verschiedenen europäischen Projekten (* ORTMANN et al. 2005, ** verändert nach BAKER 1999, * nach ARNTZEN et al. 1995)**

Im Mittel liegt die Effektivität von Fangzäunen bei 46 % (n= 16). Im Schnitt wird also noch nicht einmal die Hälfte der sich im Gewässer aufhaltenden adulten Individuen mit dem Fangzaun erfasst. Die Schwankungsbreite liegt dabei zwischen 22 und 76 %, ist also enorm hoch, was sicherlich auf verschiedene Faktoren wie Beschaffenheit des Zauns, Entfernung des Zauns zum Ufer, Abstand der Fangeimer zueinander, Erfassungsintensität (Dauer und Häufigkeit der Kontrollen) etc. zurückzuführen ist. Diese Schwankungsbreite beweist, dass es unbedingt nötig ist, die Genauigkeit der Methode für jedes Projekt zu überprüfen und den Fehler zu quantifizieren. Die Effektivität der Fangmethodik muss in weiterführenden Ergebnissen berücksichtigt werden und lässt viele überraschende Ergebnisse aus älteren und sogar aktuellen Veröffentlichungen in einem anderen Licht erscheinen (KNEITZ 1998, KUHN 1994, KUPFER 1996 u.a.).

Ebenfalls auffällig ist die Tatsache, dass die Effektivität des Fangzaunes über mehrere Jahre in beiden Studien in einem signifikanten Trend abnahm. Dies deutet darauf hin, dass der Fangzaun einen starken Einfluss auf das Migrationsverhalten der Kammolche

ausübt und die abwanderungswilligen Molche, sobald sie auf das Hindernis des Zauns treffen, zu einem nicht unerheblichen Teil innerhalb der Umzäunung verbleiben (ORTMANN et al. 2006, SANDER et al. 2006).

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen klar auf, dass die im hier vorliegenden Projekt verwendeten Unterwassertrichterfallen, sowohl in Bezug auf die Zeit- und Kosteneffizienz als auch aus arten- und tierschutzrechtlichen Gründen (siehe auch HENLE 1997), die beste Methode sind.

7.1.3 Reptilienbretter

Über die Eignung so genannter Reptilien- oder Schlangenbretter bei Freilandstudien am Kammolch liegen bisher keine Studien vor. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass nur ein Bruchteil der tatsächlich vorhandenen Individuen nachgewiesen werden kann (vgl. READING 1997 und MUTZ & GLANDT 2003). Aus diesen Gründen kam diese qualitative Nachweismethode nur bei speziellen Fragestellungen (vgl. Kapitel 2.4.4) und als Ergänzung zu anderen Methoden zum Einsatz.

7.1.4 Keschern und Sichtbeobachtung

Da bislang nicht nachgewiesen ist, dass Keschern für (halb-)quantitative Studien an Molchen ausreichend zuverlässige Ergebnisse liefern kann (HENLE & VEITH 1997, GRIFFITHS 1996, SINSCH et al. 2003), wurde diese Methode nur zusätzlich zu den Molchreusen zum Einsatz gebracht. Hierbei bestätigte sich die Annahme, dass diese Methode allenfalls bei kleinen Gewässern mit vertretbarem Arbeitsaufwand einzusetzen ist (ARNTZEN 2002). Im vorliegenden Projekt konnte durch Keschern jeweils nur ein Bruchteil der Tiere erfasst werden, die im gleichen Zeitraum mit den Reusen nachgewiesen wurden. Zudem schwanken die Ergebnisse sehr stark, sowohl zwischen den einzelnen Gewässern als auch zwischen den einzelnen Fangtagen. Selbst in den günstigsten Fällen lag der Anteil der gefangenen Tiere an der Gesamtpopulation im niedrigen Promillebereich. Behauptungen, dass ohne Markierung und Fang- Wiederaufnahme

mittels extensivem Keschern innerhalb weniger Stunden 10% der Gesamtpopulation erfasst werden können (z.B. KRONE et al. 2001), müssen als optimistische Vermutungen angesehen werden, die sicherlich nur für Gewässer einer bestimmten Größe und Ausstattung (wenig Vegetation, freie Zugänglichkeit aller Uferbereiche) gelten.

Auch die Sichtbeobachtung bzw. das nächtliche Ableuchten der Wasseroberfläche kann allenfalls als qualitative Nachweismethode bzw. als erster Hinweis für die Mindestgröße einer Population angewendet werden. Untersuchungsergebnisse, nach denen ca. zehn Prozent der Gesamtpopulation an Kammolchen in einer Nacht nachgewiesen werden können (COOKE 1995), konnten in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. Im Gegenteil muss die Reproduzierbarkeit solcher Ergebnisse und damit die Aussagekraft für naturschutzrelevante Untersuchungen stark angezweifelt werden.

7.1.5 Abschließende Beurteilung der Fangmethoden

Da sich in der Literatur widersprüchliche Aussagen zu diesen Nachweismethoden finden, soll an dieser Stelle ausdrücklich davor gewarnt werden, anhand reiner Fangzahlen (Zensusverfahren) Schätzungen über die Populationsgröße abzuleiten. Für solche Aussagen ist es unerlässlich, die Genauigkeit der jeweiligen Fangmethode bzw. die Nachweiswahrscheinlichkeit für jedes untersuchte Gewässer zu bestimmen. Die Erfahrung zeigt, dass diese Parameter von Gewässer zu Gewässer, ja selbst von Fangtag zu Fangtag stark variieren können und somit nie reproduzierbar sind. Für Populationsgrößenschätzungen, die auf Zensusverfahren basieren, ist der Terminus Schätzung nicht zutreffend, es sollte eher von Vermutungen gesprochen werden (AMLER et al. 1999).

Als Beispiel soll hier eine Untersuchung aus England aufgeführt werden, die sich mit den Ergebnissen im Untersuchungsgebiet deckt. In einem Gewässer konnte BEEBEE (1990) mittels mehrfacher Sichtbeobachtung und Keschern keine Kammolche nachweisen. Anschließend fing er innerhalb von sieben Fangtagen mittels Unterwassertrichterfallen 51 verschiedene Individuen. Beim darauf folgenden Abpumpen des Gewässers konnten weitere 52 Individuen erfasst werden.

7.2 Populationsgrößen im Vergleich

Mit über 6000 nachgewiesenen Kammolchen (reine Fangzahlen) stellt das Kammolch-Monitoring Krefeld die umfassendste wissenschaftliche Untersuchung dar, die bisher über diese Art angefertigt wurde.

Auch wenn aufgrund der oben beschriebenen Problematik die Angaben über Populationsgrößen nur schwer miteinander verglichen werden können, lassen sich doch einige allgemein gültige Aussagen treffen.

Anhand des Literaturvergleiches wären schon Populationen mit über 100 erfassten Tieren als groß bis sehr groß zu bezeichnen (vgl. BELL 1979, FELDMANN 1981, GRIFFITHS 1996, GROSSE & GÜNTHER 1996, SINSCH 1988). Diese Aussagen basieren jedoch fast ausschließlich auf den oben erwähnten Zensusverfahren. Ein solches Vorgehen weist, wie oben erläutert, in den meisten Fällen ein hohes Erfassungsdefizit auf, und sofern dieses nicht quantifiziert wurde, sollte man nicht von Populationsgrößen, sondern von gefangenen Tieren sprechen. Diese Kenngröße kann nicht mit anderen Ergebnissen verglichen werden, da selbst bei vergleichbarem Arbeitsaufwand die Nachweiswahrscheinlichkeiten stark voneinander abweichen können.

Diese Aussagen werden durch die Tatsache bestätigt, dass Studien, die mit Fangzäunen oder Fang- Wiederfangtechniken durchgeführt wurden, oft deutlich kopfstärkere Populationen nachweisen (z.B. MEYER 2005, MÜLLNER 1991, ÖZNUR 2002). SCHLAGHECK (2002) und ÖZNUR (2002) fingen im Worringer Bruch bei Köln im Jahr 2001 mit Unterwassertrichterfallen etwas über 2000 verschiedene adulte Kammolche, darunter befanden sich fast keine Wiederfänge. Nach Erkenntnissen aus den hier vorliegenden Fang- Wiederfangergebnissen mit teilweise ebenfalls sehr großen Populationen, kann man davon ausgehen, dass die Population im Worringer Bruch deutlich über 12000 Tiere umfasste.

Im Greiffenhorstpark wurden im Frühjahr 2001 fast 4500 Kammolchindividuen gefangen und umgesiedelt (HENF 2001a). Die Population lag vermutlich bei über 6000

Tieren. Im Zuge des Kammolch-Monitorings Krefeld wurden an einem Gewässer im NSG Latumer Bruch (Gewässer 14) und auf dem Gelände der SWK Aqua GmbH (Gewässer 17) ebenfalls Populationen von 2.000 – 5.000 Tieren, eventuell sogar noch größere, nachgewiesen. MEYER (2005) konnte in Sachsen-Anhalt eine Population von über 3.000 Individuen mittels Reusenfang und Fang- Wiederfang erfassen. Diese Erkenntnisse lassen vermuten, dass der Kammolch, anders als früher angenommen, unter günstigen Umständen sehr wohl Populationen von mehreren Tausend Individuen ausbilden kann. Diese bekannt gewordenen großen Populationen sprechen für ein Erfassungsdefizit bei den älteren Untersuchungen und stehen nicht im Gegensatz zu der zunehmenden Gefährdung dieser Art.

Der Hauptgrund bei diesen Fehleinschätzungen ist in der unzureichenden Methodik dieser Untersuchungen zu sehen. Wie schon erläutert, sind die nicht so zeitaufwändigen Methoden wie Keschern oder Sichtbeobachtungen nicht geeignet, um entsprechend große Populationen zu untersuchen bzw. überhaupt zu bemerken.

Die besonders intensiven Untersuchungen mit Fangzäunen, die das Gewässer komplett umschließen (z.B. BAKER 1999, HACHTEL et al. 2006, KUPFER & KNEITZ 2000), fanden bisher ausschließlich an Gewässern statt, die nicht größer als 500m² Wasseroberfläche waren. Im Gegensatz dazu wurden die auffällig großen Populationen des Kammolches bisher allesamt an Gewässern nachgewiesen, die deutlich größer sind und deshalb nicht mit den finanziellen Mitteln, die für feldherpetologische Studien zur Verfügung gestellt werden, mittels eines Fangzaunes untersucht werden konnten.

Des Weiteren werden für Studien mit Fangzäunen nur Gewässer ausgewählt, die mit großer Wahrscheinlichkeit in jedem Jahr Wasser führen. Besonders bei mehrjährigen Untersuchungen ist die Gefahr zu groß, dass ein trockenes Jahr zu einem kompletten Datenverlust führt. Gerade solche Gewässer, die in unregelmäßigen Abständen trocken fallen, scheinen aber für *T. cristatus* besonders geeignet zu sein (OLDHAM et al. 2000, ORTMANN 2006, SZTATECSNY et al. 2004). Mit Unterwassertrichterfallen ist es möglich, auch solche Gewässer zumindest halbquantitativ zu untersuchen, was zu neuen Erkenntnissen über diese, aus Sicht des Naturschutzes wichtige, Art geführt hat.

Die hier vorgestellten Populationen sind aufgrund der sehr hohen Zahl an Fallen und des langen Fangzeitraumes sicherlich die am intensivsten erfassten in Europa. Dies sollte beim Vergleich mit den Literaturdaten berücksichtigt werden. Die meisten

Gewässer weisen kleine bis mittelgroße Populationen auf (Gew. 1a & b, Gew. 18, Gew. 20, Gew. 21). An den Gewässern A und 19 müssen die Populationen als sehr klein und akut bedroht angesehen werden. In immerhin zwei Gewässern im Untersuchungsgebiet leben Populationen, die mit deutlich über eintausend erwachsenen Tieren als sehr groß gelten können.

Die ökologischen Parameter, welche die Häufigkeit des Kammolches beeinflussen, werden umfassend in Kapitel 7.9 vorgestellt und diskutiert.

7.2.1 Ermittlung der Populationsgrößen mittels Fang- Wiederfang

Methoden

Die hier vorgestellten eigenen Ergebnisse, aber auch der Vergleich mit anderen Forschungsprojekten, zeigen klar auf, dass es bisher mit keiner Methode gelungen ist, mehr als 80 % der tatsächlich vorhandenen Population zu erfassen, d. h. tatsächlich zu fangen. Somit bieten Fang- Wiederfangtechniken die einzige Möglichkeit, die Wirksamkeit von Erfassungsmethoden zu quantifizieren und Ergebnisse, statistisch abgesichert, zu präzisieren (HENLE 2001 und 2005, SCHMIDT et al. 2001). Zum einen kann nur auf diese Weise die tatsächliche Populationsgröße bestimmt bzw. abgeschätzt werden, zum anderen nur durch Verwendung von Fang- Wiederfangtechniken der Fehler der Fangmethode(n) („Messfehler“) abgeschätzt werden. Die Quantifizierung des Messfehlers ist auch deswegen so wichtig, da nur auf diese Weise die Ergebnisse zu Überlebensraten und anderen populationsökologischen Parametern entsprechend korrigiert und verglichen werden können (SCHMIDT & ANHOLT 1999).

Somit ist es unerlässlich, eine Möglichkeit zu finden, mit der die Größe der Laichpopulation beim Kammolch einigermaßen zuverlässig abgeschätzt werden kann. In der Literatur werden verschiedene Methoden vorgestellt und angewendet.

Geschlossene Populationen

Verschiedene Autoren (z.B. BAKER 1999, ORTMANN 2004, SCHALL 2005) verwenden den so genannten Lincoln- Petersen Index, andere Autoren (JOHN 2004, SIZLING &

ZAVADIL 2001) gehen nach der Schnabel- Methode vor. Beide Modelle gelten jedoch nur für geschlossene Populationen. Obwohl es auf der Hand liegt, dass Kammolche, bei denen sich die An- und Abwanderung zeitlich überschneiden, keine geschlossene Population ausbilden, werden diese Modelle relativ häufig angewendet. Dabei wird davon ausgegangen, dass, wenn man die Methode in einem kurzen Zeitfenster, z.B. Mitte April, anwendet, die Population als annähernd geschlossen angesehen werden kann und der Fehler somit zu vernachlässigen ist.

Phänologische Studien (BAKER 1999, HACHTEL et al. 2006b, STOEFFER & SCHNEEWEIB 2001) zeigen jedoch, dass sich An- und Abwanderung meist überschneiden und es einen Zeitpunkt, bei dem alle Tiere ein-, aber noch kein Exemplar wieder ausgewandert ist, nicht gibt. Zudem mehrten sich die Hinweise darauf, dass terrestrische und aquatische Phase beim Kammolch weniger strikt getrennt sind als bisher angenommen (vgl. Kapitel 5.7.2 und 7.4).

Damit hängt jedoch die Genauigkeit der Schätzung zusätzlich davon ab, wie genau dieser theoretische Zeitpunkt getroffen wurde und wie stark sich An- und Abwanderung bei der jeweiligen Population überschneiden. Da man nicht vorhersagen kann, wie viele Tiere zu einem späteren Zeitpunkt anwandern und wie viele schon wieder abgewandert sind, gibt es keine Möglichkeit, diesen Fehler zu quantifizieren.

Selbst bei einer hohen mathematischen Genauigkeit der Schätzwerte kommt ein ökologischer Schätzfehler hinzu, der umso größer ist, je weniger die Ökologie der Art mit den Modellvoraussetzungen übereinstimmt.

Offene Populationen

Die Voraussetzung der Geschlossenheit der Population ist für den Kammolch allenfalls für einen nicht zu bestimmenden, sehr kurzen Zeitpunkt, wahrscheinlich aber überhaupt nicht erfüllt. Modelle für offene Populationen bieten hier die Möglichkeit, sowohl die Populationsgröße zu schätzen, ohne die Grundvoraussetzungen der Modelle zu verletzen, als auch die zeitliche Dynamik der Populationen in die Untersuchung mit einzubeziehen.

Das wichtigste Modell für offene Populationen ist die Jolly- Seber- Methode, die für *T. cristatus* auch schon mehrfach angewendet wurde (SINSCH et al. 2003a, MEYER 2005).

Diese Methode erfordert jedoch sehr gute Wiederfangergebnisse und damit einen hohen Zeitaufwand (SETTELE et al. 1999). In den bisher in der Literatur veröffentlichten Studien mittels der Jolly- Seber- Methode, aber auch im vorliegenden Projekt, war die Datengrundlage grenzwertig, die angezeigten Ergebnisse der „Tagespopulationsgrößen“ schwankten stark und die Konfidenzintervalle waren sehr groß. Die Probleme bei der Anwendung der Jolly- Seber- Methode am Beispiel einer gut untersuchten Kammolchpopulation diskutieren ORTMANN et al. (2005). Bei der Interpretation solcher Ergebnisse bleibt aber offen, ob biologische Sachverhalte oder Schätzfehler aufgrund nicht ausreichender Datengrundlage für diese Ergebnisse verantwortlich sind.

Populationsgrößenermittlung mittels einer Eichgerade

Verschiedene Autoren konnten beim Vergleich von kumulativen Zählungen mit Fang-Wiederfangergebnissen nachweisen, dass diese beiden Kenngrößen miteinander korrelieren, sofern genügend Aufwand betrieben wurde (THOMAS 1983). Somit lässt sich mittels einiger guter Schätzungen eine Eichgerade erstellen, an der sich die Populationsgrößen anderer Standorte ablesen lassen. Im vorliegenden Projekt wurden die vorgestellten Gewässer mit sehr hohem und unter den Gewässern vergleichbarem Aufwand auf Kammolche untersucht. Dennoch war die Effizienz der Erfassung recht unterschiedlich. Bei den Gewässern mit einer hohen Erfassungseffektivität sind die Ergebnisse der modifizierten Jolly- Seber- Schätzung hochsignifikant mit der Anzahl gefangener Tiere korreliert. Die Daten bieten somit eine gute Grundlage um eine solche Eichgerade zu erstellen. Dennoch zeigte sich, dass diese Gerade kein Maß für Populationsgröße an Gewässern mit schlechterem Erfassungserfolg darstellt. So wurden beispielsweise 2004 sowohl in Gewässer 1 als auch in Gewässer 20 mit vergleichbarem Aufwand (Fallenzahl und Kontrollen) ca. 50 Kammolchindividuen nachgewiesen. An Gewässer 1 war jedoch die Erfassungsgenauigkeit (mehrfach gefangene Individuen) deutlich höher als an Gewässer 20. Die errechnete Populationsgröße lag mit relativ hoher Genauigkeit zwischen 70 und 90 Tieren. An Gewässer 20 konnte die Populationsgröße nur relativ ungenau bestimmt werden, sie lag aber mit allen Methoden bei einigen Hundert Individuen und war somit deutlich größer. Die Eichgerade stellt in diesem Fall keine Hilfe dar.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bisher keine der in der Literatur vorgestellten Methoden zufriedenstellende Ergebnisse liefern konnte. Entweder sind die Resultate nur scheinbar zufriedenstellend, da die Grundvoraussetzungen des Modells (Lincoln- Petersen und Schnabel) verletzt wurden oder die Ergebnisse unterliegen so starken Schwankungen (Jolly- Seber-), dass eine Interpretation keinen Sinn macht.

Im vorliegenden Projekt führt erst eine Abwandlung der Jolly- Seber- Methode zu ausreichend genauen Ergebnissen (s. Kap. 5.7.1). Hierbei wird die Datengrundlage durch Zusammenfassen bestimmter Fangperioden robuster gemacht (vgl. POLLOCK et al. 1990, SCHUMACHER et al. 2000). Durch diese Vorgehensweise kann gewährleistet werden, dass zumindest für einige Gewässer zuverlässige Schätzwerte für die Tagespopulationsgrößen zustande kommen. Für die Gesamtpopulationsgröße zeichnet sich ab, dass die bisherigen Modelle für geschlossene Populationen die tatsächlichen Populationsgrößen stark unterschätzen. Die neue, hier vorgestellte Methode zur Abschätzung der Populationsgröße beim Kammolch zeigt deutlich die Defizite der bisherigen Vorgehensweisen auf und kann einen wichtigen Beitrag leisten, das Wissen über die Ökologie des Kammolches zu erweitern. Die Tatsache, dass die Ergebnisse der hier vorgestellten Populationsgrößenschätzung hochsignifikant mit der Anzahl gefangener Tiere korreliert sind, zeigt, dass es sich hierbei um eine abgesicherte Methode handelt. Die Erstellung einer Eichgerade erlaubt es zudem, auch die Populationsgrößen an Gewässern mit einem größeren Erfassungsdefizit zumindest näherungsweise abzuschätzen. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass es sich hierbei um eine Pilotstudie handelt, die ebenfalls noch weiterer kritischer Überprüfung bedarf. Zusätzliche Untersuchungen, die diese Vorgehensweise absichern, verbessern oder auch kritisieren, wären wünschenswert. In einer solchen Untersuchung müssten weniger Gewässer mit einer noch höheren Intensität, d.h. mit noch mehr Fallen untersucht werden, um eine Datengrundlage zu liefern, mit der sich die hier vorgestellte Methode überprüfen lässt. Im vorliegenden Projekt konnte eine solche Intensität aufgrund der Anzahl und der Größe der untersuchten Gewässer nur zum Teil erreicht werden. Trotz der Verwendung neu entwickelter Fallen muss hier selbstkritisch eingeräumt werden, dass die Schwierigkeiten beim Untersuchen eines solchen Gebietes unterschätzt wurden, bzw. bei der Konzeption des Projektes die Anwendung fehlerhafter Modelle Grundlage für die Zeitplanung war.

Dennoch erscheint es sehr wahrscheinlich, dass die Verwendung von Modellen für geschlossene Systeme die tatsächlichen Populationsgrößen zum Teil deutlich unterschätzt. Diese Unterschätzung wirkt sich vor allem an großen Gewässern mit oft auch großen Populationen aus. An solchen ist eine ausreichend hohe Erfassungsgenauigkeit nur schwer zu realisieren. Zudem deutet die Tatsache, dass die Korrelation zwischen der ermittelten Populationsgröße und der Anzahl gefangener Individuen bei der modifizierten Jolly-Seber-Methode höher ist als bei den Modellen für geschlossene Systeme, darauf hin, dass dieses Modell die Realität besser beschreibt als die anderen.

7.2.2 Wunsch und Wirklichkeit - Die Konsequenzen der Nachweiswahrscheinlichkeit für ein Monitoring des Kammolches

Ein Monitoring des Kammolches zum Beispiel im Rahmen der Berichtspflicht zur FFH- Richtlinie muss bestimmte Grundvoraussetzungen erfüllen. Ziel ist es, mögliche Bestandsrückgänge zu erkennen, die nach der Richtlinie spezielle Schutzmaßnahmen erfordern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2005). Um jedoch solche Bestandsveränderungen überhaupt zu bemerken, ist es unerlässlich, sowohl die Datenerhebung als auch die Auswertungsverfahren auf die Fragestellung abzustimmen. Dies wird leider bei vielen Monitoringvorhaben außer Acht gelassen, so dass sich aus den gewonnenen Daten häufig keine Aussage zu der eigentlichen Fragestellung ableiten lässt (WEDDELING et al. 2005a). Um die Anforderungen der Europäischen Kommission zu erfüllen, hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) zusammen mit der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) Vorschläge und Konzepte entwickelt, mit denen die Anforderungen der Europäischen Kommission erfüllt werden können (SCHMIDT et al. 2005, WEDDELING et al. 2005b). Um die genannten Bestandstrends erkennen zu können, muss entweder die reale Populationsgröße ermittelt werden (verschiedene Möglichkeiten wurden oben vorgestellt) oder es muss eine Kenngröße ermittelt werden, die mit der tatsächlichen Populationsgröße korreliert ist (HENLE 2005, SETTELE et al. 1999). Wie in Kapitel 7.2.1 erläutert, ist dies bei der hier verwendeten Methode hochsignifikant der Fall, so dass sie eine gute Grundlage für ein Monitoring des Kammolches im Rahmen der FFH- Richtlinie wäre. Grundlage für eine solche funktionierende Methode wären demnach ca. 20 Kontrollen mit je nach Gewässer zwischen acht und 24 Fallen.

Im Gegensatz dazu werden in der Empfehlung der LANA drei Begehungen durch Reusenfallen (also maximal zwei Kontrollen), Sichtbeobachtungen und Keschern zwischen Mitte April und Anfang Juli empfohlen.

Im vorliegenden Projekt wurden deshalb insgesamt die Ergebnisse aus jeweils zwei zufällig ausgewählten Kontrollen verwendet, um einen Hinweis zu erhalten, ob dieses Verfahren für ein Monitoring geeignet ist. Es zeigt sich, dass in keinem der drei Fälle das Ergebnis mit der tatsächlichen Populationsgröße korreliert ist. Das heißt, selbst

wenn man voraussetzt, dass während des optimalen Zeitraumes eine hohe Zahl an Fallen an den richtigen Stellen im Gewässer verwendet werden, reichen zwei Kontrollen in keinem Fall aus, um eventuelle Bestandsrückgänge zu bemerken. Die mit dieser Methode erhobenen Ergebnisse bleiben ohne Aussagekraft und können die Anforderungen der Europäischen Kommission in keiner Weise erfüllen.

Interessant und für den Bearbeiter ernüchternd ist in diesem Zusammenhang die Tatsache, dass die Erfassungsgenauigkeit nur sehr schwach mit der Erfassungsintensität korreliert ist. Das heißt, ein höherer Aufwand garantiert nicht unbedingt einen höheren Fangerfolg. Die Effektivität hängt also eher von anderen Faktoren als der schieren Intensität ab. In Frage kommen hier die Disposition der Fallen, die Struktur des Gewässers und der Anteil an Unterwasservegetation. Offensichtlich spielen auch Faktoren eine wichtige Rolle, die sich bisher dem Fachwissen entziehen. Anders sind die in der Literatur und leider auch im vorliegenden Projekt aufgetretenen starken Schwankungen in der Erfassungseffektivität nicht zu erklären.

7.3 Geschlechterverhältnisse

Bei der Betrachtung der Geschlechterverhältnisse wird ebenfalls klar, welche Probleme auftreten, wenn Daten mit unterschiedlichen Methoden erhoben werden.

Wenn sich die Nachweiswahrscheinlichkeiten von Männchen und Weibchen unterscheiden, dann entsprechen die ermittelten Werte nicht den realen Geschlechterverhältnissen. Viele Autoren gehen davon aus, dass die Männchen während des Wasseraufenthaltes aktiver sind und größere Entfernungen im Gewässer zurücklegen als die Weibchen (z.B. THIESMEIER & KUPFER 2000). Danach wäre zu erwarten, dass sowohl in den Reusen als auch mittels Keschern mehr Männchen als Weibchen gefangen werden. In verschiedenen Studien war dies auch der Fall (HAGSTRÖM 1979, SCHALL 2005, ORTMANN 2004). Im vorliegenden Projekt wurden erstmals deutlich mehr Weibchen in den untersuchten Gewässern gefangen. Vor allem an Gewässer 17 zeigt sich ein auffälliger Weibchenüberschuss und zwar bei allen drei Molcharten. Ähnliches beobachtete bisher nur ARNTZEN (2002b) an einer Hybridpopulation von *T. cristatus* und *T. marmoratus*.

Es ist auffällig, wie sehr sich die Geschlechterverhältnisse von einem auf das andere Jahr und auch bei unmittelbar benachbarten Gewässern unterscheiden können. Die Daten des vorliegenden Projektes bestätigen hier die Literaturangaben, dass die Geschlechterverhältnisse sehr variabel sein können (vgl. ARNTZEN & TEUNIS 1993, MIAUD & JOLY 1993).

Die Geschlechterverhältnisse sind nicht nur das Ergebnis eines langen Evolutionsprozesses, sondern werden kurzfristig durch populationsökologische Prozesse wie der Konkurrenz um Fortpflanzungspartner und Ressourcen sowie geschlechtsspezifische Überlebensraten bestimmt (ARNTZEN 2002b). So vermuten SCHABETSBERGER & GOLDSCHMID (1994), dass geschlechtsspezifische Überlebensraten zu unterschiedlichen Geschlechterverhältnissen im Gewässer führen, da die Männchen meist etwas früher anwandern und deshalb von einem Kälteeinbruch eher überrascht werden können als die Weibchen. GABOR & HALLIDAY (1997) widersprechen dem. Sie gehen davon aus, dass die Weibchen einem stärkeren Selektionsdruck für eine frühe Anwanderung als die Männchen unterliegen, da die Eiablage sehr zeitaufwändig ist. Da die Weibchen sich mehrfach verpaaren und die Männchen, die sich als letzte mit dem

Weibchen paaren, mehr Eier befruchten als ihre Vorgänger („late male advantage“) unterliegen die männlichen Molche einem solchen Selektionsdruck nicht. Für die Weibchen ist das Fortpflanzungsgeschehen nicht nur zeit- sondern auch energieaufwändig. Aus diesem Grund ist zu erwarten, dass der Anteil an Tieren, die eine Laichperiode auslassen („skipping breeders“), bei den Weibchen variabler ist als bei den Männchen (ARTNZEN 2002b). Die Ergebnisse aus dem vorliegenden Projekt unterstützen diese Hypothese. In den Untersuchungsjahren 2004 und 2006, in denen die Habitatbedingungen aufgrund von Trockenheit schlechter waren, scheinen mehr Weibchen als Männchen auf eine Anwanderung an das Gewässer verzichtet zu haben (vgl. Kap. 7.5).

Eine weitere mögliche Erklärung für diese starken Schwankungen liefern WALLACE et al. (1999) und WALLACE & WALLACE (2000). In Aquarierversuchen zeigen diese Autoren eine starke temperaturabhängige Geschlechtsdetermination bei *T. cristatus*. Bei niedrigen Wassertemperaturen von unter 18°C kam es zu einem deutlichen Weibchenüberschuss, wie er im Untersuchungsgebiet an Gewässer 17 beobachtet wurde. Bei Temperaturen von über 24°C entwickelten sich mehr Männchen. Dabei wurde sogar mehrfach eine Geschlechtsumkehr (sex reversal) beobachtet, bei der sich weibliche Larven zu Männchen entwickeln. WALLACE et al. (1997) sprechen von sogenannten „neomales“. Es ist zwar bisher nicht untersucht inwieweit diese Phänomene im Freiland zum Tragen kommen, dennoch bieten diese Ergebnisse einen interessanten Erklärungsansatz für die oft im Freiland beobachteten, starken Schwankungen bei den Geschlechterverhältnissen.

Es sei allerdings noch mal ausdrücklich darauf hingewiesen, dass selbst die Daten am Fangzaun (vgl. Kap. 7.1.3) nicht immer das reale Geschlechterverhältnis widerspiegeln, auch wenn an einigen Stellen in der Literatur Gegenteiliges behauptet wird.

In Bezug auf die Reproduktion und damit die effektive Populationsgröße ist selbst bei einem Weibchenüberschuss davon auszugehen, dass die Weibchen – bzw. die Anzahl Eier, die sie legen – den limitierenden Faktor darstellen, da die Männchen in der Lage sind, sich mehrmals zu verpaaren.

7.4 Früh oder spät? Verschiedene Laichpopulationen an Gewässern mit stark schwankendem Wasserspiegel

Betrachtet man die Veränderungen in der Populationsgröße während der Laichsaison, so fällt auf, dass ein Gewässer (Gew. B) von dem üblichen Bild abweicht.

Wie in der Literatur beschrieben (GRIFFITHS 1996, THIESMEIER & KUPFER 2001), wächst die Laichpopulation an fast allen Untersuchungsgewässern zunächst kontinuierlich, bis meist Ende April ein Höchststand erreicht ist. Anschließend geht die Laichpopulationsgröße zurück bis meist Ende Juni allenfalls noch Einzeltiere nachgewiesen werden können. Anders stellte sich die Situation im Jahr 2006 im östlichen Teil des Greiffenhorstparkes dar. Auch hier verringerte sich die Laichpopulationsgröße nach einem Höchststand Mitte April. Parallel dazu ging der Wasserstand deutlich zurück, so dass aufgrund der relativen Trockenheit die Abwanderung schon in der zweiten Maiwoche fast abgeschlossen war und sich nur noch Einzeltiere im Gewässer befanden (vgl. SINSCH et al. 2003b). Nach mehreren Starkregeneignissen Mitte Mai und der nicht abgesprochenen Einspeisung von Wasser durch die Stadtwerke Krefeld (SWK) war der Wasserspiegel Ende Mai wieder auf mit dem Frühjahr vergleichbarem Niveau. Unmittelbar danach befanden sich wieder mehrere Hundert Kammolche in diesem Gewässer. Dabei handelte es sich hauptsächlich um Tiere, die sich im März und April nicht in diesem Gewässer aufgehalten hatten. Offensichtlich fand hier nach den Starkregeneignissen im Frühsommer eine zweite Einwanderung von Kammolchen statt, die im Frühjahr auf eine Wanderung verzichtet hatten. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass es beim Kammolch zeitlich getrennte Laichpopulationen in Abhängigkeit von den Wasserständen geben kann. Ein solches Verhalten ist bisher für den Kammolch noch nicht beschrieben worden. SINSCH (1992) beschreibt dieses Phänomen für die Kreuzkröte (*Bufo calamita* bzw. eventuell *Epidalea calamita* nach FROST et al. 2006). In diesem Fall waren die genetischen Distanzwerte zwischen zeitlich getrennten Populationen sogar größer als zwischen räumlich getrennten Vergleichspopulationen. Es wäre interessant zu untersuchen, ob dies auch beim Kammolch der Fall ist. Eventuell handelte es sich auch um Tiere, die zunächst aufgrund schlechter Habitatbedingungen (vgl. Kap. 4.13) oder eines mäßigen Ernährungszustandes die

Laichperiode auslassen wollten (skipping breeders nach ARNTZEN & TEUNIS 1996). Aufgrund der günstigen Bedingungen im Mai dieses Jahres konnten sie sich gewissermaßen nachträglich noch am Laichgeschehen beteiligen. Die Frage, ob es sich um zwei zeitlich getrennte, verschiedene Populationen handelt, oder ob die Individuen einer Population unterschiedlich auf die variablen Habitatbedingungen reagieren, können nur weitergehende ökologische und genetische Untersuchungen beantworten. Einmal mehr zeigt sich, wie wenig über das Verhalten der Kammolche, besonders außerhalb seines Wasserlebensraumes, bekannt ist.

7.5 Syntopie und interspezifische Konkurrenz

In fast allen bisher veröffentlichten Angaben zum syntopen Vorkommen von *T. cristatus* und anderen Urodelenarten ist der Kammolch die Art mit den kleinsten Bestandsgrößen (z.B. GRIFFITHS 1996, GROSSE & GÜNTHER 1996, VEITH 1996). Insofern bilden die hier vorgestellten Populationen typische Beispiele, denn der Kammolch ist auch in allen Gewässern im Untersuchungsgebiet die seltenste Molchart. Dennoch zeigen sich einige Auffälligkeiten: Der Bergmolch war ca. um den Faktor 3,4 und der Teichmolch ca. um den Faktor 6,2 häufiger als der Kammolch. Während der Umsiedlung fing HENF (2001a) im Greiffenhorstpark dagegen mehr Kammmolche als Bergmolche und fast so viele wie Teichmolche. Diese Unterschiede sind deutlich geringer als in anderen vergleichbaren Studien, die jedoch meist viel kleinere Stichproben aufweisen (KNEITZ 1998, JEHLE & HÖDL 1996, ORTMANN 2004). In diesen Studien sind sowohl Berg-, als auch Teichmolch meist um den Faktor 10 bis 20 häufiger als der Kammolch.

ÖZNUR (2002) und SCHLAGHECK (2002) beschreiben eine Population im Worringer Bruch bei Köln (NRW), in welcher der Kammolch mit Abstand die häufigste Molchart ist. Eine solche Situation wurde bisher noch von keinem anderen Autor beschrieben.

So bringen Studien wie die vorliegende, die sich schwerpunktmäßig mit der Erfassung von Kammolchen mittels Unterwassertrichterfallen beschäftigen, neue Erkenntnisse, sowohl zu den Populationsgrößen als auch zum Vergesellschaftungsgrad mit anderen Molcharten zu Tage.

Die Tatsache, dass der Kammolch im Untersuchungsgebiet immer mit *L. vulgaris* und *M. alpestris* vergesellschaftet ist und zumindest in den drei Untersuchungsjahren auch immer die seltenste dieser drei Arten ist, wirft die Frage auf, inwieweit interspezifische Konkurrenz zwischen diesen drei Urodelenarten für dieses Phänomen verantwortlich ist. Sollte interspezifische Konkurrenz eine größere Rolle spielen, müssten die relativen Häufigkeiten dieser Arten miteinander korreliert sein. Das heißt, je häufiger eine Molchart ist, desto seltener sollte eine der anderen Arten sein. Dies ist jedoch im Untersuchungsgebiet mit hoher Signifikanz nicht der Fall. Im Gegenteil zeigt sich, dass

auch die beiden anderen Arten häufig sind, wenn der Kammolch mit der geringsten ökologischen Valenz häufig ist. Obwohl diese Arten den gleichen Lebensraum und fast die gleichen Nahrungsressourcen nutzen, scheinen die in Kapitel 4.13 vorgestellten Habitatparameter einen größeren Einfluss zu haben als Konkurrenzeffekte zwischen den Arten. VAN BUSKIRK (2005) kommt in der Schweiz zu ähnlichen Ergebnissen.

Eventuell können die neuen Erkenntnisse über die phylogenetischen Beziehungen innerhalb der Salamandridae (STEINFARTZ et al. 2006, WEISSROCK et al. 2006) bei diesen Beobachtungen einen Erklärungsansatz liefern (Abb. 3.2). Für nahe verwandte Arten wie Faden- (*Lissotriton helveticus*) und Teichmolch (*L. vulgaris*), sowie für Kamm- (*Triturus cristatus*) und Marmormolch (*T. marmoratus*) konnten solche interspezifischen Konkurrenzeffekte beobachtet werden (GRIFFITHS 1987, JEHLE et al. 2000). Bei den nicht so nah verwandten Arten wie *Lissotriton vulgaris*, *Mesotriton alpestris* und *Triturus cristatus* zeigten sich im Untersuchungsgebiet keine Hinweise darauf.

7.6 Bestandsentwicklung an den Untersuchungsgewässern seit 2004

7.6.1 Adulti

Alle bisher veröffentlichten Langzeitstudien zur Populationsdynamik von *Triturus cristatus* beschreiben sehr dynamische Bestandsentwicklungen (vgl. ARNTZEN & TEUNIS 1993, BAKER 1999, BLAB & BLAB 1981, COOKE 1995, GLANDT 1982, HACHTEL et al. 2006a, JEHLE & HÖDL 1996, ORTMANN 2004). Es stellt sich jedoch erneut die Frage, inwieweit die Schwankungen in der Populationsgröße in vergleichbaren Studien ebenfalls auf Schwankungen in der Erfassungseffektivität und nicht in der realen Populationsgröße zurückzuführen sind. Abbildung 7.2 fasst die Ergebnisse einiger dieser Studien zusammen.

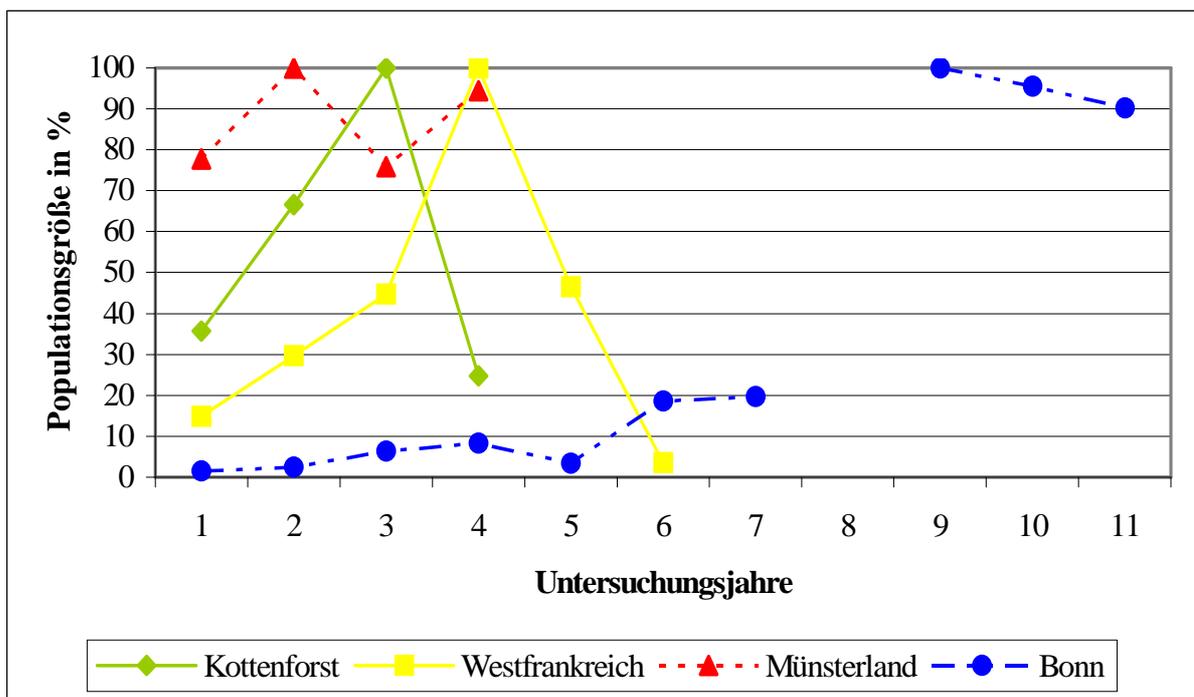


Abb. 7.2: Bestandsentwicklung des Kammolches in verschiedenen Langzeitstudien (Kottenforst: nach BLAB & BLAB 1981, Münsterland: GLANDT 1982, Westfrankreich: ARNTZEN & TEUNIS 1993, Bonn Jahre 1-7 nach KUPFER 1996, Jahre 9-11, ORTMANN 2004)

Solche Schwankungen sind auch im vorliegenden Projekt zu beobachten. Besonders auffällig ist die Tatsache, dass an allen neun Gewässern, die quantitativ auf

Kammolche untersucht wurden, dass gleiche Muster zu erkennen ist. Im Jahr 2005 hielten sich in jedem Gewässer mehr Kammolche auf als in den beiden anderen Untersuchungsjahren. Ein solches Phänomen konnte bisher noch nicht beobachtet werden, da sich quantitative Studien aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes meist auf deutlich weniger Gewässer konzentrieren.

Bisher wurde häufig die Dynamik von Amphibien- und Kammolchpopulationen beschrieben und nach Gründen hierfür gesucht. Meist werden Gründe aufgeführt, die an dem jeweiligen Untersuchungsgewässer wirken (vgl. hierzu Kapitel 7.9). Meist bleiben die Erklärungsversuche erfolglos (CARRIER & BEEBEE 2003) bzw. spekulativ (Übersichten bei GRIFFITHS 1996, THIESMEIER & KUPFER 2001). Durch den größeren gewählten Untersuchungsrahmen in der vorliegenden Studie zeigt sich, dass für solche Schwankungen Faktoren eine wichtige Rolle spielen können, die an allen Gewässern in einem bestimmten Gebiet wirken.

Die zentrale Frage hierbei lautet, welche biotischen oder abiotischen Faktoren sich in den drei Untersuchungsjahren so gravierend unterschieden, dass sie deutlich messbare Populationsschwankungen an allen Untersuchungsgewässern parallel bewirken konnten. Wie eingangs beschrieben liegen alle Untersuchungsgewässer im Bereich der Niederterrasse und sind damit stark vom Grundwasser beeinflusst. In Jahren mit einem niedrigen Grundwasserspiegel führen weniger Gewässer im Untersuchungsgebiet Wasser als bei hohem Grundwasserspiegel. Im April 2004 führten 17 Gewässer Wasser, und im April 2006 konnten 20 wasserführende Gewässer erfasst werden. Zum gleichen Zeitpunkt des Jahres 2005 führten 28 Gewässer im Untersuchungsgebiet Wasser. Für die drei Jahre konnte eine starke positive Korrelation der Anzahl wasserführender Gewässer mit den Populationsgrößen pro Gewässer nachgewiesen werden. Eine an sich plausible Hypothese wäre gewesen, dass sich bei einer größeren Anzahl an Gewässern die im Gebiet lebenden Kammolche auf mehr Gewässer verteilen. Danach wären pro Gewässer weniger Molche zu erwarten. Das Gegenteil war jedoch der Fall. Als Beispiel sei hier der Stratumer Buschgraben aufgeführt. Hier liegen die Gewässer 13, 14 und 15 direkt nebeneinander. In den Jahren 2004 und 2006 führten die beiden äußeren Gewässer 13 und 15 kein Wasser, Gewässer 14 jedoch besaß Wasser und beherbergte Laichpopulationen von ca. 200 (Jahr 2004) bzw. 700 (2006) adulten Tieren. Im Jahr 2005, als drei Gewässer Wasser führten und sich die Tiere theoretisch auf diese hätten verteilen können, wurde für Gewässer 14 eine Population von weit über 2000 Tieren

nachgewiesen. Zusätzlich befanden sich auch Tiere in den beiden anderen Gewässern. Diese Ergebnisse ermöglichen neue, bisher nicht belegte Erkenntnisse über das Verhalten der Kammolche im Landlebensraum. Es scheint sehr wahrscheinlich, dass bei schlechten Habitatbedingungen – hier Trockenheit – ein Teil der Population gar nicht erst zum Gewässer anwandert, sondern im Landlebensraum verbleibt. Solche Tiere, die eine Laichperiode auslassen (skipping breeders), wurden schon für etliche heimische Amphibienarten beschrieben (KUHN 1994, THIESMEIER & KUPFER 2001, SCHMIDT 2003, SCHMIDT et al. 2006b). Über die Gründe hierfür konnte bislang nur spekuliert werden. Die hier vorliegenden Ergebnisse lassen es wahrscheinlich erscheinen, dass die Kammolche frühzeitig schlechte Habitatbedingungen erkennen und die gefährvolle Wanderung auslassen.

Nach diesen Ergebnissen scheint der Anteil der Laichpopulation an der Gesamtpopulation, also die Tiere, die im Frühjahr an das Gewässer anwandern, viel variabler zu sein als bisher angenommen.

7.6.2 Anzahl abgelegter Eier und Jungtieraufkommen

Erfolgreiche Reproduktion und das damit verbundene Jungtieraufkommen sind der maßgebliche Faktor für den Erhalt von Amphibienpopulationen (GRIFFITHS 1999).

Vor diesem Hintergrund sind die sehr deutlichen Fluktuationen bei den jährlichen Jungtierzahlen bemerkenswert.

Auffällig ist vor allem die Tatsache, dass häufig auf ein Jahr mit einem geringen Jungtieraufkommen ein Jahr mit einem sehr hohen Aufkommen folgt. Ein Grund für den in manchen Jahren sehr hohen Reproduktionserfolg ist ebenfalls in dem Erlöschen der Fischpopulationen als wahrscheinlich wichtigstem Prädator zu sehen.

So wurden im östlichen Teil des Greiffenhorstparks (Gew. B) in den Jahren 2004 und 2005 fast keine Jungtiere nachgewiesen. Im Herbst 2005 war der Wasserstand in diesem Gewässer so niedrig, dass nur drei kleinere Resttümpel verblieben. Während dieses niedrigen Wasserstandes wurde eine Elektrobefischung durchgeführt, durch die ein Großteil der sich im Gewässer befindlichen Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) entfernt

wurde. Im Jahr darauf konnten nur noch vereinzelt Flussbarsche nachgewiesen werden, dafür aber mehr als zehnmals so viele Larven als in den Jahren zuvor.

Vergleichbare Beobachtungen, dass in Jahren z.B. nach einem Trockenfallen besonders viele Larven beobachtet werden können, wurden auch an weiteren Gewässern im Untersuchungsgebiet gemacht. Die Tatsache, dass die Anzahl abgelegter Eier mit der Anzahl Weibchen korreliert ist, die Zahl an größeren Larven aber nicht, spricht ebenfalls dafür, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit in hohem Maße von der Prädatordichte abhängt (KUPFER

& VON BÜLOW 2001, SWAN & OLDHAM 1993, SZTATECSNY et al. 2004). ORIAZOLA & BRANA (2004) wiesen nach, dass die Anwesenheit von Fischen, in diesem Fall der Forelle (*Salmo trutta*), dazu führt, dass die Larven von Wassermolchen schneller und mit geringerer Größe die Metamorphose erreichen.

Ein zu frühes Austrocknen kann im Extremfall zwar zu einem großen Verlust an Larven führen. Es ist jedoch anzunehmen, dass der Kammolch ähnlich wie der Marmormolch (*T. marmoratus*) auf ein drohendes Austrocknen mit einer Verkürzung der Metamorphose reagieren kann (JAKOB et al. 2002). Auf der anderen Seite dezimiert ein solches Trockenfallen fast alle wichtigen Prädatoren von Eiern und Larven, so dass die Jungtiere im Jahr nach dem Trockenfallen eine höhere Überlebenschance haben. Diese These erklärt das Phänomen, dass jeweils im Jahr nach einem Austrocknen des Gewässers, bzw. der Entfernung der wichtigsten Prädatoren, die höchsten Zahlen an Larven im Gewässer gemessen werden konnten. Die wichtigsten Prädatoren, die im Untersuchungsgebiet nach Fischen in Frage kommen, sind: Adulte und Larven des Gelbrandkäfers (*Dytiscus marginalis*) (MÖLLE 2001), der nach MIAUD (1993, 1994) sowohl Eier als auch Larven von *Triturus cristatus* frisst und in den Wasserreusen in großer Zahl nachgewiesen wurde. Auch die Larven von Großlibellen (Anisoptera), vor allem *Aeshna cyanea*, sind im Untersuchungsgebiet sehr häufig und können die Jungtierbestände von Wassermolchen negativ beeinflussen (vgl. SCHMIDT & BUSKIRK 2001 und 2005), auch wenn das Einwickeln der Eier in Vegetation ein wirksamer Schutz vor dem Fressen durch *Aeshna*-Larven ist (ORIAZOLA & BRANA 2003a).

Die Tatsache, dass die relative Fruchtbarkeit um ein Vielfaches höher ist, wenn sich nur wenige Individuen im Gewässer befinden, spricht dafür, dass auch intraspezifische Dichteeffekte wie Oophagie und Kannibalismus einen starken Einfluss auf den

Reproduktionserfolg einer Population ausüben (vgl. DOLMEN & KOKSVIK 1983, ARNTZEN & TEUNIS 1993, HACHTEL et al. 2006).

GILL (1979) vermutet eine negative Abhängigkeit des Wachstums von der Dichte der Urodelenlarven, die in der vorliegenden Studie nicht bestätigt werden kann. Für einige Anurenarten wurde ein solches Phänomen jedoch nachgewiesen (VENCES et al. 2002).

Positiven Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit haben z. B. hohe Wassertemperaturen und ein reichhaltiges Nahrungsangebot. VAN BUSKIRK & SCHMIDT (2000) konnten für *Triturus alpestris* nachweisen, dass die Larven langsamer wachsen, wenn Libellenlarven der Gattung *Aeshna* im Gewässer vorkommen. Für die deutlich größeren Larven des Kammolches sind vermutlich nur die zweijährigen *Aeshna* - Larven als Prädatoren von Bedeutung.

7.7 Biometrie

7.7.1 Körperlänge, Masse und Konditionsindex adulter Molche

Angaben zur Körperlänge bzw. Kopf-Rumpf-Länge (KRL) können verwendet werden, um Populationen zu beschreiben und Teilpopulationen zu vergleichen.

Sowohl die Kopf-Rumpf-Längen als auch die Körpermassen können jedoch nur ein grobes Maß für die individuelle Konstitution des jeweiligen Tieres darstellen (ELBING 2001). Erst wenn man diese beiden Parameter zusammenfasst, sind Vergleiche zwischen unterschiedlichen Individuen, Altersklassen, Geschlechtern, Populationen oder Untersuchungsjahren möglich. Einen einfachen Quotienten zu bilden ist problematisch, da die Masse in der dritten Potenz zunimmt, die Kopf-Rumpf-Länge jedoch linear. HEMMER & KADEL (1971) empfehlen deswegen den Konditionsindex als Maß für die individuelle Konstitution. Bisher wurde dieser Index in der Literatur bei ORTMANN (2004) und MEYER (2005) beim Kammolch angewendet. DENOEL et al. (2002) zeigen eine hochsignifikante Korrelation zwischen den Fettreserven und dem Konditionsindex bei *M. alpestris*, was zeigt, dass der Konditionsindex ein gutes Maß ist, um den Ernährungszustand heimischer Urodelen zu beurteilen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass, im Hinblick auf die Kopf-Rumpf-Länge, die Kammolche im Untersuchungsgebiet im Bereich der in der Literatur genannten Daten liegen (BREDE et al. 2000, GROSSE & GÜNTHER 1996, NÖLLERT & NÖLLERT 1992, THIESMEIER & KUPFER 2000). Auch die Beobachtung, dass die Weibchen signifikant größer und schwerer als die Männchen sind, stimmt mit den bisher publizierten Daten überein. Ausnahmen hiervon erwähnen MALMGREN & THOLLESSON (1999) an Museumspräparaten und MEYER (2005) im Freiland.

Auffällig ist die Tatsache, dass sowohl bei Weibchen als auch bei Männchen die Größe in den drei untersuchten Jahren in einem hochsignifikanten Trend zunahm. Dieses Phänomen deutet darauf hin, dass sich einige der Populationen in einer Wachstumsphase befinden. In einer solchen leben in Relation weniger alte und damit meist größere Tiere. Somit hat sich noch kein Gleichgewicht in der Alterspyramide eingestellt und es existiert kein konstanter Mittelwert.

In einigen Veröffentlichungen wird versucht, das Alter von Molchen anhand der Kopf-Rumpf-Länge zu bestimmen. Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass die KRL bei unterschiedlichen Altersstufen sehr stark variieren und dementsprechend die Körpergröße nur bedingt als Indikator für das Alter verwendet werden kann. SCHLAGHECK (2002) zeigt mithilfe skeletochronologischer Untersuchungen für eine Population bei Köln, dass mit einer Wahrscheinlichkeit von 75 % ein Tier anhand der Größe einem jeweiligen Alter zugeordnet werden kann. Dies legt die Vermutung nahe, dass bei Populationen wie den hier vorgestellten mit im Mittelwert kleinen Tieren ein besonders hoher Anteil an jungen Individuen vorhanden ist (BAKER & HALLIDAY 2000). Besonders deutlich tritt diese Größenzunahme an dem Kleingewässer auf dem Linner Golfplatz (Gewässer 20) zu Tage: An diesem Gewässer ist sie für beide Geschlechter hochsignifikant. Hierbei handelt es sich um das Gewässer, in welches im Jahr 2001 der überwiegende Teil der 4500 adulten Kammolche umgesiedelt wurde. Dies deutet darauf hin, dass der überwiegende Teil der adulten Tiere umgehend wieder abgewandert ist und die Population zum jetzigen Zeitpunkt zu einem hohen Teil aus jungen Tieren besteht, die in diesem Gewässer geboren sind.

Ein weiterer Erklärungsansatz könnte eine hohe Mortalitätsrate an Larven und Jungtieren z.B. aufgrund eines hohen Feinddruckes sein (VAN BUSKIRK & SCHMIDT 2000). Dies scheint im östlichen Teil des Greiffenhorstparks (Gewässer B) der Fall zu sein. Hier befanden sich in den ersten beiden Untersuchungsjahren verhältnismäßig große Populationen an Flussbarschen (*Perca fluviatilis*), Giebeln (*Carassius auratus gibelio*) und Dreistacheligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*), welche den Reproduktionserfolg in diesen Jahren stark beeinträchtigten (vgl. Kapitel 5.4). Aufgrund der hohen Wasserstände seit den Umbaumaßnahmen im Jahr 2001 ist davon auszugehen, dass die Fischpopulation schon seit 2002 die Überlebenswahrscheinlichkeit der Larven deutlich verringerte. Dies führte höchstwahrscheinlich dazu, dass während des Untersuchungszeitraumes im Verhältnis weniger junge und damit kleinere Kammolche an dieses Gewässer anwanderten. Die überlebenden Tiere wurden somit in jedem Jahr älter und damit im Durchschnitt größer, was an diesem Gewässer für beide Geschlechter mit einem signifikanten Trend der Fall war.

Daten aus anderen Untersuchungen (ARNTZEN 2000, MEYER 2005, ÖZNUR 2002) bestätigen diese Schlussfolgerungen, auch wenn nicht explizit auf diese Phänomene eingegangen wird.

Eine Vielzahl anderer Faktoren kann zusätzlich für unterschiedliches Wachstum verantwortlich sein. HAGSTRÖM (1977) führt an, dass klimatische Gründe für Wachstumspausen verantwortlich sein können. Das heißt, dass die Tiere bei ungünstigen Klimaverhältnissen für ein Jahr mit dem Wachstum aussetzen können. Es ist anzunehmen, dass auch biotische Faktoren wie die Verfügbarkeit von Nahrung (CICORT-LUCACIU et al. 2005a) sowie inter- und intraspezifische Konkurrenz hier eine Rolle spielen (HALLIDAY & VERRELL 1988).

In Bezug auf den **Konditionsindex**, der ein Maß für den Ernährungszustand der Tiere darstellt, fällt auf, dass die Weibchen einen signifikant niedrigeren Index aufweisen als die Männchen. Hierzu finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben: ORTMANN (2004) machte dieselben Beobachtungen, während MEYER (2005) sowie SINSCH et al. (2003b) keinen geschlechterspezifischen Unterschied in Bezug auf den Konditionsindex feststellten. Eine mögliche Erklärung könnte darin liegen, dass die Weibchen während der aquatischen Phase bei der Eiablage mehr Energie verbrauchen als die Männchen. Das Ablegen der Eier erfordert nicht nur Energie, sondern auch einen beträchtlichen Zeitaufwand, der für die Nahrungsaufnahme fehlt. Deshalb weisen die Weibchen während dieser Phase einen im Mittel schlechteren Ernährungszustand als die Männchen auf (BAKER 1992).

FASOLA & CANOVA (1992) sowie MEYER (2005) merken dazu an, dass die Weibchen dies gegen Ende des Wasseraufenthaltes durch vermehrte Nahrungsaufnahme wieder ausgleichen können. Das scheint jedoch im Untersuchungsgebiet nicht der Fall zu sein. Eine weitere Besonderheit ist die Tatsache, dass sowohl Männchen als auch Weibchen im Jahr 2006 einen signifikant niedrigeren Konditionsindex aufwiesen als in den Jahren 2004 und 2005. In Kapitel 5.10 wurde bereits festgestellt, dass im Jahr 2006 die Habitatbedingungen für den Kammolch im Mittel schlechter waren als im Jahr 2005. Es könnte sein, dass sich diese schlechteren Bedingungen nicht nur auf die jeweiligen Populationsgrößen, sondern auch auf den Ernährungszustand der einzelnen Individuen ausgewirkt haben. Für den nahe verwandten *T. marmoratus* wurde nachgewiesen, dass in trockenen Sommern kein Wachstum erfolgt und somit auch ältere Tiere verhältnismäßig klein bleiben können (JAKOB et al. 2002b); dies dürfte sich auf den Konditionsindex und damit den Ernährungszustand auswirken.

7.8 Individuell erkannte Kammolche im Vergleich

7.8.1 Individuelles Wachstum

KUPFER (1996) und THIESMEIER & KUPFER (2000) beschreiben zwei Wachstumszeiträume der Kammolche: während des Gewässeraufenthaltes und nach der Abwanderung. Während des Landaufenthaltes zeigten die Tiere ($n = 17$) kein positives Längenwachstum.

In anderen Projekten (ORTMANN 2004) konnte kein Unterschied im Wachstum während des Wasser- und während des Landaufenthaltes nachgewiesen werden ($n = 106$). Die wenigen Tiere, die in jedem der drei Untersuchungsjahre gefangen und vermessen wurden ($n = 12$), zeigten ein kontinuierliches Wachstum. Im Durchschnitt wuchsen diese Tiere um 3,9 mm im Jahr. Dieser Wert ist deutlich geringer als bei CUMMINS & SWAN (2000); hier wuchsen die Tiere 6 mm. Dieses schnellere Wachstum aufgrund besserer Habitatbedingungen könnte auch ein Grund dafür sein, dass die Tiere dieser Untersuchung deutlich größer waren als in der vorliegenden Studie (vgl. Kap. 5.6.1).

GLANDT (1981) beobachtete an Populationen aus dem Münsterland auch negatives Wachstum und begründete diese Schrumpfung unter anderem mit den körperlichen Belastungen während der Paarungszeit. Auch in anderen Projekten (KUPFER 1996, ORTMANN 2004) scheinen aufeinanderfolgende Messungen auf eine solche Schrumpfung hinzuweisen. Der Bereich der potentiellen Schrumpfung liegt jedoch in allen Fällen innerhalb des Fehlerbereiches der Messung. In Anbetracht der Tatsache, dass lebende Molche aufgrund ihrer Beweglichkeit und der rutschigen Haut nur mit einer gewissen Ungenauigkeit zu messen sind, scheint ein Messfehler die deutlich plausiblere Erklärung zu sein als ein negatives Wachstum. Zudem ist anzumerken, dass in Projekten wie dem vorliegenden, in denen die Kopf-Rumpf-Länge erst nachträglich am Foto gemessen wurde, kein negatives Wachstum verzeichnet wird (s. auch SINSCH et al. 2003b).

HAGSTRÖM (1977 und 1980) sowie FRANCILLION-VIEILLOT et al. (1990) stellten fest, dass das Wachstum auch bei sehr alten Tieren weiter anhält. Wiederfänge aus einer Langzeitstudie bei Bonn (ORTMANN 2004, Ortmann & Kupfer in Vorb.) unterstützen

diese Beobachtung. ARNTZEN (2000) fügt zusätzlich an, dass das Wachstum bei adulten Kammolchen zwar anhält, jedoch deutlich langsamer abläuft als bei Jungtieren und Subadulten.

MEYER (2005) beschreibt eine Population im Harz, in der ältere Männchen zum Teil kleiner sind als jüngere. Auch hier erscheint es bei genauerer Betrachtung wahrscheinlicher, dass schlechtere Habitatbedingungen während der schnellen Wachstumsphase in den ersten ein bis drei Lebensjahren der älteren Tiere deren Wachstum verlangsamt haben. Herrschten später bessere Habitatbedingungen, so ist es durchaus möglich, dass jüngere Tiere die älteren in Bezug auf die Kopf-Rumpf-Länge überholen.

7.8.2 Aufenthaltsdauer im Gewässer / Laichperiode

Der Kammolch ist die heimische Molchart mit dem mit Abstand längsten Aufenthalt im Laichgewässer. Studien mit Fangzäunen ermitteln Durchschnittswerte von ca. 140 Tagen.

Diese Studien geben an, dass sich im August noch ungefähr die Hälfte der Laichpopulation im Gewässer befindet. Die bei der Frühjahrsanwanderung kalten Wassertemperaturen aktivieren für die Fortpflanzung notwendige Hormone (MOSCONI et al. 2002b).

Bei Untersuchungen mit Keschern oder Unterwassertrichterfallen wird jedoch meist schon im Mai ein starker Rückgang der Population verzeichnet und ab Ende Juni werden nur noch Einzeltiere nachgewiesen. Entweder ändern beide Geschlechter ihr Verhalten derart, dass sie ab diesem Zeitpunkt mit den gängigen Methoden im Gewässer nicht mehr erfasst werden können oder die Tiere verlassen das Gewässer, verbleiben aber in unmittelbarer Ufernähe und gelangen so nicht an den Fangzaun. Dieser steht zu diesem Zeitpunkt im Jahr aufgrund niedriger Wasserstände im Sommer meist etwas weiter vom Ufer entfernt. Ergebnisse aus Studien, die Fangzäune und Unterwassertrichterfallen parallel verwenden (BAKER 1999, ORTMANN et al. 2006), sowie mit besenderten Tieren (JEHLE 2000) scheinen die zweite Hypothese zu unterstützen. Von den besenderten Tieren entfernte sich die Hälfte nur wenige Meter

vom Ufer. Abschließend beantwortet werden kann diese Frage mit den derzeit verfügbaren Untersuchungsmethoden jedoch nicht.

Da das Fortpflanzungsgeschehen normalerweise im Juni beendet ist, sich Ende August aber meist noch die Hälfte der adulten Kammolche im Gewässer oder in unmittelbarer Nähe befindet, liegt der Schluss nahe, dass beim Kammolch diese Phase nicht nur der Fortpflanzung, sondern auch dem Nahrungserwerb dient. Im vorliegenden Projekt verlieren sowohl Männchen als auch die Weibchen während des Wasseraufenthaltes etwas an Gewicht. Ein Unterschied zwischen den Geschlechtern, wie von einigen Autoren (z. B. THIESMEIER & KUPFER 2000, SINSCH et al. 2003a) vermutet, wurde auch hier nachgewiesen. Zumindest die Weibchen erlitten durch das Ablegen von ca. 200 Eiern einen nicht unerheblichen Substanzverlust. Für die Männchen war die Belastung ebenfalls recht groß. Dass trotzdem das Gewicht nach dem Wasseraufenthalt nur unwesentlich abnimmt, spricht dafür, dass der verlängerte Aufenthalt im oder am Laichgewässer dem Substanzaufbau dient (CICORT – LUICACIU et al. 2005b).

7.7.2 Wiederfang-, Wiederkehr- und Überlebensraten

Aufgrund der großen Anzahl an untersuchten Gewässern und gefangener Tiere wurden die ökologischen Parameter für die Gewässer bestimmt, an denen die Erfassungsintensität am höchsten war. Bei einer geringeren Erfassungsgenauigkeit bleiben die Ergebnisse spekulativ.

Wiederfangraten

Die Frage, wie die Rate der Wiederfänge zwischen zwei Jahren zu bewerten bzw. zu bezeichnen ist, wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich beantwortet. Von den meisten Autoren wird die Wiederfangrate zwischen zwei Jahren mit der Überlebensrate gleichgesetzt (HAGSTRÖM 1979, KUHN 1994, KUPFER 1996).

Wiederkehrraten / Überlebensraten

Während des Vergleiches der Fangmethoden wurde gezeigt, dass in jedem Jahr immer nur ein bestimmter Teil der Population mit der jeweiligen Methode erfasst werden kann. BAKER (1999) verrechnet deshalb die Fangeffektivität mit der Wiederfangrate, um so eine realistischere Einschätzung der Überlebensrate zu erhalten. Diese Methode wurde in der vorliegenden Arbeit verwendet, um die Überlebensrate während der Laichperiode zu bestimmen. Bei der Ermittlung der Überlebensrate zwischen zwei Untersuchungsjahren sollte zusätzlich berücksichtigt werden, welcher Teil der Population eine Laichperiode auslässt und erst im darauffolgenden Jahr zum Gewässer zurückkehrt (vgl. SCHMIDT & ANHOLT 1999). Im vorliegenden Fall erklären sich geringe Zahlen an „Auslassern“ (ARNTZEN & TEUNIS (1996) sprechen auch von „skipping breeders“), jedoch eher durch die nicht hundertprozentige Fangeffektivität. Bei der vorliegenden Genauigkeit der Fangmethode kann nicht mit Sicherheit festgestellt werden, ob es sich tatsächlich um Tiere handelt, die eine Laichperiode auslassen oder ob diese Individuen zweimal nicht mit den Reusen erfasst werden konnten. Durch die Einbeziehung der Fangeffektivität werden solche scheinbaren „Auslasser“ einer Laichperiode im Ergebnis berücksichtigt.

Um tatsächlich die Überlebensrate bestimmen zu können, müsste man wissen, wie viele Tiere tatsächlich die Laichperiode auslassen. Wie in Kapitel 7.6 gezeigt, scheint dieser Anteil sehr viel variabler und zum Teil auch sehr viel größer zu sein als bisher angenommen. Es soll jedoch darauf hingewiesen werden, dass über diesen Punkt in der Fachliteratur kein Konsens herrscht (vgl. BAKER 1999, KUHN 1994, SCHMIDT & ANHOLT 1999).

Die oben erläuterte Problematik macht es schwierig, die Ergebnisse zu „Überlebensraten“ mit anderen Projekten zu vergleichen. Es macht wenig Sinn, die reinen Wiederfangraten, die von vielen Autoren angegeben werden (s.o.) zu vergleichen, wenn man nichts über die Effektivität der Fangmethode weiß.

Wiederkehr- bzw. Überlebensraten von einem auf das andere Jahr

Auch an diesem populationsökologischen Parameter wird deutlich, wie wichtig es ist, erstens Begriffe klar zu definieren und zweitens die Fangwahrscheinlichkeiten zu

berücksichtigen. Die Wiederfangrate errechnet sich aus dem Quotient der emigrierenden Tiere und der im Frühjahr immigrierten. Die Überlebensrate bezieht die Fangwahrscheinlichkeit mit ein. Würden sich die Fangwahrscheinlichkeiten zwischen Männchen und Weibchen oder zwischen den Jahren deutlich unterscheiden, dann würde man einen Unterschied ermitteln, der in der Realität nicht existiert.

Betrachtet man die Ergebnisse zu den Überlebensraten zusammenfassend auch im Vergleich zu anderen Studien, so fällt vor allen Dingen auf, dass es zu extremen Unterschieden, sowohl innerhalb der einzelnen Studien als auch zwischen ihnen, kommt. Den Überlebensraten liegt ein Wirkungskomplex zugrunde, der sich aus einer Vielzahl abiotischer und biotischer Faktoren zusammensetzt, die über das ganze Jahr auf die Kammolche einwirken. So fällt es schwer, einzelne Aspekte für Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten verantwortlich zu machen. Da Kammolche oft gemeinsame Überwinterungsplätze aufsuchen (KUZMIN 1995), kann vermutlich schon ein einzelnes Wildschwein (*Sus scrofa*) als Fressfeind großen Einfluss auf die Überlebensraten haben. In Kapitel 7.10 wird der Versuch unternommen, die wichtigsten Ökofaktoren, die Einfluss auf Kammolchpopulationen haben, zusammenfassend zu bewerten. Im Untersuchungsgebiet waren die Wiederkehraten von 2004 auf 2005 sehr viel höher als von 2005 auf 2006. In Kapitel 7.6 wurde bereits diskutiert, dass die schlechteren Habitatbedingungen im Jahr 2006 vermutlich dazu geführt haben, dass ein verhältnismäßig großer Teil der jeweiligen Population gar nicht erst an die Gewässer anwanderte. Diese Annahme wird durch die hier ermittelten sehr geringen Wiederkehraten in diesem Untersuchungsjahr bestätigt. Inwieweit dieses Phänomen sich auch in den tatsächlichen Überlebensraten widerspiegelt, kann nur durch einen längeren Untersuchungszeitraum beantwortet werden.

Verschiedene Autoren ermittelten für die Weibchen von Wassermolchen geringere Überlebensraten während des Wasseraufenthaltes, zum Beispiel VON LINDEINER (1992) für Berg-, Faden- und Teichmolch und HARRISON et al. (1983) für Faden- und Teichmolch. Dieses Phänomen könnte in der höheren Belastung der Weibchen durch die Eiablage begründet sein. Auch ein höheres Prädationsrisiko während des Laichgeschehens könnte die Überlebenswahrscheinlichkeit der Weibchen zusätzlich herabsetzen. Ebenfalls können intraspezifische Dichteeffekte die Überlebenswahrscheinlichkeit von *T. cristatus* beeinflussen. GILL (1979) weist für

Weibchen des Grünlichen Wassermolches (*Notophtalmus viridescens*) eine höhere Überlebensrate bei einer geringen Populationsdichte nach. Eine Rolle hierbei könnte die Zunahme bestimmter chemischer Botenstoffe spielen, die bei steigender Dichte zunehmen (SECONDI et al. 2005). Bei größeren Populationen könnte der Stress, bedingt durch Auseinandersetzungen zwischen männlichen Kammolchen, zunehmen (vgl. ZUIDERWIJK & SPARREBOOM 1986, HIDALGO-VILA et al. 2002). Auch die Konkurrenz zwischen den Weibchen um begrenzte Eiablagesubstrate nimmt mit größerer Populationsdichte zu (GIACOMA & BALLETO 1988, ZUIDERWIJK 1990).

VERRELL (1984) beschreibt für den Teichmolch eine Art von Weibchen-Mimikry. Hierbei unterbricht ein neu ankommendes Männchen das Paarungsritual, indem es das andere Männchen zur frühzeitigen Abgabe der Spermatophore stimuliert und anschließend das Weibchen zur Aufnahme der eigenen Spermatophore verleitet. Es ist anzunehmen, dass der mit solchen Männchen-Männchen Interaktionen verbundene Stress zunimmt, je mehr Männchen sich im Gewässer befinden. Vergleichbare Effekte wurden auch bei *Rana temporaria* beobachtet (VIEITES et al. 2004).

Der wahrscheinlich wichtigste Faktor, der die Mortalität im Laichgewässer beeinflusst, ist das Prädationsrisiko im jeweiligen Gewässer. Fressfeinde der relativ großen erwachsenen Kammolche sind im Untersuchungsgebiet vor allem die recht häufigen Graureiher (*Ardea cinerea*). Auch Enten, vor allem die Stockente (*Anas platyrhynchos*), sind beim Verzehr von adulten Molchen beobachtet worden, wobei unsicher ist, inwieweit auch der Kammolch als größter heimischer Molch hiervon betroffen ist (THIESMEIER & KUPFER 2000).

Die maßgeblichen Faktoren, die die Mortalität der Kammolche während der Überwinterung und der Frühjahrsanwanderung beeinflussen, sind die klimatischen Faktoren bzw. die jährliche Wettersituation. Da die Männchen ihre Wanderung zum Laichgewässer deutlich früher als die Weibchen beginnen, sind sie stärker gefährdet von Kälteeinbrüchen überrascht zu werden. Dies könnte die großen Schwankungen erklären. Die geringe Stichprobe an Wiederfängen nach der Überwinterung, bedingt durch die wechselhafte Effektivität der Fangmethode, kann dazu führen, dass die Ergebnisse stark vom Zufall abhängen.

Am besten vergleichen lassen sich die vorliegenden Ergebnisse mit der Studie von BAKER (1999), welcher Überlebensraten (bzw. Wiederkehraten) zwischen 31-100 % ermittelte. Andere Autoren sprechen von 70-80 % (HAGSTRÖM 1979) oder 33-57 % (ARNTZEN & TEUNIS 1993).

Mit 10-60 % waren die Wiederfangraten im vorliegenden Projekt deutlich geringer, jedoch kommt man bei Berücksichtigung der Fangeffektivität zu Überlebensraten zwischen 30 und 84 %.

Die höchsten Überlebensraten ermittelten HAGSTRÖM (1979) und BAKER (1999). Ihre Untersuchungsgewässer lagen jeweils in Räumen, in denen negative anthropogene Einflüsse vermutlich deutlich geringer ausfielen als im Untersuchungsgebiet, in dem die Gewässer teilweise von intensiv genutztem Agrarland, Straßen und Wohnbebauung umgeben sind.

7.9 Ausbreitungsökologie – Kammolche im Landlebensraum

Über die Wanderleistungen von *Triturus cristatus* liegen nur wenige Erkenntnisse vor (BLAB 1978, HACHTEL et al. 2006, JEHLE 2000, KUPFER 1998, MÜLLNER 1991). Ebenfalls wenige Literaturangaben finden sich zur Besiedelung neuer Standorte (ARNTZEN & TEUNIS 1993, ORTMANN 2004).

7.9.1 Besiedelung neuer Standorte

Der Verlust von Laichgewässern wird von den meisten Autoren als Hauptgrund für den Rückgang von Amphibien in Mitteleuropa aufgeführt (z. B. GROSSE & GÜNTHER 1996, JOLY et al. 2001, THIESMEIER & KUPFER 2000). Der Frage, welchen Beitrag neu angelegte Gewässer zur Verbesserung von Bestandssituationen leisten können, kommt deshalb im Amphibienschutz eine besondere Bedeutung zu (HACHTEL et al. 2006a).

Im Untersuchungsgebiet wurde das Gewässer Flutmulde (Gew. 21) im Jahr vor Projektbeginn (2003) angelegt, so dass die Besiedelungsgeschichte sehr gut verfolgt werden konnte.

Der Kammolch gilt als die heimische Urodelenart mit dem geringsten Ausbreitungspotential. Er ist fast immer die Art, die neu angelegte Gewässer als letzte besiedelt (BAKER & HALLIDAY 1999). In einem Gebiet bei Bonn wurden zwei neu angelegte Kleingewässer nach sechs bzw. acht Jahren von *T. cristatus* besiedelt, während *L. vulgaris* und *M. alpestris* die Gewässer schon spätestens nach zwei Jahren angenommen hatten (HACHTEL et al. 2006a, ORTMANN 2004).

Im vorliegenden Projekt wurde das Gewässer 21 (Flutmulde) schon im ersten Jahr nach der Anlage von allen drei Molcharten besiedelt. Auffällig war zudem die Tatsache, dass der Kammolch in diesem Jahr den höchsten Reproduktionserfolg in Bezug auf die Larvenhäufigkeit aufwies. Eine solche hohe Emergenz bei geringer Adulttierdichte ist typisch für die Neubesiedlung von Gewässern (HACHTEL et al. 2006a, KOGOJ 1997), wurde allerdings in einem solchen Umfang bisher beim Kammolch noch nicht

beobachtet (BEJA & ALCAZAR 2003, GRIFFITHS 1996, THIESMEIER & KUPFER 2001). Allerdings wurde in den genannten Studien nicht mit einem vergleichbar hohen Aufwand nach Larven gesucht. Der Grund für diesen enorm hohen Reproduktionserfolg ist in dem fast völligen Fehlen sämtlicher potenzieller Prädatoren zu sehen. Unter solchen Bedingungen können auch wenige Adulti eine hohe Zahl an Juvenilen produzieren.

Die verhältnismäßig geringe Kopf-Rumpf-Länge, der in diesem Gewässer nachgewiesenen Kammolche spricht dafür, dass die Erstbesiedlung hier durch Tiere erfolgte, die zum ersten Mal am Laichgeschehen teilnahmen. Diese Beobachtung entspricht den Ergebnissen von BAKER & HALLIDAY (1999). Andere Autoren (JOLY & GROLET 1996, ORTMANN 2004) weisen darauf hin, dass auch bereits laicherfahrene Tiere in neu geschaffene Gewässer wechseln.

Die Geschwindigkeit, mit der das Gewässer von allen im Gebiet vorkommenden Amphibienarten angenommen wurde, spricht für die hohe Qualität des Naturschutzgebietes Latumer Bruch als Amphibienlebensraum. Das Gewässer liegt in einer Entfernung von weniger als 100 Metern zu weiteren Amphibienlaichgewässern. ARNTZEN & WALLIS (1991) geben die theoretische durchschnittliche Dispersionsrate für *Triturus cristatus* mit 1 km pro Jahr an. In der Studie von HACHTEL et al. (2006a) sowie ORTMANN (2004) wurden Gewässer, die weiter als 500 Meter entfernt lagen, jedoch nur langsam von einzelnen älteren Tieren nach mehreren Jahren erreicht. Ein solches geringes Ausbreitungspotential entspricht auch den wenigen Untersuchungen, die bisher mit aktiven Transpondern im Landlebensraum der Kammolche stattgefunden haben (JEHLE 2000, SCHABETSBERGER et al. 2003). Beide Untersuchungen ergaben, dass sich der überwiegende Teil der Population (>90%) nicht weiter als 100 Meter vom Laichgewässer entfernt. Der Anteil der Tiere, der für die Neubesiedlung von Gewässern in Frage kommt, sinkt mit zunehmender Entfernung (CRESSWELL & WHITWORTH 2004). Bei der Besiedlung neuer Gewässer kommt somit dem Isolationsgrad entscheidende Bedeutung zu (JOLY et al. 2003). Das Naturschutzgebiet Latumer Bruch ist so dicht von Amphibien besiedelt, dass neu angelegte Gewässer sehr schnell angenommen werden können.

7.9.2 Gewässerwechsler an der Kurkölner Straße

In der Ökologie der Kammolche gelten Wechsel zwischen zwei Gewässern während der Laichperiode als sehr selten. Sie konnten bisher nur bei einzelnen Individuen beobachtet werden (VON BÜLOW 2001, MÜLLNER 2001, ORTMANN 2004, WEDDELING et al. 2006). Diese Beobachtungen stammen jedoch meist von Gewässern, die über 100 Meter voneinander entfernt lagen. Im vorliegenden Projekt konnten mit den Gewässern an der Kurkölner Straße zwei Tümpel untersucht werden, zwischen denen je nach Wasserstand nur ein Abstand zwischen drei und zehn Metern besteht. In den Untersuchungsjahren, in denen beide Gewässer Wasser führten (2005 und 2006), hielten sich fast 50% der Population während der Laichperiode in beiden Gewässern auf. Einige Tiere wechselten sogar mehrmals zwischen den beiden Gewässern. Zieht man die Fangeffektivität und damit die Tatsache, dass ein nicht unbeträchtlicher Teil der Gewässerwechsler vermutlich nicht bemerkt wurde, in die Ergebnisse mit ein, kann man davon ausgehen, dass mehr als die Hälfte aller Tiere immerhin einige Meter über Land bis zum jeweils anderen Gewässer zurückgelegt haben. Die Kammolchpopulation an der Kurkölner Straße scheint beide Gewässer gleichermaßen als Wasserlebensraum zu nutzen. Teilpopulationen dem einen oder anderen Gewässer zuzuordnen, ist aufgrund der Wechselrate nicht möglich. Interessant ist dieses Verhalten vor allem vor dem Hintergrund, dass beide Gewässer einzeln für sich genommen eigentlich als zu klein gelten müssten, um eine Kammolchpopulation zu beherbergen (LAAN & VERBOOM 1990, OLDHAM et al. 2000, SKEI et al. 2006). Zusammengenommen scheint sich dieser Nachteil zu verringern, denn zumindest 2005 beherbergten beide Gewässer eine Population von zusammen über 200 adulten Tieren. Aufgrund seiner besonders geringen Größe (max. 20m²) trocknete Gewässer 1b fast jedes Jahr aus. Aus diesem Grund war es fischfrei, während sich in Gewässer 1a eine relativ kopfstärke Population an Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*) aufhielt. Dabei fällt auf, dass in dem Jahr, in dem Gewässer 1b lange genug Wasser hielt, viel mehr Larven heranwuchsen als in dem eigentlich aufgrund von Größe und Weibchenzahl besser geeigneten Gewässer 1a. Eventuell wurden durch die Stichlinge die Überlebensraten vor allem der jungen Larven so weit herabgesetzt, dass an diesem Gewässer weniger Larven die Metamorphose erreichten als im benachbarten Gewässer. Die Beobachtungen zu den häufigen

Gewässerwechsellern lassen jedoch auch die Hypothese plausibel erscheinen, dass die Kammolche sich hauptsächlich in Gewässer 1a aufhalten und ernähren, welches mehr Platz und ein höheres Nahrungsangebot aufweist, zur Eiablage jedoch bevorzugt das fischfreie Gewässer 1b aufsuchen. Diese Hypothese wird durch die Tatsache unterstützt, dass sich unter den Weibchen mehr Gewässerwechsler befinden als unter den Männchen.

Ein solches Verhalten ist bisher in diesem Umfang in der Literatur noch nicht beobachtet worden. Annähernd alle Autoren gehen davon aus, dass Kammolche erst am Ende der Laichperiode das Gewässer verlassen. Die hier vorliegenden Ergebnisse zeigen jedoch deutlich, dass Kammolche durchaus zumindest für kurze Distanzen während der aquatischen Phase an Land gehen. Einige Autoren (SINSCH et al. 2003b, ORTMANN 2004) stellen die Vermutung auf, dass sich die stark unterschiedlichen Fangerfolge an direkt aufeinander folgenden Fangtagen zum Teil damit erklären lassen, dass einige Tiere für kurze Zeiträume das Gewässer verlassen. Da sowohl individuelle Fangwahrscheinlichkeiten als auch eventuelle Landgänge während der Laichperiode nur unzureichend untersucht sind, konnte hierüber bisher nur spekuliert werden. Die Beobachtungen im vorliegenden Projekt könnten diese Vermutungen unterstützen. Die Tatsache, dass Kammolche zumindest kurze Distanzen während der Laichperiode an Land zurücklegen, lassen die vermuteten Landgänge plausibler erscheinen.

7.8.3 Kammolche im Landlebensraum: Laichplatztreue ohne Laichplatz?

Der Aufenthalt im Landlebensraum nimmt etwa 60 % des gesamten Jahres ein (GÜNTHER 1996, THIESMEIER & KUPFER 2000). Trotzdem ist über die Aktivitätsmuster und das Verhalten der Kammolche während dieser Zeit sehr wenig bekannt. Wahrscheinlich ist, dass die meisten Tiere den Landaufenthalt in unmittelbarer Nähe zum Laichgewässer verbringen, während nur ein sehr kleiner Teil der Population größere Distanzen zurücklegt. Bei einer Untersuchung in Westfrankreich stellte JEHLE (2000) fest, dass die Hälfte der adulten Kammolche sich nicht weiter als 15 m vom Gewässer entfernte. Im vorliegenden Projekt wurde im Jahr 2005 der Landlebensraum im Bereich von zwei ehemaligen Anreicherungsbecken auf dem

Gelände der SWK Aqua GmbH Krefeld untersucht. Die Frage war, ob sich auch vier Jahre nach der Verfüllung der Becken noch Kammolche in diesem ehemaligen Lebensraum aufhalten.

Die hier verwendete Methode, das Auslegen von sogenannten Reptilienbrettern, wird von den wenigen Autoren die sie überhaupt erwähnen, als nicht geeignet bezeichnet, Kammolche im Landlebensraum nachzuweisen (ENGLISH NATURE 2001, GENT & GIBSON 1998, LANGTON et al. 2001).

In einem trockenen Lebensraum mit einer Entfernung von mindestens 300 Metern zum nächsten Gewässer stellt die hier mit dieser relativ ungenauen Methode nachgewiesene Zahl an Kammolchen eine bisher in der Fachliteratur noch nicht beschriebene Dichte dar (S. Kap.5.7.3). Es muss nach diesen Ergebnissen davon ausgegangen werden, dass auch vier Jahre nach der Verfüllung der Gewässer die Kammolche diesen Lebensraum in sehr großer Häufigkeit besiedeln.

Auffällig ist zudem, dass die Fänge während einer Zeit (Mai-Juni) getätigt wurden, in denen sich die meisten erwachsenen Kammolche im Laichgewässer aufhalten, und dass keine der eigentlich häufigeren Berg- und Teichmolche nachgewiesen wurden. Dies spricht dafür, dass es sich um Tiere handelte, die trotz der Verfüllung in diesem Gebiet verblieben und nicht zu den nahe gelegenen Gewässern wechselten. Eventuell spielt hier die besondere Anpassung der Kammolche an temporäre Gewässer eine wichtige Rolle (JAKOB et al. 2003a, JOLY et al. 2001). Als Art, die schwerpunktmäßig in Gewässern vorkommt, die in unregelmäßigen Abständen austrocknen, scheint ein Großteil der Kammolchpopulation auf trockene Jahre damit zu reagieren, dass er in dem Lebensraum verbleibt statt zu anderen Gewässern abzuwandern. Sofern sich die Bedingungen in den Folgejahren wieder verbessern, wäre ein solches Verhalten durchaus von Vorteil. Im Falle einer permanenten Trockenlegung durch den Menschen wirkt es sich jedoch nachteilig aus. Ohne Reproduktion wird die Restpopulation in jedem Jahr kleiner werden und in absehbarer Zeit erlöschen. Einmal mehr bestätigt sich hier die These, dass der Kammolch als wenig mobile Art mit hoher Bindung an das Laichgewässer auf Lebensraumveränderungen sehr sensibel reagiert und nur schwer benachbarte Gewässer besiedelt, auch wenn diese deutlich innerhalb der potentiellen Ausbreitungsdistanz von ca. 1000 Metern pro Jahr liegen (vgl. Kap. 7.8).

Verschiedene Studien ermitteln ein Mindestalter für den Kammolch in Mitteleuropa von zehn Jahren (ELLINGER & JEHLE 1997, ORTMANN 2004, SCHMIDT et al. 2006,

SCHLAGHECK 2002, SINSCH et al. 2003b). Tiere in kälteren Klimaten scheinen ein höheres Alter zu erreichen (COGALNICEANU & MIAUD 2003, HAGSTRÖM 1977, OLGUN et al. 2005).

Solche langlebigen Individuen zeigen, dass auch bei relativ hoher Mortalität und geringem Durchschnittsalter der Population einige Exemplare ein hohes Alter im Feld erreichen können und auch in diesem Alter vermutlich noch an der Reproduktion teilhaben können. Ebenfalls zeigt sich, dass die Laichplatztreue über viele Jahre beibehalten wird, auch wenn gar kein Laichplatz mehr vorhanden ist.

Das Vorkommen von solchen langlebigen Individuen kann von besonders großer Bedeutung sein, wenn über einen längeren Zeitraum schlechte Habitatbedingungen herrschen. Als Beispiel wäre hier eine Trockenperiode zu nennen, wodurch über mehrere Jahre kein Reproduktionserfolg möglich wäre. Nach einem solchen Szenario könnten die langlebigen Exemplare entscheidend dazu beitragen, dass sich Populationen erneut etablieren können, wenn sich die Bedingungen wieder verbessert haben. Im vorliegenden Fall bedeutet es, dass die Neuanlage von Gewässern in diesem Bereich unmittelbar Erfolg versprechen würde. Bleibt die Anlage von Gewässern in diesem Bereich aus, so wird sich die Population sukzessive verkleinern und in absehbarer Zeit erlöschen.

7.10 Bewertung der Habitatqualität

Der Bewertung der Habitatqualität kommt entscheidende Bedeutung zu, wenn der Erfolg bzw. die Erfolgsaussichten von Schutzmaßnahmen oder Ansiedelungen beurteilt werden sollen. Auch die Interpretation einzelner Untersuchungsergebnisse, wie zum Beispiel Überlebensraten oder der Anzahl an Gewässerwechslern, wird auf diese Weise erleichtert oder sogar erst ermöglicht.

Die von OLDHAM et al. (2000) vorgeschlagenen zehn wichtigsten Faktoren werden kurz diskutiert, um so eine abschließende Bewertung des Gesamthabitates und die Auswirkungen der Habitatqualität auf den Kammolch zu ermöglichen.

Vergleichbare Modelle wurden inzwischen für verschiedene andere Amphibienarten entwickelt und getestet (EGEA-SERRANO et al. 2006, LECIS & NORRIS 2003, LOMAN & LARDNER 2006, SCRIBNER et al. 2001, SPERONE & TRIPEPI 2005).

Geographische Lage (SI₁):

Hier wird die Lage des Gewässers innerhalb des Verbreitungsgebietes bewertet. OLDHAM et al. (2000) schlagen folgende Bewertungskriterien vor:

- a) eine hohe Wahrscheinlichkeit eines Kammolchvorkommens innerhalb eines 10 km Umkreises führt zu einer Bewertung von 1
- b) eine disjunkte Verbreitung und geringe Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens führt zu einer Bewertung von 0,5
- c) liegt die Population außerhalb der bekannten Verbreitung, wird dieser Parameter mit 0,01 bewertet

Da die hier untersuchten Populationen an sehr dicht besiedelte Bereiche wie das Ruhrgebiet und das Rheinland grenzen, erhalten hier alle Gewässer eine Bewertung von 0,75.

Gewässergröße (SI₂)

LAAN & VERBOOM (1990) ermittelten bei mehr als sieben Jahre alten Gewässern einen Zusammenhang zwischen der Größe des Gewässers und der Häufigkeit, mit der Kammolche anzutreffen sind. Die optimale Gewässergröße schätzen sie auf 500-750 m². JOLY et al. (2001) kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Die hier ermittelte Obergrenze von 750m² scheint jedoch methodenbedingt zu sein. Wie in Kapitel 7.2 erläutert, finden sich alle der nach 2001 entdeckten, besonders großen Kammolchpopulationen in Gewässern, die zum Teil deutlich größer sind als 750m². Allerdings lassen sich diese Gewässer mit den herkömmlichen Methoden nicht oder nur unzureichend auf Kammolche untersuchen. Aus diesen Gründen wird hier davon abgesehen, die größeren Gewässer schlechter zu bewerten.

Gewässer mit weniger als 26 m² Wasserfläche sind nach SWAN & OLDHAM (1993) nicht geeignet, um reproduzierende Populationen mittelfristig zu erhalten.

Beständigkeit des Gewässers (SI₃)

Viele Amphibien, selbst aquatische Populationen weisen Anpassungen an temporäre Gewässer auf (DENOEL 2003, FITECOLA & DE BERNADI 2005). BEJA & ALCAZAR (2003) und JAKOB et al. (2003b) zeigen für Gebiete im Mittelmeerraum, dass die Vielfalt an Amphibien in temporären Gewässern höher ist als in den permanent wasserführenden. Auf der anderen Seite ist es vor allem für die heimischen Urodelen wichtig, dass die Gewässer nicht zu früh im Jahr austrocknen (GRIFFITHS 1997).

Gewässer, die ca. einmal pro Jahrzehnt, aber nicht öfter als alle drei Jahre austrocknen, haben eine signifikant höhere Wahrscheinlichkeit, von Kammolchen besiedelt zu werden (SWAN & OLDHAM 1993).

Wasserqualität (SI₄)

Erwachsene Kammolche sind, wie alle einheimischen Molche, sehr tolerant gegenüber Eutrophierung. Die Larven hingegen sind aufgrund ihrer Kiemenatmung empfindlicher.

Findet sich im Gewässer eine arten- und individuenreiche Invertebratenfauna mit empfindlichen Gruppen, wie z. B. Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) oder Bachflohkrebsen (Gammaridae), kann davon ausgegangen werden, dass keine Beeinträchtigung für den weniger empfindlichen Kammolch vorliegt. Viele Indikatorarten für eine gute Wasserqualität sind ebenfalls wichtige Nahrungsgrundlage für *T. cristatus* (CICORT – LUCACIU et al. 2005c). Das Messen physikalischer und chemischer Parameter bringt in diesem Fall keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn (ILDOS & ANCONA 1994, JOLY et al. 2001).

Gewässerbeschattung (SI₅)

Ab einer Beschattung von über 75 % kommen signifikant weniger Kammolche im jeweiligen Gewässer vor. Für die empfindlicheren Larven ist schon ab einer Beschattung von über 60 % eine Beeinträchtigung nachzuweisen (BOUSBOURAS & IOANNIDIS 1997). Nach Meinung des Verfassers ist hier die Beschattung der Ufer- und Flachwasserbereiche von Bedeutung. Die unbeschatteten und damit warmen Gewässerbereiche scheinen auch für adulte Molche wichtig zu sein (GVOZDIK 2003).

Anzahl von Wasservögeln (SI₆)

Bei einer natürlichen Populationsdichte haben Wasservögel nur geringen Einfluss auf den Kammolch. Bei Fütterung durch den Menschen kann die Dichte stark zunehmen und die Wasservögel können das Habitat sowohl mechanisch als auch durch verstärkte Nährstoffzufuhr zerstören (SWAN & OLDHAM 1993). Die Grenze für eine solche Beeinträchtigung setzen OLDHAM et al. (2000) bei mehr als 1 Vogel / 1000m² an.

Fischvorkommen (SI₇)

Aufgrund der nektonischen Lebensweise seiner Larven reagiert der Kammolch besonders empfindlich auf die Anwesenheit von Fischen (vgl. ARNTZEN & TEUNIS 1993, KUPFER & VON BÜLOW 2001, ORIZAOLA & BRANA 2006).

Auch wenn sich Molche mit einigen Fischen wie z. B. Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) und Dreistacheligem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) verhältnismäßig gut vertragen, lässt sich verallgemeinernd sagen, dass die Situation für den Kammolch umso günstiger ist, je weniger Fische vorhanden sind (SKEI et al. 2006).

So führt die Anwesenheit von Fischen im Aquarium dazu, dass die Weibchen von *Triturus marmoratus* weniger Eier legen als unter fischfreien Bedingungen (ORIZAOLA & BRANA 2003b). Für *Mesotriton alpestris* und *Lissotriton helveticus* wurde nachgewiesen, dass die Larven bei Anwesenheit von Fischen als Prädatoren ihr Bewegungsmuster verändern. Sie bewegen sich weniger und bleiben häufiger in versteckten, schattigen Bereichen. Die Möglichkeiten zur eigenen Nahrungsaufnahme werden dadurch eingeschränkt und das Wachstum verlangsamt sich (ORIZAOLA & BRANA 2003c).

Die Anwesenheit von Fischen wirkt sich also nicht nur direkt durch Prädation, sondern auch indirekt durch verändertes Eiablageverhalten und Larvalwachstum negativ auf heimische Urodelen aus.

Gewässerdichte im Umkreis (SI₈)

Verschiedene Autoren warnen vor den Folgen fortschreitender Isolation (SCHOORL & ZUIDERWIJK 1981) und beschreiben ihre Folgen (JOLY et al. 2003, SMITH & GREEN 2006). Somit kommt der Gewässerdichte im Umkreis eines Kammolchvorkommens besondere Bedeutung zu (DENOEL & LEHMANN 2006). Ist die Entfernung zwischen den Tümpeln größer als die maximale Ausbreitungsdistanz (ca. 1 km Umkreis) oder liegen Barrieren dazwischen, sinkt die genetische Heterogenität. Auch wenn alle anderen Parameter optimal sind, steigt die Aussterbewahrscheinlichkeit des Vorkommens allein aufgrund der Isolation (MANN et al. 1991).

Weniger als 0,7 Gewässer / km² ist nach OLDHAM et al. (2000) die kritische Grenze, ab der eine Beeinträchtigung des Kammolches nachgewiesen werden kann.

Geeignete Landhabitate (SI₉)

Die Notwendigkeit, sowohl an aquatische als auch an terrestrische Lebensräume angepasst zu sein, führt zu morphologischen Kompromissen. So wären für ein schnelleres Schwimmen kurze Extremitäten und ein langer breiter Schwanz hilfreich, beides vermindert jedoch die Mobilität an Land. Die Evolutionsbiologie spricht vom sogenannten „running- swimming- dilemma“ (GVOZDIK & VAN DAMME 2006). Somit ist durch die Anpassungen an den Wasserlebensraum die Ausbreitungsfähigkeit an Land eingeschränkt, wodurch der Umkreis von 500 m rund um das Gewässer besonders wichtig ist. HERRMANN et al. (2005) sowie POREJ et al. (2004) weisen auf die Bedeutung von Waldgebieten hin. Eine starke Beeinträchtigung stellen Barrieren wie Straßen (CARR & FAHRIG 2000, GIBBONS 2003) oder Flüsse dar. OLDHAM et al. (2000) sprechen von einem „newt friendly habitat“, wenn eine allenfalls extensive Nutzung des Geländes mit Busch- und Waldland vorliegt. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen MÜLLNER (2001) sowie ROTHERMEL & SEMLITSCH (2002).

Im Untersuchungsgebiet liegen die Laichgewässer zum Teil am Rande intensiv genutzter Agrarflächen. Sowohl während der Wanderaktivität als auch im Landlebensraum sind die Kammolche durch landwirtschaftliche Geräte und Tätigkeiten sowie durch den Eintrag von Agrarchemikalien gefährdet (DÜRR et al. 1999, LICZNER 1999, MOSCONI et al. 2002a, ORTIZ et al. 2004, STEINBERG et al. 2004). CAPALDO et al. (2006) zeigen die Empfindlichkeit der *Triturus cristatus* Superspezies gegenüber eines in Mitteleuropa häufig eingesetzten Fungizides.

Das im Rahmen des Kammolch-Monitoring Krefeld wichtigste Untersuchungsgewässer, das Grabensystem im Greiffenhorstpark, liegt inmitten einer Parklandschaft mit intensivem Besucherverkehr. Auch wenn die Wege absichtlich nicht in Ufernähe verlaufen, so ist die Häufigkeit, mit der Besucher das Ufer aufsuchen, dort deutlich höher als an allen anderen Gewässern im Untersuchungsgebiet. Bisher ist nur unzureichend untersucht, inwieweit dies Auswirkungen auf die Amphibienpopulationen haben kann. Die meisten Autoren gehen jedoch davon aus, dass solche Parklandschaften, auch wenn sie an Wohnbebauung grenzen, verhältnismäßig gut für Amphibien geeignet sind (FICETOLA & DE BERNADI 2004, KÜHNEL et al. 2001). Für einige Reptilienarten wurde jedoch bereits nachgewiesen, dass Besucherverkehr

negative Auswirkungen auf den Ernährungszustand der einzelnen Individuen haben kann (AMO et al. 2006).

Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen (SI₁₀)

Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen dienen als Versteckmöglichkeiten, als Nahrung für die Beutetiere und als Eiablagesubstrat. Die Bedeutung der Unterwasservegetation als Laichsubstrat für *T. cristatus* wurde erstmals 1936 wissenschaftlich untersucht (WIMPENNY 1951). Das Einwickeln der Eier schützt vor Prädation (ORIZAOLA & BRANA 2003a) und vor Schädigung durch UV-Licht (MARCO et al. 2001). VAN BUSKIRK (2005) zeigt in einer Langzeituntersuchung in der Schweiz, dass der Kammolch die Amphibienart ist, die am meisten auf einen hohen Anteil an Unterwasservegetation angewiesen ist.

Das Optimum für den Kammolch liegt zwischen 60-80 %.

Gesamtbewertung (HSI)

Die Gewässer im Untersuchungsgebiet stellen sich in Bezug auf ihre Eignung für den Kammolch sehr unterschiedlich dar. Am geringsten fällt der HSI-Wert an Gewässer 2 (Lohbruchwiese) aus. Es führte so wenig Wasser und trocknete so früh im Jahr aus, dass es für keine der heimischen Amphibienarten als Reproduktionsgewässer geeignet war. Betrachtet man die Habitatindices der Gewässer, in denen während des Untersuchungszeitraumes Kammolche nachgewiesen wurden, so fällt auf, dass sich auch die Eignung für den Kammolch sehr stark unterschied. Die schlechteste Bewertung erhält Gewässer 19, das ehemalige Abgrabungsgewässer auf dem Linner Golfplatz. Aufgrund des Fischbesatzes, des hohen Beschattungsgrades und des ungeeigneten Landlebensraumes ist es nicht für Kammolche geeignet und die Population, die höchstwahrscheinlich aus den im 2001 eingesetzten Tieren bestand, muss mittlerweile als erloschen betrachtet werden. Die höchste Bewertung erhalten die Gewässer 14 (Latumer Bruchgraben) und 17 (Anreicherungsbecken Nr. 1). Sie sind als in allen Punkten fast optimal zu bezeichnen. Die Spannweite der ermittelten „Habitat Suitable Indices“ liegt im Untersuchungsgebiet zwischen 0,20 an Gewässer A (Greiffenhorstpark West) im Jahr 2006 und 2,27 an Gewässer 17 (Anreicherungsbecken

Nr. 1) im Jahr 2005. Diese hier ermittelte Spannweite ist deutlich größer als die in England ermittelten Werte. Hier kamen die Autoren für 72 Gewässer im mittleren England, die reproduzierende Populationen des Kammolches beherbergten, auf Indices zwischen 0,43 und 0,96 (OLDHAM et al. 2000). Für fünf Gewässer im Drachenfelder Ländchen bei Bonn ermittelte ORTMANN (2004) Werte zwischen 0,08 und 0,55.

Es fällt auf, dass bei der Untersuchung in England Gewässer mit einem HSI der unter 0,3 lag, keine Kammolche beherbergten. In Gewässern mit einem HSI von bis zu 0,6 konnten nur kleine Populationen nachgewiesen werden. In der vorliegenden Untersuchung, wie auch in der Untersuchung aus Bonn konnten in diesen Bereichen schon große und gut reproduzierende Populationen nachgewiesen werden. Dies ist zum Beispiel an den Gewässern 20 (HSI = 0,58; $N_{\text{Schm}} = \sim 450$) oder 1 (HSI = 0,50; $N_{\text{Schm}} = \sim 210$) der Fall. Auch in Gewässern mit einem niedrigeren HSI konnten zum Teil Kammolche nachgewiesen werden (Gewässer A in den Jahren 2005 und 2006 sowie Gewässer B in 2004).

Nach diesem Vergleich sieht es so aus, als würden die Kammolche im Untersuchungsgebiet deutlich schlechtere Habitatbedingungen tolerieren als die in England untersuchten Populationen. Demnach sind die hier untersuchten nordrhein-westfälischen Populationen, die sich mehr oder weniger im Zentrum des Verbreitungsgebietes befinden, im Vergleich mit den englischen Populationen als euryök zu bezeichnen. Diese befinden sich nahe am Rand des Gesamtverbreitungsgebietes und seit dem mittleren Atlantikum (ca. 8000 Jahre vor heute) in einer vom Hauptverbreitungsgebiet isolierten Lage. Aufgrund der großen Stichprobe von zwölf untersuchten Gewässern und den entsprechenden Ergebnissen aus Bonn (ORTMANN 2004) könnte dies als Beispiel für das Kühnelt'sche Prinzip der regionalen Stenözie (KÜHNELT 1943, BÖHME 1978) gedeutet werden. Nach diesem Prinzip ist eine Art im Zentrum ihres Areals euryök, an seinen Rändern jedoch, wenn sich mindestens ein wichtiger Umweltfaktor dem Pessimum nähert, wird sie stenök. Die Frage, welcher Umweltfaktor in diesem Fall die zentrale Rolle spielt, kann im Rahmen dieser Studie nicht beantwortet werden. Denkbar ist, dass das in England stark atlantisch geprägte Klima mit milden Wintertemperaturen und regenreichen Sommern

dort von Bedeutung ist. Vergleichbare Ergebnisse wurden schon zu anderen wechselwarmen Arten wie Schmetterlingen, Heuschrecken und Eidechsen getätigt (THOMAS et al. 1999). Weitere Untersuchungen an den Arealrändern könnten hier interessante Ergebnisse liefern (STRUGARIU et al. 2006). Auch andere Studien zum Kammolch scheinen dieses Phänomen zu bestätigen. So weisen SKEI et al. (2006) darauf hin, dass in Norwegen *T. cristatus* nie mit Fischen vergesellschaftet ist, während in der vorliegenden Untersuchung Fischbesatz bis zu einem gewissen Grad toleriert werden kann. Aus höher gelegenen Gebieten in der Schweiz scheint sich abzuzeichnen, dass der Kammolch weniger generalistisch in Bezug auf seine Laichgewässer ist als im Zentrum des Verbreitungsgebietes (VAN BUSKIRK 2005).

7.11 Aussetzungen und Umsiedelungen

Die mit Abstand größten Erfahrungen mit An- bzw. Umsiedlungsversuchen des Kammolches liegen aus Großbritannien vor (EDGAR et al. 2004). OLDHAM & HUMPHRIES (2000) bewerten den Erfolg von 178 Umsetzungen des Kammolches an verschiedensten Gewässertypen. 37 % der Umsiedlungen wurden als erfolgreich, 10 % als nicht erfolgreich bewertet. Als Erfolgskriterium wurde hier die bloße Anwesenheit von Kammolchen ein Jahr nach der Umsiedlung angesehen. Eine mittel- oder gar langfristige Erfolgskontrolle fand also nicht statt. An den restlichen Gewässern konnte der Erfolg aus verschiedenen Gründen nicht bewertet werden. Zudem berichten die Autoren davon, dass 70 % der umgesiedelten Kammolche versuchten, zu ihrem Laichgewässer zurückzukehren. Die maximale Entfernung, bei der noch eine erfolgreiche Rückkehr beobachtet werden konnte, lag bei 500 Meter Entfernung.

Auch GLANDT (1985), BAKER (1994), (BOGAERTS 2002), (BREDE et al. 2000), ORTMANN (2004) und READING et al. (1997) berichten von negativen Erfahrungen mit solchen Ansiedlungsversuchen. Von einer der wenigen gelungenen Ansiedlungen berichtet KINNE (2004). In diesem Fall wurden allerdings geringe Zahlen an Larven umgesiedelt, um die Quellpopulation nicht zu schädigen und das Abwandern erwachsener Tiere aufgrund der Laichplatztreue zu verhindern. Zusätzlich wurden die Larven in speziellen Schutzbehältern im Gewässer großgezogen, um so den Feinddruck zu vermindern. Hier wurde also mit viel Sachkunde und einem hohen Zeitaufwand gearbeitet. Zudem wurde der Erfolg der Maßnahmen in den zehn darauffolgenden Jahren dokumentiert und ausgewertet, so dass diese Studie als ein Modell für weitere Ansiedlungsprojekte dienen sollte. Andere Autoren stellen den Sinn von Amphibienumsiedlungen als Naturschutzmaßnahme gänzlich in Frage, solange keine umfassenden Studien über den Erfolg vorliegen (DODD & SEIGEL 1991). An diesem Defizit in der wissenschaftlichen Begleitung von Umsiedlungsmaßnahmen bei Amphibien hat sich seitdem wenig geändert, wie selbige Autoren bemängeln (SEIGEL & DODD 2002). CUNNINGHAM & LANGTON (1997) beschreiben das Risiko, bei Umsetzungen Infektionskrankheiten zu verbreiten. Andere Autoren warnen davor, dass wiederangesiedelte Populationen empfindlicher auf Prädatoren reagieren (KRAAIJEVELD-SMIT et al. 2006).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass in der Literatur die Umsiedlungen des Kammolches extrem kritisch gesehen werden. Sie gelten immer nur als letzte Möglichkeit, wenn eine Zerstörung des Habitats nicht verhindert werden kann. In keinem der untersuchten Fälle konnten die Schäden an der ursprünglichen Population durch die Umsiedlung in neue Gewässer kompensiert werden. Noch negativer werden Aussetzungen in schon bestehende Populationen gesehen. Hier werden die Gefahren höher eingeschätzt als der eventuelle Nutzen. Da aus populationsökologischer Perspektive im Normalfall so viele Tiere den Lebensraum besiedeln, wie er Möglichkeiten bietet, ist es auch wahrscheinlich, dass bei einem Aussetzen weiterer Tiere die Kapazität des Lebensraumes überschritten wird.

In keinem Fall wurden jedoch auch nur annähernd so viele Kammolche wie im vorliegenden Fall umgesiedelt: Im Untersuchungsgebiet wurden im Frühjahr 2001 ca. 4.500 erwachsene Kammolche umgesiedelt. Deutlich über 3.000 von diesen wurden in das neu angelegte Kleingewässer auf dem Linner Golfplatz (Gew. 20). Deutlich weniger Tiere wurden in das ehemalige Abgrabungsgewässer auf dem Linner Golfplatz (Gew. 19) und das Anreicherungsbecken Nr. 2 (Gew. 18) auf dem Gelände der Stadtwerke gesetzt. Die Gewässer auf dem Golfplatz sind etwas über, das Gewässer 18 etwas weniger als einen Kilometer vom Greiffenhorstpark entfernt.

Die Umsiedlung an Gewässer 18 (Anreicherungsbecken Nr. 2)

In diesem Gewässer wurde eine unbekannte Anzahl erwachsener Kammolche in eine schon bestehende Population eingesetzt. Verschiedene Autoren raten von einem solchen Vorgehen ab und merken an, dass die Risiken hierbei größer sind als der mögliche Nutzen (CUNNINGHAM & LANGTON 1997, LANGTON et al. 2001). In allen Untersuchungsjahren, die drei Jahre nach der Umsiedlung begann, konnte mittels Fang-Wiederfang nur eine für ein Gewässer dieser Größe relativ kleine Population nachgewiesen werden. Es ist somit davon auszugehen, dass das Aussetzen zusätzlicher Tiere keinen positiven Effekt auf die Population in diesem Gewässer hatte. Zumindest die oben beschriebenen möglichen negativen Folgen konnten ebenfalls nicht nachgewiesen werden.

Die Umsiedlung an Gewässer 19 (ehemaliges Abgrabungsgewässer auf dem Golfplatz)

In dieses Gewässer wurden vermutlich einige Hundert adulte Kammolche eingesetzt. Aufgrund der Tatsache, dass sich hier zu diesem Zeitpunkt eine große Population des Nordamerikanischen Sonnenbarsches (*Lepomis gibbosus*) befand, ist davon auszugehen, dass der überwiegende Anteil der Tiere dieses Gewässer schnell wieder verlassen hat (OLDHAM & HUMPHRIES 2000). Im Jahr 2004 konnten nur insgesamt sechs Tiere nachgewiesen werden. In den beiden Folgejahren hielten sich keine Kammolche im Gewässer auf. Die Umsiedlung der Tiere in ein Gewässer, das aufgrund seiner Habitatbedingungen nicht für den Kammolch geeignet ist, muss demnach als völliger Fehlschlag gewertet werden.

Die Umsiedlung an Gewässer 20 (Kleingewässer auf dem Linner Golfplatz)

Hier wurde der überwiegende Teil der umgesiedelten Kammolche eingesetzt. Da das Gewässer erst im Jahr vor der Umsiedlung neu angelegt wurde, befanden sich hier vermutlich keine Kammolche. Im Jahr 2004 konnte eine Population von 450 adulten Tieren nachgewiesen werden, die in den Folgejahren aber im Rückgang begriffen war. Demnach ist auch hier davon auszugehen, dass der überwiegende Teil der eingesetzten Tiere zurück Richtung Greiffenhorstpark gewandert ist. Es ist schwer abzuschätzen, wie viele Tiere eine solche Wanderung geschafft haben könnten. Die Entfernung liegt im Rahmen der durchschnittlichen Dispersionsrate, die ARNTZEN & WALLIS (1991) für *Triturus cristatus* mit 1 km pro Jahr angeben. Diese bezieht sich allerdings auf eine natürliche Ausbreitung. In einer Untersuchung von OLDHAM & HUMPHRIES (2000) konnten Kammolche nicht zu Gewässern zurückfinden, die weiter als 500 Meter vom Punkt der Aussetzung entfernt lagen. Die Orientierung der Kammolche während der terrestrischen Wanderungen erfolgt per Magnetfeldorientierung, optischer Landmarken (SINSCH 2006), über den Geruch (JOLY & MIAUD 1993) und eventuell sogar mit Hilfe akustischer Signale (DIEGO-RASILLA & LUENGO 2004). Bei Aussetzungen in ein unbekanntes Terrain fallen die drei letztgenannten Orientierungsmöglichkeiten weg oder sind zumindest stark eingeschränkt. Insofern bleibt fraglich, wie viele Tiere eine

solche Wanderung schaffen konnten. Von einer beträchtlichen Dezimierung der Population muss allerdings ausgegangen werden. Die genetischen Untersuchungen zeigen, dass der Einbruch der Population so stark ist, dass er sich sogar auf die Allelfrequenz der Population negativ ausgewirkt hat (vgl. Kap. 7.13).

7.12 Ein Blick in die Zukunft (Gefährdungsanalyse und Aussterberisiko)

Die sogenannte Populationsgefährdungsanalyse (PGA) ist ein wirksames Mittel, um das Aussterberisiko bedrohter Tierarten zu quantifizieren (AMLER et al. 1999). GRIFFITHS & WILLIAMS (2000 und 2001) haben dieses Verfahren auf Amphibienpopulationen angewendet. Sie entwickelten verschiedene stochastische Populationsmodelle, um die Auswirkungen einer zunehmenden Verinselung von Kammolchhabitaten und verschiedene Möglichkeiten der Neubesiedelung über einen Zeitraum von 50 Jahren möglichst genau vorherzusagen.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, die Erkenntnisse dieser Studie auf die Kammolchpopulation im Untersuchungsgebiet anzuwenden. Auf diese Weise soll der mittel- und langfristige Erhaltungszustand der untersuchten Populationen abgeschätzt werden. Ebenfalls sollen vor diesem Hintergrund Umbaumaßnahmen und die Umsiedlungsaktionen sowie die Neuanlage von Gewässern und weitere Ausgleichmaßnahmen im Hinblick auf den Kammolch abschließend bewertet werden.

GRIFFITHS & WILLIAMS (2000 und 2001) zeigen eindrucksvoll, wie stark zusätzlich angelegte Gewässer das Aussterberisiko vorhandener Populationen minimieren und welchen enormen Beitrag neue Gewässer besonders für den langfristigen Erhalt dieser gefährdeten Amphibienart leisten können, sofern bei ihrer Anlage die ökologischen Ansprüche der zu schützenden Art berücksichtigt werden (FOSTER & BEEBEE 2004, STUMPEL & VAN DER VOET 1998). Besonders in einer so stark anthropogen geprägten Landschaft wie im untersuchten Gebiet kommt es immer wieder – durch menschlichen Einfluss oder auch auf natürliche Weise (Sukzession und Verlandung) – zum Verlust von Gewässern und damit zur Verinselung der einzelnen Populationen. Das vorgestellte Modell nach GRIFFITHS & WILLIAMS (2001) zeigt deutlich, wie solche Prozesse das Aussterberisiko vervielfachen. Nach Meinung des Verfassers ist die Population im Untersuchungsgebiet daher ein gutes Beispiel, dass solchen negativen Entwicklungen durch die Anlage neuer Gewässer entgegengewirkt werden kann. Dies ist auch in Zukunft nötig, um die durchgeführten Maßnahmen zumindest ansatzweise wieder auszugleichen.

Für diese Beurteilung werden die Populationen des Untersuchungsgebietes für folgende Bereiche getrennt bewertet: das Naturschutzgebiet Latumer Bruch, das Gelände der Wasserwerke, der Linner Golfplatz und der Greiffenhorstpark.

Da die Gebiete zum Teil unmittelbar aneinandergrenzen und die genetischen Unterschiede zwischen diesen Teilgebieten sehr gering ausfallen, ist der Begriff Metapopulation nicht korrekt (SMITH & GREEN 2005).

7.12.1 Die (Meta-) Population in NSG Latumer Bruch

Mit dem oben genannten Modell ermittelten die GRIFFITHS & WILLIAMS (2000 und 2001) für eine theoretische Metapopulation von fünf mal 100 Adulti ein Aussterberisiko von 3,5 % in den nächsten 50 Jahren.

Vergleicht man diesen Wert mit der Anzahl Individuen, die sich in den Gewässern des NSG Latumer Bruch aufhalten, so muss man konstatieren, dass das Aussterberisiko der Gesamtpopulation gegen Null tendiert und damit der Erhaltungszustand gut bis sehr gut ist. Weiterhin positiv wirkt sich aus, dass sich in den Gewässern 9 und 10 (Talweg 2 und Kleingewässer Graben V) ebenfalls Kammolche befinden, auch wenn diese nicht quantitativ untersucht wurden. In einem Graben, der in der Nähe von Gewässer 21 (Flutmulde) verläuft, wurden ebenfalls Kammolche nachgewiesen.

Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass aufgrund der Grundwasserabsenkungen in den letzten Jahren einige ehemals potentielle Kammolchgewässer (Gew. 2, 5, 6, 13 und 15) nicht mehr oder nur noch stark eingeschränkt für den Kammolch nutzbar waren. Dieser Wegfall ehemaliger Laichgewässer erhöht den Isolationsgrad der bestehenden Gewässer und steigert das Aussterberisiko auch an den nicht von der Grundwasserabsenkung betroffenen Gewässern (z. B. MANN et al. 1991).

In diesem Zusammenhang erwies sich die Neuanlage von Gewässern seit 1986 als (geplanter) Glücksfall für die Kammolche. Alle im Jahr 2006 noch bestehenden Populationen in diesem NSG befanden sich in neu angelegten Gewässern bzw. in künstlichen Vertiefungen der Altarme. Ohne diese Maßnahmen wäre der Kammolch im Latumer Bruch vermutlich akut vom Aussterben bedroht. Die Anlage von

Kleingewässern hat die Aussterbewahrscheinlichkeit der Kammolchpopulation im Latumer Bruch in den nächsten 50 Jahren somit stark vermindert. Dabei muss berücksichtigt werden, dass nur Gewässer, die eine hohe Eignung (HSI) für den Kammolch aufweisen, auch einen Beitrag zur Verbesserung des Erhaltungszustandes leisten können. Dies ist im vorliegenden Fall sehr gut gelungen.

Trotz dieser positiven Eindrücke ist anzumerken, dass sich nur in einem Gewässer (Gew. 14) eine große Population des Kammolches aufhielt, hier allerdings eine sehr große. Alle anderen Gewässer wiesen nur kleine bis mittlere Populationen auf, die durch bestimmte Faktoren beeinträchtigt wurden.

Eine Neuanlage von Gewässern vor allem im Bereich der ehemaligen Gewässer 2, 5 oder 6 und zusätzliche Vertiefungen im Bereich des Stratumer Buschgrabens wären Maßnahmen, die unmittelbar Erfolg versprechen und die einen wichtigen Beitrag leisten, den Erhaltungszustand des Kammolches in diesem NSG und im gesamten FFH-Gebiet dauerhaft zu verbessern.

7.12.2 Die (Meta)- Population auf dem Gelände der SWK Aqua GmbH

Auf diesem Gelände befanden sich bis Herbst 2001 vier Anreicherungsbecken mit zum Teil sehr großen Kammolchpopulationen (HENF 2001a). Nach der Verfüllung zwei dieser Gewässer befand sich 2006 eine sehr große (Gew. 17) und eine kleine (Gew. 18) Population an Kammolchen auf diesem Gelände. Im Bereich der verfüllten Anreicherungsbecken befanden sich 2005 wahrscheinlich noch einige hundert adulte Kammolche, die nicht zu den nahe gelegenen Gewässern abgewandert waren (vgl. Kap. 7.8.3). Diese Restpopulation wird in jedem Jahr kleiner werden und in absehbarer Zeit aussterben, sofern nicht in diesem Bereich neue Gewässer angelegt werden.

Die Laichpopulation an Gewässer 17 ist zwar immer noch als sehr groß zu bezeichnen, dennoch war die (Meta-) Population im Gesamtgebiet bedingt durch die Verfüllung und eventuell durch den Fischbesatz an Gewässer 18 so stark geschrumpft, dass sich der Heterozygotiegrad hochsignifikant verringert hatte (vgl. Kap. 7.13). Dies ist ein aus Sicht des Naturschutzes besorgniserregendes Ergebnis. Es zeigt sich, dass ein

beträchtlicher Teil der genetischen Substanz verloren ist, so dass die Population in Zukunft gefährdeter gegenüber Umweltveränderungen ist.

Die Population auf dem Gelände der Wasserwerke ist seit 2001 um ca. 70 % zurückgegangen und für die Zukunft geschädigt. Obwohl sie 2006 noch relativ kopfstark war, muss sie deshalb als gefährdet eingestuft werden. Sollten sich an Gewässer 17 Veränderungen – z.B. ein Fischbesatz ähnlich wie am benachbarten Gewässer – einstellen, so wäre eine der ehemals größten Kammolchpopulationen überhaupt akut vom Aussterben bedroht. Die Anlage weiterer Gewässer könnte dieses Risiko abmildern, auch wenn die Schäden in der genetischen Ausstattung nicht wieder gutzumachen sind.

7.12.3 Die (Meta)- Population auf dem Linner Golfplatz

Auf dem Linner Golfplatz befand sich eine Population mittlerer Größe (Gew. 20), die zudem in den drei Untersuchungsjahren kontinuierlich kleiner wurde. In Anbetracht der Tatsache, dass der überwiegende Teil der 2001 umgesiedelten Tiere in dieses Gewässer eingesetzt wurde, muss man von einer akuten Bedrohung der Population sprechen. Eines der beiden Gewässer (Gew. 19) war während des Untersuchungszeitraumes überhaupt nicht für Kammolche geeignet (s. Kap. 6.3.1). Verschiedene Maßnahmen, die den Beschattungsgrad und den Fischbesatz verringerten, lassen hier für die nähere Zukunft Besserung erwarten. Es ist jedoch unerlässlich, weitere Maßnahmen zu ergreifen (vgl. Kap. 8) und Erfolgskontrollen durchzuführen. An Gew. 20 hat sich zwar eine kleine bis mittlere Population angesiedelt, jedoch weist auch dieses Gewässer einige schwerwiegende Mängel auf. Diese liegen hauptsächlich im Landlebensraum begründet, der durch die intensiven Pflegemaßnahmen durch den Golfplatzbetrieb beeinträchtigt wird.

7.12.4 Die (Meta)- Population im Greiffenhorstpark

Im Greiffenhorstpark befand sich im Jahre 2001 eine der größten bekannten Kammolchpopulationen im gesamten Verbreitungsgebiet. Bedingt durch die Umbaumaßnahmen im Rahmen der EURAGA 2002Plus, die damit verbundenen Umsiedlungsmaßnahmen und vor allem die Veränderungen in der Habitatqualität haben sich katastrophal auf die Kammolchpopulation in diesem Gebiet ausgewirkt. Zunächst wurden die Tiere in Gewässer umgesiedelt, die nicht oder nur begrenzt für Kammolche geeignet waren. Auf keinen Fall waren sie ausreichend, um auch nur annähernd eine Zahl von mehreren tausend Kammolchen zu beherbergen. Es ist fraglich, wie viele Individuen die Rückwanderung erfolgreich überstanden haben, von einer beträchtlichen Dezimierung muss jedoch ausgegangen werden. Nach dem Umbau ihres ursprünglichen Laichhabitats fanden sie ein Gewässer vor, dessen wichtigste ökologische Parameter sich zu Ungunsten des Kammolches verändert hatten. Es ist sicher, dass bis 2004 keine Reproduktion des Kammolches stattgefunden hat, wodurch die Restpopulation weiter dezimiert wurde. Glücklicherweise wurde der östliche Teil des Gewässers (Gew. B) nur zum Teil umgebaut, so dass sich hier zumindest eine kleine Kammolchpopulation halten konnte, die seit den Abfischaktionen wieder im Wachstum begriffen ist.

Im vollständig umgebauten westlichen Teil (Gew. A) fanden sich im Jahr 2004 überhaupt keine Kammolche mehr. Durch verschiedene Maßnahmen hat sich die Situation zwar leicht gebessert, dennoch ist dieses Gewässer auch momentan nicht geeignet, um auch nur annähernd so viele Kammolche wie vor den Umbaumaßnahmen zu beherbergen. Der Einbruch der Population war auch an diesem Gewässer so schwerwiegend, dass ein beträchtlicher Teil der genetischen Substanz verloren und damit die Population in Zukunft gefährdeter gegenüber Umweltveränderungen ist.

Aus diesen Gründen muss man von einer akuten Bedrohung zumindest der Teilpopulation im westlichen Bereich sprechen. Auch die Population im östlichen Bereich ist weiterhin durch den Fischbesatz stark gefährdet. Nur weitere intensive Elektrofischungen, mindestens alle zwei Jahre, können ein Aussterben dieser Population verhindern.

7.12.5 Zusammenfassung

Abschließend ist zu konstatieren, dass der Erhaltungszustand des Kammolches im Untersuchungsgebiet als kritisch zu bewerten ist. Zwar ist die Gesamtpopulation insgesamt als (noch) sehr groß zu bezeichnen, dennoch sind einige Faktoren zu Tage getreten, die das Überleben des Kammolches im Gebiet erschweren.

Gleich an zwei Stellen im Untersuchungsgebiet (Greiffenhorstpark und Gelände der Stadtwerke Krefeld) sind die Populationen extrem stark eingebrochen. Zudem haben Verluste von Gewässern und Fischbesatz zu einer stärkeren Isolation der verbleibenden Populationen geführt. Nur intensive, weiterführende Maßnahmen können eine weitere Verschlechterung der Situation verhindern (Näheres hierzu in Kap. 8#).

7.13 Populationsgenetik

Die Schlussfolgerungen, die aus der genetischen Studie gezogen werden können sind eindeutig. Das zentrale Kammolch-Gewässer A im Greiffenghorst-Park bei Krefeld hat nicht nur einen extremen demographischen Einbruch der absoluten Populationsgröße durch die Baumaßnahmen erfahren (wie schon in Kapitel 7.10 gezeigt), sondern zeigt auch deutliche Anzeichen für eine genetische Verarmung, einen so genannten genetischen Bottleneck, der ein weiteres Überleben dieser Sub-Population einschränkt. Ein solcher direkter Zusammenhang zwischen einem anthropogenen Eingriff in einen Lebensraum und einer genetischen Verarmung der betroffenen Subpopulation konnten bisher noch nicht nachgewiesen werden (ALLENBORG & LUIKART 2007). Vergleichbare Ergebnisse lieferten zum Beispiel Untersuchungen nach Naturkatastrophen (STEINFARTZ et al. 2007), an verdrifteten Gründerpopulationen (PULLANDRE et al. 2008) und bei Aufforstungsprogrammen (KELLTE et al. 2008). Als völlig ungeklärt muss auch der Einfluss dieser Sub-Population auf die Gesamt-Population des Gebietes angesehen werden, da aufgrund der Größe der Sub-Population des Griffenhorstparkes (Gew. A) von ursprünglich mehreren tausend Tieren es sehr wahrscheinlich ist, dass diese Sub-Population als eine Art Source-Population (Gründer-Population) innerhalb der Gesamt-Population fungiert hat und somit von zentraler Bedeutung war.

Da ein genetischer Effekt bereits schon deutlich erkennbar ist, sollte auch in Zukunft ein intensives demographisches und genetisch orientiertes Monitoring der Gesamt-Population stattfinden. Nur so wird es überhaupt möglich sein die Effektivität der Hilfsmaßnahmen zur Erhöhung der Habitatqualität des Kammolches (z. B. Abfischung) und die zukünftige Entwicklung der Gesamt-Population realistisch einzuschätzen.

8. Diskussion: Praktischer Teil

8.1 Die Kleingewässer im Naturschutzgebiet Latumer Bruch

8.1.1 Kleingewässer Kurkölner Str. (Gewässer 1a und 1b)

Die Kleingewässer an der Kurkölner Straße wurden im Jahr 1986 mit einer Größe von ca. 170m² (1a) und 50m² (1b) künstlich angelegt. In den Jahren 2004 und 2006 war das kleinere der beiden Gewässer schon im Mai nahezu ausgetrocknet und bot keine Möglichkeiten für eine Reproduktion. Da beide Gewässer nur wenige Meter auseinander liegen und die Kammolche innerhalb einer Laichperiode teilweise mehrfach zwischen den Gewässern wechselten, werden sie hier zusammen vorgestellt. Diese beiden Gewässer gehören aufgrund ihrer Lage zu den am intensivsten untersuchten Gewässern im Untersuchungsgebiet.

Für beide nachgewiesenen Anurenarten sind diese Gewässer gut geeignet; neben der Erdkröte kamen vor allem die Grünfrösche in großer Häufigkeit vor. Als Reproduktionsgewässer kommt für sie allerdings nur das größere Gewässer 1a in Frage. Auch Berg- und Teichmolch sind in diesem Lebensraum sehr häufig, wobei auffällt, dass vor allem der Bergmolch am kleineren Gewässer 1b mit großer Abundanz vorkommt. In Bezug auf die Aktivitätsdichte, also Tiere pro Falle und Fangtag, war *M. alpestris* in diesem Gewässer am zweithäufigsten. Beim Teichmolch liegen die beiden Gewässer im Mittelfeld. Für den Kammolch ergibt sich ein ähnliches Bild wie beim Bergmolch. In Bezug auf die Aktivitätsdichte war er in beiden Gewässern sehr häufig. Auch die Auswertung der Fang- Wiederfang Ergebnisse zeigt, dass sich in diesen Gewässern eine überraschend große Population dieser seltenen Art aufhielt. Im Jahr 2005 lag sie bei fast 250 adulten Kammolchen. Dies entspricht einer Dichte, wie sie bisher äußerst selten an Gewässern von solch geringer Größe nachgewiesen wurde (LAAN & VERBOOM 1990, OLDHAM et al. 2000). Eine noch höhere Dichte beschreiben BREUCKMANN & KUPFER (1998), die im Rahmen einer Umsiedlung an einem noch kleineren Gewässer über 200 adulte Kammolche abfingen.

Auffällig sind jedoch die starken jährlichen Schwankungen: So konnte im Jahr 2006 nur noch eine Population von 50 Kammolchen mittels Fang- Wiederfang nachgewiesen werden. Die Hauptursache ist jedoch nicht in einem realen Bestandseinbruch zu sehen, sondern in der Tatsache, dass 2006 vermutlich ein geringer Teil der Gesamtpopulation eine Laichwanderung zu den Gewässern im Untersuchungsgebiet unternahm. Die Ursachen hierfür werden in Kapitel 7.6 erläutert.

Die Analyse der wichtigsten Habitatparameter zeigt, dass – gemessen an der Größe und der Eignung des Gewässers für den Kammolch – die Population überraschend groß ist. Die im Jahr 2005 festgestellte Populationsgröße dürfte das Maximum sein, das ein solcher Lebensraum beherbergen kann. Zudem ist der Reproduktionserfolg in allen drei Untersuchungsjahren ziemlich gering. Nur in den Jahren, in denen das kleinere fischfreie Gewässer lange genug Wasser führt, kann sich eine größere Zahl an Larven entwickeln. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Population dieser Gewässer relativ gefährdet ist. Hauptursache dafür liegt in der geringen Größe beider Gewässer sowie in dem Fischvorkommen, das sich zwischen 2001 und 2003 (SCHRAETZ 2002) an Gewässer 1a entwickelt hat. Maßnahmen, die hier zu einer Verbesserung führen, wären deshalb vor allem eine Vergrößerung von Gewässer 1a nach Süden sowie eine Vertiefung und Vergrößerung an Gewässer 1b. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass die Trennung zwischen den beiden Gewässern aufrechterhalten wird, damit die in Gewässer 1a vorhandenen Stichlinge nicht in Gewässer 1b gelangen können. Eine Alternative wäre die Neuanlage eines weiteren Gewässers in diesem Bereich, das allerdings eine Größe von mindestens 300m² aufweisen sollte (LANGTON et al. 2001).

8.1.2 Kleingewässer Lohbruchwiese (Gew. 2)

Zum jetzigen Zeitpunkt ist das Gewässer Lohbruchwiese für keine der heimischen Amphibienarten als Reproduktionsgewässer geeignet. Seit der Anlage im Jahr 1989 ist dieses ursprünglich 200m² große Kleingewässer fast vollständig verlandet. Es konnten zwar geringe Zahlen an Grünfröschen, Berg- und Teichmolchen nachgewiesen werden, jedoch konnte aufgrund des frühen Austrocknungszeitpunktes in keinem der

Untersuchungsjahre erfolgreiche Reproduktion stattfinden. Um dieses Gewässer wieder in ein potentiell Amphibienschutzgewässer zu verwandeln, müsste eine erneute Vertiefung und Vergrößerung stattfinden. Das Gelände würde sich optimal für ein Gewässer mit einer Größe von ca. 750m² eignen. Aufgrund der besonnten Lage, der Südexposition und dem fast idealen Landlebensraum könnte hier ein hervorragendes Laichgewässer für den Kammolch entstehen. Die Lage wäre auch deshalb ideal, da dieses potentielle Kammolchgewässer zwischen der bestehenden Population an den Gewässern 1a und 1 b sowie den Gewässern 9 und 10 liegen würde. Auf den ca. 800 Metern zwischen diesen Standorten liegen zurzeit keine Kammolchgewässer. Mit den entsprechenden Veränderungen könnte Gewässer 2 ein wichtiges Trittsteinbiotop bilden, das den Isolationsgrad der bestehenden Population verringern und so einen wichtigen Beitrag zum Schutz des Kammolches im Naturschutzgebiet Latumer Bruch leisten kann.

Eine sinnvolle Alternative wäre die vollständige Neuanlage eines entsprechenden Gewässers auf den besonnten Bereichen der Lohbruchwiese, zwischen den Standorten der jetzigen Gewässer 1 und 2.

8.1.3 Lohbruchwiese – Grabenstau (Gew. 3)

In diesem Wasserlebensraum konnte keine der drei Molcharten nachgewiesen werden. Erdkröte und Grünfrösche kamen in geringen Abundanzen vor.

Ursache für das Fehlen der Kammolche ist vor allem im Fischbesatz, im hohen Beschattungsgrad und dem geringen Anteil an sub- und emerser Vegetation zu sehen. Maßnahmen zum Schutz der Amphibien wären hier deutlich aufwändiger als an anderen Stellen im Untersuchungsgebiet, so dass zeitlicher Aufwand und Geldmittel an anderer Stelle (z. B. an Gewässer 2) sinnvoller eingesetzt werden können.

8.1.4 Regenrückhaltebecken (Gewässer 4)

Hauptursache für das Fehlen aller drei Urodelenarten dürfte die Gewässerumrandung aus Beton sein. Diese wird offenbar von beiden Anurenarten leicht überwunden, scheint aber für die Molche die Nutzbarkeit des Gewässers stark einzuschränken. Gerade für *T. cristatus* sind die unmittelbar an das Gewässer grenzenden Bereiche des Landlebensraumes von besonderer Bedeutung (JEHLE 2000). Im Jahr 2006 haben hier umfassende Baumaßnahmen stattgefunden, die aber keine naturschutzrelevanten Ursachen und Ziele hatten. Somit können die zukünftige Eignung nicht beurteilt und keine Verbesserungsmaßnahmen empfohlen werden. In Zukunft sollte jedoch auf die bis zu 15 Meter breite Betonumrandung verzichtet werden.

8.1.5 Periodische Kleingewässer (Gew. 5 und 6)

Auch diese beiden Gewässer sind fast vollständig verlandet und im jetzigen Zustand für keine der heimischen Amphibienarten als Laichgewässer geeignet. Vor allem am ehemaligen Standort von Gewässer 5 wäre die Anlage eines neuen Gewässers sehr Erfolg versprechend.

Ähnlich wie am Standort auf der Lohbruchwiese (ehemaliges Gewässer 2) könnte hier ein wichtiger Biotop entstehen, der eine Verbindung zwischen den Populationen an den Gewässern 1a und 1b sowie an den Gewässern 9 und 10 schaffen würde.

8.1.6 Talweg 1- Bunker (Gew. 7) und periodische Kleingewässer/ Fortführung Lohbruchgraben (Gew. 8)

Diese ehemaligen potentiellen Kammolchgewässer sind weitgehend verlandet. So wies Gewässer 7 im Jahr 2000 noch eine Größe von 250 m² auf, während des Untersuchungszeitraumes war es dagegen zu keinem Zeitpunkt größer als 10 – 20 m². An beiden Gewässern konnten außer vereinzelt Grünfröschen keine Amphibien

nachgewiesen werden. Aufgrund der geringen Größe und des hohen Beschattungsgrades kommen sie eigentlich nur für den Bergmolch als Laichgewässer in Betracht. Der dichte Bewuchs an Gehölzen führt dazu, dass Verbesserungsmaßnahmen hier aufwändiger und weniger Erfolg versprechend wären als an anderen Standorten. Von Schutzmaßnahmen für den Kammolch sollte in diesem Bereich deshalb abgesehen werden.

8.1.7 Talweg 2 (Gew. 9)

Schon im Jahr 2001 wurden in diesem 1997 angelegten Gewässer Kammolche nachgewiesen (SCHRAETZ 2002). Während jeweils drei Begehungen mit Sichtbeobachtung und Keschern konnten alle Amphibienarten, die im Untersuchungsgebiet vorkommen, an diesem Gewässer beobachtet werden. Über die Häufigkeiten der einzelnen Arten kann keine Aussage gemacht werden. Aufgrund der Struktur des Gewässers ist es für die Erdkröte, die Grünfrösche und den Teichmolch sehr gut geeignet.

Der sandige Untergrund führt dazu, dass Ufer- und Unterwasservegetation relativ spärlich ausgeprägt sind. Die Eignung für den Kammolch ist aufgrund dessen etwas eingeschränkt. Man kann dennoch davon ausgehen, dass sich hier eine Population von ungefähr 100 – 200 adulten Tieren angesiedelt hat. Somit leistet dieses Gewässer einen wichtigen Beitrag zum Schutz der heimischen Amphibienarten.

8.1.8 Kleingewässer Graben V (Gew. 10)

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde dieses Gewässer qualitativ auf Amphibien untersucht. Schon drei Jahre nach der Anlage war es von allen im Gebiet vorkommenden Arten besiedelt. Der einzige Punkt, der die Qualität des Habitats für den Kammolch einschränkt, ist die relativ gering ausgeprägte sub- und emerse Vegetation. Vermutlich entwickelt sie sich aufgrund des sandigen Untergrundes relativ langsam. Dennoch ist dieses Gewässer sehr gut für den Kammolch geeignet, und es ist

wahrscheinlich, dass sich eine große Population von bis zu einigen hundert Tieren an diesem Gewässer angesiedelt hat bzw. in den nächsten Jahren ansiedeln wird. Auch für Erdkröte, Grünfrösche und Teichmolch bietet dieses Gewässer gute Habitatbedingungen, und so haben sich in verhältnismäßig kurzer Zeit große Populationen angesiedelt. Einzig für den Bergmolch, der meist Gewässer mit einem höheren Beschattungsgrad bevorzugt, weist es eine geringe Eignung auf. Dennoch stellt auch dieses Gewässer eine sehr gelungene Naturschutzmaßnahme dar.

8.1.9 Latumer Bruchweg (Gew. 11)

Das Gewässer am Latumer Bruchweg ähnelt von der Struktur her den Gewässern 9 und 10. Es wurde im Jahr 1999 künstlich angelegt und liegt somit in Bezug auf Alter und Größe zwischen den beiden vorher beschriebenen Gewässern. Im ersten Untersuchungsjahr wurde es zunächst nur qualitativ auf Amphibien untersucht. Aufgrund der viel versprechenden Ergebnisse wurden die Untersuchungen an diesem Gewässer intensiviert. Alle im Untersuchungsgebiet lebenden Amphibienarten kommen in diesem Gewässer in großer Häufigkeit vor. Vor allem Erdkröte und Teichmolch sind als sehr häufig zu bezeichnen. Beim Kammolch ergibt sich ein etwas wechselhaftes Bild. Im Jahr 2005 war die Population mit wahrscheinlich über 400 erwachsenen Tieren sehr groß, im Jahr danach wurde nur noch eine Populationsgröße von 75 Tieren ermittelt. Diese starke Schwankung ist vermutlich hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass ein großer Teil der Population 2006 im gesamten Untersuchungsgebiet nicht an das Gewässer anwanderte. Um diese Schwankungen von realen Bestandsveränderungen zu unterscheiden, wären Folgeuntersuchungen notwendig. Trotz dieses Rückganges in der gemessenen Populationsgröße hat sich gezeigt, dass dieses Gewässer sowohl für den Kammolch als auch für die anderen Amphibienarten ein wichtiges Reproduktionsgewässer – auch in Jahren mit einem niedrigen Wasserstand – darstellt.

8.1.10 Talweg Bombenloch (Gew. 12)

Dieses vegetationslose und stark beschattete Gewässer ist für den Kammolch nicht als Laichgewässer geeignet, auch die Erdkröte wurde nicht nachgewiesen. Grünfrosch und Teichmolch kommen allenfalls in geringer Abundanz vor. Lediglich für den Bergmolch ist es verhältnismäßig gut geeignet, so dass hier eine Population mittlerer Größe vorkommen dürfte. Maßnahmen wären hier mit sehr großem Aufwand verbunden und die hierfür nötigen Mittel könnten an anderer Stelle sinnvoller eingesetzt werden.

8.1.11 Stratumer Buschgraben – Westen (Gew. 13) und Stratumer Buschgraben NN (Gew. 15)

Bei den Gewässern 13 und 15 handelt es sich um natürliche Altarme, bei Gewässer 14 um eine künstliche Vertiefung der ehemaligen Altarm – Rheinrinne „Stratumer Buschgraben“. Im Zuge der Grundwasserabsenkungen in diesem Bereich der Niederterrasse führen vor allem die natürlichen Gewässer 13 und 15 weniger Wasser und trocknen früher im Jahr aus als in der Vergangenheit (HECKMANN 1998). Dies wirkt sich gravierend auf die Qualität des Lebensraumes besonders für den Kammolch, aber auch für die anderen Amphibien aus. So wiesen beide Gewässer mit deutlich über 500m² Wasserfläche ursprünglich eine sehr gute Größe für Kammolchgewässer auf. Während des Untersuchungszeitraumes führten beide Gewässer aber nie länger als bis Mitte Mai Wasser. Somit konnte zumindest seit 2004 keine erfolgreiche Reproduktion des Kammolches an diesen beiden Gewässern stattfinden. Von den übrigen Amphibien konnte sich nur die Erdkröte im Jahr 2005 erfolgreich fortpflanzen. Die Analyse der weiteren Habitatparameter zeigt, dass beide Gewässer bei längerer Wasserführung optimal für den Kammolch geeignet wären und es bis vor einigen Jahren auch waren (SCHRAETZ 2002). Die Tatsache, dass sich in dem Untersuchungsjahr, in dem die Gewässer am längsten Wasser führten (2005), umgehend eine hohe Dichte aller Amphibienarten insbesondere des Kammolches nachweisen ließen, unterstützt diese Vermutung.

Demnach wäre besonders Gewässer 15 für Maßnahmen zur Verbesserung des Habitates geeignet. Eine künstliche Vertiefung in diesem Bereich würde die Qualität des

Reproduktionsgewässers um den Faktor 3,2 erhöhen. Alles, was bisher über diesen Lebensraum bekannt ist, deutet darauf hin, dass sich innerhalb kürzester Zeit Erfolg einstellen würde. Mittelfristig ist davon auszugehen, dass sich eine Population ähnlich der in Lebensräumen mit vergleichbarer Qualität ansiedeln würde. Es würde ein Lebensraum entstehen, der mit Gewässer 14 vergleichbar wäre. So, dass mittelfristig von einer Populationsgröße mit mehreren hundert erwachsenen Tieren zu rechnen ist.

8.1.12 Stratumer Buschgraben – Osten (Gew. 14)

Diese künstliche Vertiefung im östlichen Teil des Stratumer Buschgrabens stellt einen Lebensraum für den Kammolch dar, der eine so hohe Qualität aufweist, wie sie bisher noch in keiner anderen Untersuchung gemessen wurde (OLDHAM et al. 2000, ORTMANN 2004). Dies erklärt auch die Tatsache, warum hier eine so ungewöhnlich große Population lebt: So konnte im Jahr 2005 an diesem Gewässer eine Population von über 3000 erwachsenen Kammolchen nachgewiesen werden. Überraschenderweise war der Kammolch sogar häufiger als der Bergmolch, der ansonsten fast immer die häufigere der beiden Arten ist (vgl. Kap. 7.4). Im darauffolgenden Jahr wurden zwar noch mehr Kammolche in diesem Gewässer gefangen, die Auswertung mittels individueller Wiedererkennung und Fang- Wiederfangtechniken zeigte jedoch, dass die Laichpopulation im Gewässer mit etwa 750 Tieren deutlich geringer war als 2006. Diese Abnahme ist allerdings nur zu einem geringen Teil durch einen realen Bestandsrückgang begründet. Offensichtlich wanderte im Jahr 2006 ein geringerer Teil der Gesamtpopulation an die Gewässer im Untersuchungsgebiet an. Die Ursachen hierfür werden in Kapitel 7.6 erläutert.

Auch für die anderen Amphibienarten bietet dieses Gewässer sehr gute Bedingungen. Die Vertreter des Grünfrosch- Komplexes sowie der Teichmolch kommen ebenfalls in sehr großen Populationen vor, bei Erdkröte und Bergmolch kann man zumindest von mittelgroßen Populationen sprechen. Somit bildet dieses Gewässer das mit Abstand wichtigste Amphibiengewässer im gesamten Naturschutzgebiet Latumer Bruch.

8.1.13 Flutmulde (Gew. 21)

Hierbei handelt es sich um das jüngste der Untersuchungsgewässer. Es wurde im Jahr 2003, also im Jahr vor Untersuchungsbeginn, angelegt. Schon im ersten Jahr nach der Anlage hatten alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten dieses Gewässer besiedelt. Aufgrund der fehlenden Ufer- und Unterwasservegetation war die Qualität dieses Gewässers für den Kammolch eingeschränkt. Im Rahmen einer natürlichen Sukzession hat sich dies aber inzwischen gebessert und eine weitere Verbesserung ist für die kommenden Jahre zu erwarten.

Das Gewässer Flutmulde wurde im Jahr vor Projektbeginn (2003) angelegt, so dass die Besiedelungsgeschichte sehr gut verfolgt werden konnte. Eine ausführliche Analyse der Besiedlung neuer Gewässer durch *T. cristatus* findet sich in Kapitel 7.9.1.

Im vorliegenden Projekt wurde das Gewässer 21 (Flutmulde) schon im ersten Jahr nach der Anlage von allen drei Molcharten besiedelt. Auffällig war zudem die Tatsache, dass der Kammolch in diesem Jahr den höchsten Reproduktionserfolg in Bezug auf die Larvenhäufigkeit aufwies. Eine solche hohe Emergenz bei geringer Adulttierdichte ist typisch für die Neubesiedlung von Gewässern (HACHTEL et al. 2006a, KOGOJ 1997), wurde allerdings in einem solchen Umfang beim Kammolch noch nicht beobachtet (BEJA & ALCAZAR 2003, GRIFFITH 1996, THIESMEIER & KUPFER 2001). Der Grund für diesen enorm hohen Reproduktionserfolg ist in dem fast völligen Fehlen sämtlicher potentieller Prädatoren zu sehen. Unter solchen Bedingungen können auch wenige Adulti eine hohe Zahl an Juvenilen produzieren.

Die Geschwindigkeit, mit der das Gewässer von allen im Gebiet vorkommenden Amphibienarten angenommen wurde, spricht für die hohe Qualität des Naturschutzgebietes Latumer Bruch als Amphibienlebensraum. Das Naturschutzgebiet Latumer Bruch ist so dicht von Amphibien besiedelt, dass neu angelegte Gewässer sehr schnell angenommen werden können.

8.2 Das Gelände der Stadtwerke und der Römersee

8.2.1 Römersee (Gew. 16)

Als fast vegetationsloses und intensiv genutztes Angelgewässer ist der Römersee im jetzigen Zustand für keine der heimischen Urodelenarten als Laichgewässer geeignet. Grünfrösche kommen in geringen Abundanzen vor, nur die Erdkröte scheint verhältnismäßig häufig zu sein. Dies entspricht auch den Erkenntnissen aus anderen Studien, nach denen die *Bufo bufo* die heimische Amphibienart ist, die am besten mit Fischbesatz zurecht kommt (ORIZAOLA & BRANA 2006, RESHETNIKOV 2003). Die Beeinträchtigung durch den Fischbesatz ist so gravierend, dass andere Maßnahmen keinen Erfolg versprechen würden. Solange die Nutzung als Angelgewässer bestehen bleibt, kann dieses Gewässer keinen nennenswerten Beitrag zum Schutz der heimischen Amphibienarten leisten.

8.2.2 Anreicherungsbecken Nr. 1 (Gew. 17)

Mit einem „Habitat Suitable Index“ (HSI) von 2,27 (vgl. Kap. 4.13) im Jahr 2005 bietet dieses Gewässer die besten Bedingungen für den Kammolch im gesamten Untersuchungsgebiet. Ähnlich hohe Werte erreicht nur Gewässer 14 im NSG Latumer Bruch. In Bezug auf die zehn wichtigsten ökologischen Parameter ist dieses Gewässer als annähernd optimal zu bezeichnen. Der sehr niedrige Wasserstand im Jahr 2006 führte dazu, dass die in den Vorjahren besonders vegetationsreichen Bereiche nicht unter Wasser standen. Dadurch war die Qualität des Wasserlebensraumes in diesem Jahr für den Kammolch etwas eingeschränkt, aber immer noch die höchste von allen untersuchten Gewässern. Somit erklärt sich auch, dass in diesem Gewässer die größten Populationen von Berg- und Teichmolch bezogen auf die Aktivitätsdichte (Tiere pro Falle und Fangtag) im Untersuchungsgebiet lebten. Bei beiden Arten kann von Populationsgrößen von ungefähr 10.000 adulten Tieren ausgegangen werden.

Beispielhaft sei hier von zwei Fangtagen berichtet, die diese ungewöhnlich hohe Dichte an Molchen verdeutlichen. So wurden am 21.04.05 exakt 198 Berg- und Teichmolche in einer einzigen Falle gezählt. Mir sind weder mündliche noch schriftliche Berichte bekannt, die auch nur annähernd von einem ähnlichen Fangerfolg berichten. Am 02.04.05 wurden mit Falle Nummer 3 am Nordufer des Gewässers 38 adulte Kammolche gefangen. Auch dies übersteigt alle mündlichen und schriftlichen Berichte über Kammolchnachweise mittels Unterwassertrichterfallen um ein Vielfaches.

Auch die beiden Anurenarten erreichten sehr hohe Dichten. Vor allem die Zahlen sowohl an adulten Erdkröten als auch an deren Kaulquappen überstiegen alles, was der Verfasser bisher im Freiland beobachten konnte. So war jeweils ab Ende März der komplette Uferbereich durch die Vielzahl an Kaulquappen schwarz gefärbt.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass an Gewässer 17 alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Amphibienarten mit der größten Häufigkeit vorkommen. Allerdings sind beide Anreicherungsbecken von Wassereinspeisungen durch das Wasserwerk abhängig. In der Vergangenheit wurde unabsichtlich für ein Wasserregime gesorgt, dass für den Kammolch optimal war. So trocknete das Gewässer in unregelmäßigen Abständen meist im Herbst aus. Wie in Kapitel 7.10 erläutert, sind solche Gewässer für *T. cristatus* besonders geeignet.

8.2.3 Anreicherungsbecken Nr. 2 (Gew. 18)

Obwohl dieses Gewässer unmittelbar neben Gewässer 17 liegt und die gleiche Größe aufweist, stellt sich die Situation für die Amphibien hier völlig anders dar. So sind alle Amphibienarten deutlich seltener als an dem direkt benachbarten Anreicherungsbecken. Der Kammolch zum Beispiel ist in allen drei Untersuchungsjahren ca. um den Faktor acht bis zehn weniger häufig. Diese auf den ersten Blick verblüffenden Ergebnisse werden durch die Analyse der wichtigsten ökologischen Habitatparameter erklärt.

Hauptsächlich drei Faktoren führen dazu, dass dieses Gewässer deutlich schlechter für den Kammolch geeignet ist: Vor allem die Uferbereiche sind teilweise beschattet, wodurch auch die Unterwasservegetation weniger ausgeprägt ist als am benachbarten

Gewässer. Der wichtigste Faktor, der die Habitatqualität für den Kammolch beeinträchtigt, ist aber in der Population des Ostasiatischen Blaubandbärblings (*Pseudorasbora parva*) zu sehen. Auch wenn es bisher keine wissenschaftliche Untersuchung dazu gibt, inwieweit sich dieser Neozoe auf Amphibienpopulationen in Mitteleuropa auswirkt, ist doch aufgrund der Erfahrungen mit anderen Cypriniden davon auszugehen, dass die Auswirkungen für den Kammolch sehr negativ sind. Zudem wurde für diesen Neozoen nachgewiesen, dass er die autochthone Fischfauna, vor allem durch die Übertragung eines Parasiten, massiv beeinträchtigen kann (GOZLAN et al. 2005). Verschiedene Autoren beschreiben, dass besonders der Kammolch aufgrund seiner nektonischen Larven besonders empfindlich auf Fischbesatz reagiert (JOLY et al. 2003, SKEI et al 2006, VAN BUSKIRK 2005). Gerade im Vergleich mit dem benachbarten fischfreien Gewässer 17 liefert der Blaubandbärbling eine Erklärung für die geringen Populationsgrößen des Kammolches an diesem Gewässer.

Die anderen Amphibienarten reagieren, wie oben erläutert, weniger empfindlich auf diesen Neozoen. Berg- und Teichmolch erreichen hohe bis sehr hohe Dichten, Erdkröte und Grünfrösche sind ebenfalls häufig. Die niedrigen Populationsgrößen des Kammolches sind auch deswegen besorgniserregend, da hier im Jahr 2001 Tiere aus dem Greiffenhorstpark ausgesetzt wurden. Dies scheint allerdings keinen positiven Effekt auf die Population an diesem Gewässer gehabt zu haben. Maßnahmen, die hier zu einer Verbesserung führen könnten, sind vor allem eine Reduzierung des Fischbesatzes. Aufgrund der Struktur des Gewässers wäre dieses allerdings sehr aufwändig. Versuche mittels Elektrofischung im Jahr 2004 zeigten, dass mit dieser Methode der Blaubandbärbling an einem solchen Gewässer nicht zu reduzieren ist (LIMNOPLAN 2004). Ein Trockenfallen dieses Gewässers, wie es in der Vergangenheit durch die Stadtwerke verursacht wurde, könnte dieses Problem auf natürliche Weise lösen und zudem ein weiteres Ausbreiten dieses Neozoen, z. B. über Wasservögel, verhindern. Eine Reduzierung des Beschattungsgrades könnte einen weiteren Beitrag leisten, die Habitatqualität an diesem Gewässer zu verbessern.

8.2.4 Verfüllte Anreicherungsbecken Nr. 3 und 4

Im vorliegenden Projekt wurde im Jahr 2005 der Landlebensraum im Bereich von zwei ehemaligen Anreicherungsbecken auf dem Gelände der SWK Aqua GmbH Krefeld untersucht. Die Frage war, ob sich auch vier Jahre nach der Verfüllung noch Kammolche in diesem Lebensraum aufhalten. Eine ausführliche Analyse dieser Frage findet sich in Kapitel 7.8.3.

Die hier verwendete Methode wird von den wenigen Autoren, die sie überhaupt erwähnen als nicht geeignet bezeichnet, Kammolche im Landlebensraum nachzuweisen (ENGLISH NATURE 2001, GENT & GIBSON 1998, LANGTON et al. 2001).

In einem trockenen Lebensraum mit einer Entfernung von mindestens 300 Metern zum nächsten Gewässer, stellt die hier mit dieser relativ ungenauen Methode nachgewiesene Zahl an Kammolchen eine bisher in der Fachliteratur noch nicht beschriebene Dichte dar. Es muss nach diesen Ergebnissen davon ausgegangen werden, dass, auch vier Jahre nach der Verfüllung der Gewässer, die Kammolche diesen Lebensraum in sehr großer Häufigkeit besiedeln.

Ohne Reproduktion wird die Restpopulation in jedem Jahr kleiner werden und in absehbarer Zeit erlöschen. Einmal mehr bestätigt sich hier die These, dass der Kammolch, als wenig mobile Art mit hoher Bindung an das Laichgewässer, auf Lebensraumveränderungen sehr sensibel reagiert und nur schwer benachbarte Gewässer besiedelt, auch wenn diese deutlich innerhalb der potentiellen Ausbreitungsdistanz von ca. 1000 Metern pro Jahr liegen (vgl. Kap. 7.8).

Nach einem solchen Szenario könnten die langlebigen Exemplare, die sich zur Zeit der Untersuchung in diesem Lebensraum aufhielten, entscheidend dazu beitragen, dass sich Populationen erneut etablieren können. Im vorliegenden Fall bedeutet es, dass die Neuanlage von Gewässern in diesem Bereich unmittelbar Erfolg versprechen würde. Bleibt die Anlage von Gewässern in diesem Bereich aus, so wird sich die Population sukzessive verkleinern und in absehbarer Zeit erlöschen.

Da dieses Gewässer in der Wasserschutzzone I liegt, sind die Aussichten, eine Genehmigung für eine solche Neuanlage zu erhalten, anscheinend recht gering. Dennoch sei an dieser Stelle noch einmal ausdrücklich auf die schwerwiegenden artenschutzrechtlichen Gründe hingewiesen, die Gefährdung dieser außergewöhnlichen

Population zu verringern. Sollte die Neuanlage eines Gewässers tatsächlich unmöglich sein, ist die Anlage eines künstlich abgedichteten Gewässers in Betracht zu ziehen. Ein gegen das Grundwasser abgedichtetes Gewässer wäre wasserschutzrechtlich unbedenklich und könnte zumindest einen kleinen Beitrag leisten, die Gefährdung dieser Population abzumildern.

8.3 Das Gelände Krefelder Golf Club e.V.

8.3.1 Ehemaliges Abgrabungsgewässer Golfplatz (Gew. 19)

Auch dieses Gewässer ist im jetzigen Zustand nicht für den Kammolch geeignet und kann zurzeit keinen Beitrag zum Schutz dieser Amphibienart leisten. Vom Kammolch wurden nur im Jahr 2004 Einzeltiere nachgewiesen und auch die Populationsdichten von Berg- und Teichmolch waren in den drei Untersuchungsjahren rückläufig.

Die wichtigste Beeinträchtigung, die hierfür verantwortlich ist, stellt die große Population des Sonnenbarsches (*Lepomis gibbosus*) dar. Von diesem, aus Nordamerika stammenden Neozoen, ist bekannt, dass er Amphibienpopulationen beeinträchtigen kann (DENOEL et al. 2005). Der Kammolch ist hiervon besonders betroffen (vgl. Kap. 7.10). Durch eine Elektrobefischung im Jahr 2004 konnte die Population nur kurzfristig reduziert werden. Schon 2006 war die Populationsdichte dieser schnell reproduzierenden Art wieder auf einem ähnlich hohen Niveau.

Auch der Beschattungsgrad des Gewässers war zu Beginn der Untersuchung sehr hoch und die Unterwasservegetation dementsprechend wenig ausgeprägt.

Im Frühjahr 2005 wurden am Rand dieses Gewässers nicht genehmigte Baumaßnahmen durchgeführt. Kritisch anzumerken ist vor allem, dass diese Maßnahmen während der Hauptphase der Wanderaktivität der heimischen Amphibien und damit auch des Kammolches durchgeführt wurden. Es ist davon auszugehen, dass es durch diese Baumaßnahmen zu einer Beeinträchtigung der anwandernden Amphibien und zu einer Verschlechterung der Habitatqualität dieses Gewässers zumindest im Jahr 2005 gekommen ist.

Maßnahmen, die an diesem Gewässer zu einer Verbesserung führen würden, betreffen vor allem den Landlebensraum. So sollte das durch die Baumaßnahmen entstandene Mikrorelief nicht einplaniert werden. Der zurzeit offene Rohboden sollte einer natürlichen Sukzession überlassen werden. Die Spielfläche (Grün) sollte keinesfalls näher an das Ufer verlegt werden. Die wichtigste Maßnahme ist aber, dass die Elektrobefischung zunächst in jährlichem Abstand fortgeführt wird. Die Erfahrungen der Befischungen aus den Jahren 2004 und 2006 zeigten, dass diese schnell vermehrende Cyprinidenart mit einem zweijährigen Befischungsrhythmus nicht in den

Griff zu bekommen ist. VREDENBURG (2004) stellt dar, wie sich bestimmte Amphibienarten schnell weder erholen, wenn Fische entfernt werden.

Wenn zusätzlich der Beschattungsgrad verringert würde, könnte nach diesen Maßnahmen Gewässer 19 einen wichtigen Beitrag zum Schutz des Kammolches in diesem sensiblen Lebensraum auf dem Golfplatz leisten. Aufgrund seiner größeren Entfernung zum Spielbetrieb und seiner natürlichen Periodizität ist es dazu eher in der Lage als Gewässer 20.

8.3.2 Kleingewässer Golfplatz (Gew. 20)

Aufgrund der Tatsache, dass in dieses Gewässer der größte Teil der im Frühjahr 2001 umgesiedelten Amphibien eingesetzt wurde, gehört dieses sechs Jahre alte Gewässer zu den am intensivsten untersuchten Gewässern im vorliegenden Projekt. Bedauerlicherweise wurde die Durchführung der wissenschaftlichen Arbeiten für einen Zeitraum von 12 Tagen im April 2005 durch den Golfclub untersagt. Diese Unterbrechung, während der Hauptaktivitätsphase der Kammolche, führt dazu, dass die Aussagen zu diesem Gewässer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sind.

Es zeigte sich, dass vier Jahre nach der Anlage des Gewässers und drei Jahre nach der Umsiedlung alle, von der Umsiedlung betroffenen Arten, in diesem Gewässer vorkommen. Bei Teichmolch und den Vertretern des Grünfrosch- Komplexes kann man von großen und über die drei Untersuchungsjahre stabilen Populationen sprechen. Bei Bergmolch und Erdkröte handelt es sich um kleine bis mittelgroße Populationen, die aber ebenfalls stabil im Rahmen natürlicher Populationsschwankungen zu sein scheinen. Der Kammolch scheint ebenfalls in einer mittelgroßen und gut reproduzierenden Population vorzukommen. Allerdings scheint hier ein negativer Trend vorzuliegen. Zwar sind die Daten der Fang-, Wiederfang- Berechnungen statistisch nicht gut abgesichert, aber die Tatsache, dass die Gesamtzahl gefangener Kammolche, die Anzahl an Individuen und die Fang- Wiederfang Ergebnisse über die drei Untersuchungsjahre geringer wurden, ist ein starker Hinweis auf eine negative Entwicklung dieser Population. Zudem fällt auf, dass bei keiner der umgesiedelten Arten die im Untersuchungszeitraum ermittelten Zahlen auch nur annähernd so groß

sind wie die Zahlen an umgesiedelten Tieren. Dies deutet darauf hin, dass der überwiegende Teil der adulten Tiere umgehend wieder abgewandert ist und die Population zum jetzigen Zeitpunkt zu einem hohen Teil aus jungen Tieren besteht, die in diesem Gewässer geboren sind. Diese These wird auch dadurch unterstützt, dass die Körperlängen der Kammolche an diesem Gewässer während der drei Untersuchungsjahre bei beiden Geschlechtern in einem hochsignifikanten Trend zugenommen haben.

Obwohl das Gewässer in Bezug auf Größe, Beschattungsgrad und Wasserqualität eigentlich optimale Bedingungen für den Kammolch bietet, müssen verschiedene Aspekte als Gründe für diese relativ kleine Kammolchpopulation und für den Rückgang der Population an diesem Gewässer angeführt werden. So wirkt sich vor allem der geringe Anteil an submerser Vegetation aus, der den Molchen die Möglichkeit nimmt, ihre Eier abzulegen. Der geringe Bewuchs hat vermutlich mehrere Gründe: Zum einen ist der Gewässerboden in den flachen Uferbereichen weitgehend mit Kies ausgelegt, was ein hohes Aufkommen der Pflanzen verhindert. Zum anderen ist anzunehmen, dass bei Regen aus den umliegenden, intensiv gepflegten Rasenflächen Dünger und Unkrautvernichter in das Gewässer eingespült werden, was ein Aufkommen einiger Pflanzengruppen unterbindet. Ein Entfernen von sub- und emerser Vegetation hat daher zwingend zu unterbleiben.

Die vermutlich größte Beeinträchtigung geht von dem das Gewässer umgebenden Landlebensraum aus. Vor allem die Grüns des Golfplatzes, die zu 60 % direkt an das Ufer grenzen, werden fast jeden Morgen maschinell gepflegt – zu Zeiten, in denen die Wanderaktivität der Kammolche vermutlich noch im Gange ist. Dieser mechanischen Pflege fallen vermutlich viele Tiere zum Opfer. Ebenfalls negativ wirkt sich aus, dass die Ufervegetation während der Wanderaktivität der Amphibien abgemäht wird (vgl. Abb. 2.18). Eine Pufferzone, bzw. ein Saumstreifen von wenigen Metern, würde hier schon eine deutliche und notwendige Verbesserung darstellen. Dieser sollte allenfalls durch eine einschürige Mahd, nicht vor dem 1. August des jeweiligen Jahres, gepflegt werden. Obwohl diese Maßnahmen bereits im Mai 2005 in einem Rundschreiben an alle Beteiligten und auf der Jahresabschlussbesprechung zum Monitoring 2005 konkretisiert wurden, konnte eine Umsetzung dieser Maßnahmen bis zum jetzigen Zeitpunkt nicht beobachtet werden. So wurde von 2004 – 2006 jeweils zwischen Mitte Mai und Mitte Juni die Ufervegetation in einer Höhe von wenigen Zentimetern abgemäht. Somit bleibt

festzuhalten, dass im jetzigen Zustand dieses Gewässer allenfalls einen geringen Beitrag zum Schutz des Kammolches leisten kann.

8.4 Äußerer Burggraben (Gew. C) und Linner Stadtgraben (Gew. D)

Verschiedene Faktoren führen dazu, dass beide Gewässerabschnitte im jetzigen Zustand keinen Beitrag zum Schutz des Kammolches leisten können. So weisen der südliche und westliche Bereich (Gew. C) sehr steile Ufer und entsprechend wenig sub- und emerse Vegetation auf. Vor allem die große Population Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) führt dazu, dass zwar Grünfrösche und Erdkröten in mittelgroßen Populationen, aber keine der drei Urodelenarten in diesem Gewässerabschnitt nachgewiesen werden konnten.

Der östliche Abschnitt dieses Grabensystems (Gew. D) war während des Untersuchungszeitraumes nur im Frühjahr 2005 vollständig mit Wasser bespannt. Während der restlichen Zeit waren jeweils nur einige Resttümpel wasserführend. In diesen konnten allerdings regelmäßig Berg- und Teichmolche nachgewiesen werden. Für den Kammolch sind solche kleineren und unbeständigen Resttümpel allerdings nicht als Reproduktionsgewässer geeignet.

An diesem großen und tiefen Gewässer erscheinen Befischungsmaßnahmen wenig Erfolgversprechend, selbst mehrfache Elektrobefischungen könnten wohl nur einen geringen Teil der Flussbarsche aus dem Gewässer entfernen. Anders stellt sich die Situation im östlichen Bereich, dem so genannten Linner Stadtgraben dar. Da hier in den letzten drei Jahren fast nie eine Wasserführung vorhanden war, könnten zusätzliche Vertiefungen hier auch für den Kammolch nutzbare Laichgewässer entstehen lassen. Dann müsste allerdings gewährleistet werden, dass während der seltenen Hochwasserereignisse keine Flussbarsche in diese Bereiche einwandern können.

8.5 Grabensystem Greiffenhorstpark

8.5.1 Greiffenhorstpark West (Gew. A)

Der westliche Teil des Grabens (Gew. A) wurde vollständig umgebaut. Um einen gleichmäßig hohen Wasserstand über das ganze Jahr zu gewährleisten, wurde im Herbst 2004 zusätzlich ein Brunnen angelegt, durch den Wasser in diesen Bereich eingespeist wird. Eine ursprünglich angestrebte, natürliche Periodizität der Wasserstände wird so verhindert. Zu Beginn der Untersuchung hatte das Gewässer viele der amphibienrelevanten Habitatstrukturen verloren. Anhand des Modells von OLDHAM et al. (2000) soll hier diskutiert werden, wie sich die Umbaumaßnahmen auf die Qualität des Habitates für den Kammolch ausgewirkt haben.

Veränderung der Habitatqualität bedingt durch die Baumaßnahmen

Die Habitatparameter Geographische Lage (SI₁), Gewässergröße (SI₂), Wasserqualität (SI₄), Gewässerbeschattung (SI₅) und Gewässerdichte im Umkreis wurden durch die Baumaßnahmen nicht, bzw. nicht erheblich beeinträchtigt. Die übrigen zehn wichtigsten Ökofaktoren wurden jedoch teilweise gravierend verändert.

Beständigkeit des Gewässers (SI₃):

Vor den Umbaumaßnahmen handelte es sich je nach Wasserstand um einen zusammenhängenden Wasserkörper oder um mehrere Einzelgewässer. Nach Aussagen von Anwohnern sowie schriftlichen Aufzeichnungen (VISSER 2002) trocknete dieses Gewässer in unregelmäßigen Abständen zwischen ein- und dreimal innerhalb der letzten Jahre aus. Genau eine solche Periodizität beschreiben verschiedene Autoren unabhängig voneinander als optimal für den Kammolch (OLDHAM et al. 2000, SKEI et al. 2005, SWAN & OLDHAM 1993, VAN BUSKIRK 2005). Durch die Vertiefungen und vor allem durch die künstlichen Abdichtungen wird ein solches Austrocknen in Zukunft verhindert.

In diesem Zusammenhang ist die Tatsache, dass seit dem 20.05.2005 durch einen, im Herbst 2004 angelegten, Brunnen Wasser in diesen Teil des Gewässers eingespeist wird, als kontraproduktiv zu bezeichnen. Die Brunnenwasser-Einspeisung in das Parkgewässer verhindert die angestrebte natürliche Periodizität (Trockenfallen, beginnend ab Mitte/Ende August) des Gewässers und steht damit den artspezifischen Erfordernissen der Kammolchpopulation entgegen.

Auf der Jahresbesprechung des Kammolch-Monitorings Krefeld, die am 25.11.04 im Zoologischen Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig stattfand, wurde die Vereinbarung getroffen, dass kein Wasser in diesem Teil des Gewässers eingeleitet werden sollte. Der Arbeitskreis sprach sich am 24.05.05 und am 26.01.06 noch einmal ausdrücklich gegen diese Maßnahme aus. Allerdings teilten vor allem am letztgenannten Treffen die Mitarbeiter des Fachbereiches Grünflächen mit, dass selbst ein niedriger Wasserstand die Abdichtung beschädigen würde.

Ein wichtiger Beitrag innerhalb der, von der FFH- Richtlinie vorgegebenen Zielsetzung „Erreichung eines günstigen Erhaltungszustands“ für diese Art, auf der Ebene der aquatischen Habitatqualität, wird somit in diesem Jahr verhindert. Im Herbst 2006 gelang es, den Brunnen über einen Zeitraum von drei Wochen abzuschalten. Durch eine so zu erreichende Absenkung des Wasserspiegels sollte die erneute Elektrofischung Ende November 2006 erleichtert werden. Die Maßnahme erwies sich als überaus effektiv und ist aus Sicht des Naturschutzes absolut zu befürworten.

Anzahl von Wasservögeln (SI₆):

Auch vor den Umbaumaßnahmen gab es relativ viele Wasservögel, die vermutlich zumindest eine geringe Beeinträchtigung für den Kammolch bedeuteten (SWAN & OLDHAM 1993). Durch die Vergrößerung der Wasserfläche und die ganzjährige Wasserführung hat die Zahl der Wasservögel jedoch zugenommen. Die potentiellen Versteckmöglichkeiten sind zudem deutlich reduziert. Des Weiteren ist das Gewässer durch Installation zusätzlicher Brücken leichter zugänglich, so dass die Fütterung der Wasservögel nach meiner Beobachtung zugenommen hat. Im Jahr 2004 konnten bis zu vier Brutpaare an Stockenten (*Anas platyrhynchos*) festgestellt werden. Dazu kommen Graureiher (*Ardea cinerea*), Bläss- (*Fulica atra*) und Teichhuhn (*Gallinula chloropus*).

Fischvorkommen (SI₇):

Auch vor den Umbaumaßnahmen hat es einige Male Fische im Greiffenhorstpark gegeben (HENF 2001b). Durch das unregelmäßige Trockenfallen „erledigte sich dieses Problem“ jedoch auf natürliche Weise immer wieder von selbst. Durch die künstlichen Abdichtungen wird dies in Zukunft verhindert. So konnten sich die Fischpopulationen seit der Neubesiedlung im Jahr 2001 ungestört entwickeln. 2002 befanden sich vermutlich nur vereinzelt Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) im Gewässer (ÖKOBÜRO GELNHAUSEN 2002), nur zwei Jahre später wurden in den Unterwassertrichterfallen ausschließlich Flussbarsche nachgewiesen. Aufgrund dessen gab die Stadt Krefeld im September und Dezember 2004 Elektrobefischungen in Auftrag. Auch die Mitarbeiter der Firma Limnoplan, die diese Befischungen durchführten, sprachen von einer extrem hohen Dichte (LIMNOPLAN 2004). Insgesamt wurden 2004 im Zuge dieser Maßnahmen 3823 Flussbarsche und 591 Giebel (*Carassius auratus gibelio*) aus diesem Gewässerabschnitt entfernt. Mittels der Unterwassertrichterfallen waren im Vorfeld 128 Flussbarsche vom Greiffenhorstpark in den Römersee (Gew. 16) umgesiedelt worden. Diese Befischungen führten im Jahr 2005 zu einer Verbesserung. 2005 wurden in den Reusen weniger Flussbarsche gefangen und während einer weiteren Elektrobefischung im September 2005 wurden 584 Flussbarsche aus dem Gewässer entfernt (LIMNOPLAN 2005). Allerdings war bei dieser Befischung der Wasserstand höher als im Vorjahr, so dass von einer geringeren Erfassungsintensität bei der Befischung im Jahr 2005 ausgegangen werden musste. Diese Vermutung bestätigte sich im darauffolgenden Jahr, als wieder vermehrt Flussbarsche in den Reusen erfasst wurden. Eine weitere Befischung, Ende November 2006, bei niedrigem Wasserstand durchgeführt, ermittelte folgende Zahlen: 2748 Flussbarsche, 1161 Giebel sowie sieben Kois und zwei Sonnenbarsche (*Lepomis gibbosus*) (LIMNOPLAN 2006). Es ist davon auszugehen, dass die Befischung aufgrund des niedrigen Wasserstandes sehr effektiv war. Dennoch hat sich gezeigt, dass mit dieser Methode das „Fischproblem“ nicht zu lösen, sondern allenfalls zu verringern ist. Die Tatsache, dass im Vergleich zum Jahr 2004 überwiegend ein- bis zweijährige Tiere gefangen wurden, spricht dafür, dass zumindest die älteren, geschlechtsreifen Barsche effektiv entfernt werden konnten. Das Vorkommen von Kois und Sonnenbarschen beweist zudem, dass an diesem leicht zugänglichen Gewässer Aussetzungen von allochthonen Arten erheblich sind. Der Fund einer Mississippi- Höckerschildekröte (*Graptemys kohni*), die in den Krefelder Zoo

verbracht wurde, bestätigt dies. Aus diesen Gründen ist es unbedingt notwendig, die Befischung jährlich ab Ende November weiterzuführen. Ohne eine effektive Dezimierung der Fischbestände sind alle weiteren Maßnahmen zum Scheitern verurteilt.

Geeignete Landhabitats (SI₉):

Vor den Umbaumaßnahmen handelte es sich beim Greiffenhorstpark, auch aufgrund der angespannten Haushaltslage der Stadt Krefeld, um eine nur noch extensiv gepflegte Parkanlage mit teilweise „wildem Sämlingsaufwuchs“ und zugewachsenen Wegen (VISSER 2002). Das Wiederherstellen ursprünglicher Sichtverbindungen und die intensivere Pflege des Parkgeländes führten sicherlich zu einer Verschlechterung des Landlebensraumes. Verschiedene Maßnahmen, wie einige Strauchpflanzungen sowie das Abdichten von Kanal- und Kellerschächten, die als Fallen für Amphibien dienen, haben aber auch eine Verbesserung bewirkt, so dass die Beeinträchtigungen im Landlebensraum vermutlich nicht ganz so schwer ins Gewicht fallen wie die im Wasserlebensraum. Auch die aufgeschichteten Totholzhaufen stellen einen nicht unerheblichen Beitrag zur Verbesserung des Landlebensraumes dar. Zusätzliche Strauchpflanzungen sowie die Anlage weiterer Totholzhaufen wäre im Sinne einer Optimierung des Landlebensraumes wünschenswert, zumal der Orkan Kyrill am 18.01.2007 hier reichlich Material zur Verfügung gestellt hat, welches optimal wäre, die schon vorhandenen Totholzhaufen zu ergänzen bzw. weitere im Bereich der Freifläche des östlichen Grabens aufzuschichten.

Eine Entfernung der bestehenden Totholzhaufen hat aus Sicht des Naturschutzes zwingend zu unterbleiben, auch wenn hier artenschutzrechtliche Argumente gartenplanerischen Aspekten entgegenstehen. Eine Verbesserung der Habitatqualität für den Kammolch und zahlreicher anderer Arten muss gegenüber einer potentiellen Beeinträchtigung der Sichtachsen abgewogen werden. Für den Verfasser, der den genannten Park in den letzten drei Jahren etwas über 400 mal in voller Länge durchquert hat, ist allerdings nicht nachvollziehbar, inwieweit die bestehenden Totholzhaufen, die allesamt abseits der Wege hinter der Vegetation verborgen sind, die Sichtachsen beeinträchtigen sollen.

Auch die Umstellung auf ein, auf die Amphibienwanderung abgestimmtes, Mahdregime und vor allem die Extensivierung angrenzender Ackerflächen sollte in Zukunft für eine weitere Verbesserung sorgen.

Bedeckung mit Schwimmblatt- bzw. Unterwasserpflanzen (SI₁₀):

Vor den Umbaumaßnahmen bestand dieses Gewässer überwiegend aus Flachwasserbereichen, die zum Teil vollständig mit emerser Vegetation durchwachsen waren. Auch der Anteil an submerser Vegetation war relativ hoch. Nach den Umbaumaßnahmen war zunächst keine Vegetation vorhanden. Zu Beginn der vorliegenden Untersuchung im Jahr 2004 hatte sich an diesem Zustand wenig geändert. Die Maßnahmen der Stadt Krefeld zur Sicherung des vorhandenen Schlamms und der Ufervegetation als Initialpflanzung (VISSER 2002) zeigten keine Wirkung. Dem Autor liegen allerdings widersprüchliche Aussagen dazu vor, mit wie viel Sachkenntnis und Engagement diese Maßnahmen durchgeführt wurden. In den Jahren 2002 und 2003 wurden Pflanzen aus umliegenden Gewässern in den Greiffenhorstpark eingebracht. Aufgrund des sandigen nährstoffarmen Untergrundes verläuft die Sukzession verhältnismäßig langsam, dennoch ist für die Zukunft hier eine Verbesserung auf natürliche Weise zu erwarten.

Gesamtbewertung (HSI):

Die Veränderungen in den einzelnen Habitatparametern, bedingt durch die Baumaßnahmen, haben dazu geführt, dass sich die Eignung des Lebensraumes für den Kammolch von 1,61 auf 0,04, also um den Faktor 29, verschlechtert hat. Das Grabensystem Greiffenhorstpark wurde so von einem Lebensraum mit sehr hoher Qualität in ein Habitat verwandelt, das nicht einmal mehr annähernd für den Kammolch geeignet war.

Verschiedene Maßnahmen, vor allem die beschriebenen Elektrobefischungen, haben zu einer Verbesserung auf einen Wert von 0,31 im Jahr 2005 geführt. Seitdem hat keine Verbesserung stattgefunden, da die Befischung im Jahr 2005 relativ ineffizient war.

Auswirkungen auf die Amphibien:

Die Umbaumaßnahmen und die damit verbundenen Verschlechterungen in der Habitatqualität haben sich katastrophal auf die Amphibienpopulationen im Greiffenhorstpark ausgewirkt. Die sehr großen Bestände aus dem Jahr 2001 von Berg- und Teichmolch und der europaweit bedeutsame Bestand des Kammolches waren bis 2004 so dramatisch eingebrochen, dass man zumindest beim Kammolch von einem Erlöschen der Population ausgehen musste. Von Berg- und Teichmolch waren nur noch Einzeltiere nachzuweisen, so dass man auch hier kurzfristig mit einem Aussterben der lokalen Populationen rechnen musste.

Schon nach einem Jahr zeigten sich überraschend schnell die positiven Auswirkungen der Abfischaktion. Im Vergleich zum Vorjahr hatten sich verhältnismäßig kopfstärke Berg- und Teichmolchpopulationen wieder angesiedelt. Besonders erfreulich ist die Tatsache, dass über 80 erwachsene Kammolche sowie einige Larven nachgewiesen wurden. Die Population wurde mittels Fang- Wiederfang auf bis zu 500 erwachsene Tiere geschätzt. Im Vergleich zum Jahre 2001 ist die Zahl der nachgewiesenen Kammolche zwar als sehr gering zu bezeichnen, ausgehend von den ernüchternden Ergebnissen im Jahr 2004 zeichnete sich jedoch eine positive Entwicklung ab. Dieser positive Trend, der durch die Befischung im Jahr 2004 ausgelöst wurde, hat sich allerdings verlangsamt bzw. ist sogar ganz zum Stillstand gekommen. Die Zahl der nachgewiesenen Kammolche ging von 80 Tieren im Jahr 2005 auf 41 Tiere (2006) zurück. Die errechnete Populationsgröße sank von 500 auf 70 erwachsene Tiere. Diese Schwankung kann jedoch auch zufallsbedingt oder auf andere Witterungsverhältnisse als im Vorjahr zurückzuführen sein (vgl. Kap. 7.5). Die nachgewiesenen 18 Jungtiere zeigen, dass sich zumindest ein kleiner Teil der Larven, trotz der hohen Prädatorendichte, erfolgreich entwickeln konnte.

Zumindest für Erdkröte und die Vertreter des Grünfrosch-Komplexes stellt der westliche Teil des Greiffenhorstparks wieder ein adäquates Laichgewässer dar und man kann von verhältnismäßig kopfstarken Beständen sprechen. Seit 2001 sind die Bestände dennoch deutlich zurückgegangen. Für das Jahr 2006 zeichnete sich für beide Arten eine Verbesserung ab, so dass man von stabilen Beständen sprechen kann. Auch die Bestände von Berg- und Teichmolch haben sich im Vergleich zu 2004 verbessert und verbleiben auf einem zufrieden stellenden Niveau.

Allerdings kann man bei der am strengsten geschützten Art, dem Kammolch, noch lange nicht vom Erreichen eines guten Erhaltungszustandes und einer Stabilisierung der Population sprechen. Im Gegenteil scheint diese Population stark gefährdet und empfindlich gegenüber Veränderungen im Lebensraum zu sein. Man muss somit zusammenfassend von einer akuten Bedrohung dieser Population sprechen.

Um einen guten Erhaltungszustand zu erreichen, bedarf es in Zukunft umfangreicherer Maßnahmen als bisher. So ist die Reduktion der Fische im Gewässer A nur durch das vollständige Ablassen des Gewässers zum Winter hin möglich. Ein solcher Vorgang könnte im mehrjährigen Abstand wiederholt werden. Sollte das Ablassen des Gewässers weiterhin nicht in Betracht gezogen werden, ist mit erheblichen jährlichen Kosten aufgrund der notwendigen Befischung zu rechnen. Eine jährlich einmalige Befischung scheint keine zufrieden stellende Lösung für den Fischbesatz zu sein.

8.5.2 Greiffenhorstpark Ost (Gew. B)

Der östliche Teil des Grabensystems Greiffenhorstpark wurde nicht so umfassenden Umbaumaßnahmen unterzogen wie der westliche Teil. An einigen Bereichen wurde das Gewässer erweitert und vertieft. Die Tatsache, dass weite Teile in ihrem ursprünglichen Zustand belassen wurden, ist offensichtlich der Grund für den deutlich besseren Erhaltungszustand der Amphibienpopulationen an diesem Teil des Gewässers.

So konnten 2004 relativ große und kopfstärke Populationen der Erdkröte und Grünfrösche nachgewiesen werden. Auch die Situation der Berg- und Teichmolche war als zufrieden stellend zu bezeichnen. Nur die Population des Kammolches war verhältnismäßig klein. Die Daten von HENF aus den Jahren 2002 und 2003 deuten zudem darauf hin, dass die Population kontinuierlich im Rückgang begriffen war.

Besorgnis erregend war vor allem auch die Tatsache, dass sich nur sehr wenige Berg- und Teichmolchlarven und überhaupt keine Kammolchlarven fanden, obwohl sich gerade dessen Larven aufgrund ihrer nektonischen Lebensweise besonders gut mittels der eingesetzten Unterwassertrichterfallen nachweisen lassen. Die Hauptursache für diese Ergebnisse war auch in diesem Gewässer die Tatsache, dass auch in diesem Gewässerteil Fischbesatz stattgefunden hatte. Im September und im Dezember 2004, im

Oktober 2005 und im November 2006 wurde daher ebenfalls eine Befischung durchgeführt. Zum Zeitpunkt der Befischung im Jahr 2005 war das Gewässer fast gänzlich ausgetrocknet. Die restliche Wasserfläche beschränkte sich auf drei flache Bereiche mit jeweils einer Oberfläche von wenigen Quadratmetern. In diesen Restlachen wurden insgesamt etwa 700 Flussbarsche gefangen. Hierbei ist davon auszugehen, dass ein Großteil der Population aus dem Gewässer entfernt wurde. So wurden im Jahr 2006 deutlich weniger Flussbarsche in diesem Gewässerbereich gefangen. Lediglich Moderlieschen und Stichlinge waren noch nachweisbar, welche gelegentlich zum Inventar typischer Amphibien-Gewässer gehören und deren Beeinträchtigung sich nicht so gravierend oder gar nicht auswirkt.

Dank dieser Maßnahme haben sich die Bestände der Molche weiter erhöht. Die Situation aller drei Urodelenarten ist als sehr positiv zu bezeichnen. Besonders die Populationsgrößen-Entwicklung des Kammolches ist als äußerst erfreulich zu bezeichnen. Während im Jahr 2004 nur 17 Männchen und zwölf Weibchen in diesem Gewässerabschnitt nachgewiesen werden konnten, wurden 2005 insgesamt 186 adulte Tiere beobachtet. Im Jahr 2006 konnte die Anzahl gefangener Kammolche auf 395 erwachsene Tiere gesteigert werden. Die Ergebnisse der Fang- Wiederfang Berechnungen zeigen jedoch, dass die tatsächliche Populationsgröße von 2005 nach 2006 von 750 auf 575 adulte Tiere zurückgegangen ist. Der kontinuierliche Rückgang der Population, der seit 2002 dokumentiert ist (HENF 2002 und 2003, ORTMANN 2004b, 2005c, 2006b), konnte jedoch für das Jahr 2005 gestoppt und bis heute umgekehrt werden.

Erfreulich ist zudem, dass sich der Fortpflanzungserfolg, bedingt durch die wiederholten Befischungen, im Vergleich zu den Vorjahren signifikant verbessert hat.

Die Hauptursache für den leichten Rückgang der Populationsgröße im letzten Untersuchungsjahr ist jedoch nicht in einem realen Bestandseinbruch zu sehen, sondern in der Tatsache, dass 2006 vermutlich ein geringer Teil der Gesamtpopulation an die Gewässer im Untersuchungsgebiet angewandert ist. Die Ursachen hierfür werden in Kapitel 7.5 erläutert. Abschließend kann man an diesem Gewässerabschnitt wieder von einer großen Population sprechen, wobei die Kapazitätsgrenze des Gewässers auch hier keineswegs erreicht ist und die Populationsgröße vermutlich noch nicht an die von 2001 heranreicht.

Auffällig ist jedoch, dass sich alle Kammolche und die überwiegende Mehrzahl der Berg- und Teichmolche in den unberührten äußeren Bereichen des Gewässers aufhielten. Die vertieften und erweiterten mittleren Bereiche scheinen zurzeit nicht mehr für die heimischen Molcharten geeignet zu sein.

Maßnahmen, die an diesem Gewässer zu einer Verbesserung führen, liegen vor allem in der Kontrolle und dauerhaften Dezimierung der Fischpopulation. Aufgrund der niedrigeren Wasserstände zum Zeitpunkt der Befischungen ist die Situation hier besser als im westlichen Bereich, dennoch sind regelmäßige Kontrollen und gegebenenfalls weitere Befischungen zwingend notwendig. Der Wasserspiegel in diesem Bereich ist zudem abhängig von Wassereinspeisungen durch die Stadtwerke. Hier muss darauf geachtet werden, dass das Gewässer im Frühjahr einen ausreichenden Wasserstand für eine erfolgreiche Reproduktion der Amphibien aufweist. Ein Austrocknen ab dem Spätsommer wäre, wie schon erläutert, im Abstand von drei bis fünf Jahren sehr wünschenswert. Im Landlebensraum sind in Zukunft Verbesserungen zu erwarten, da angrenzende Ackerflächen extensiviert wurden und seit 2006 brachliegen. Dieser Bereich bietet sich zudem für die Anlage eines neuen Gewässers an. Ein solches fischfreies Gewässer zwischen den extrem beeinträchtigten Populationen im Greiffenhorstpark und auf dem Gelände der SWK könnte einen wichtigen Beitrag leisten, die erfolgten Rückgänge der Populationen zu kompensieren.

9. Zusammenfassung

Im Rahmen des, sich über drei Untersuchungsjahre erstreckenden Forschungs- und Naturschutzprojektes „Kammolch – Monitoring – Krefeld“, wurde die Dynamik benachbarter Populationen des Kammolches (*Triturus cristatus*), sowie die mögliche Besiedelung neuer Gewässer dokumentiert und analysiert. Von besonderer Bedeutung war hier die ungewöhnlich hohe Anzahl der im Jahr 2001 abgefangenen Amphibien und vor allem die Größe der nachgewiesenen Kammolchpopulation mit ca. 4.500 erwachsenen Individuen.

Diese Amphibienart genießt in Deutschland den höchsten Schutzstatus. Die Tatsachen, die bisher über diese Art bekannt sind, sprechen dafür, dass der Greiffenhorstpark im Krefelder Stadtteil Linn zu diesem Zeitpunkt eine der größten Populationen dieser bedrohten Art im gesamten Verbreitungsgebiet beherbergt.

Von Anfang 2001 bis Anfang 2002 wurden, im Zuge der EUROGA 2002, umfassende Baumaßnahmen an diesem Gewässer durchgeführt und die oben genannte Amphibienart in verschiedene, nahe gelegene Gewässer (Nr. 20, 19 und 18) umgesiedelt (vgl. Kapitel 2.7).

Das übergeordnete **Ziel** des Projektes lag im Erreichen eines guten Erhaltungszustandes sowie in der Stabilisierung der Amphibienpopulation mit Schwerpunktsetzung auf die hier vorkommende, europaweit bedeutsame Population des Kammolches.

Um diese Ziele zu erreichen wurden insgesamt 30 verschiedene Gewässer mit, speziell für dieses Projekt konzipierten, Unterwassertrichterfallen untersucht. Zum Einsatz kamen verschiedene weitere populationsökologische sowie populationsgenetische Untersuchungsmethoden.

Zunächst zeigte sich, dass die von mir im Rahmen dieses Projektes entwickelte Unterwassertrichterfalle in der Praxis sehr erfolgreich ist. Sie ermöglicht eine effektivere Untersuchung großer Urodelenpopulationen, als dies mit herkömmlichen Fangmethoden möglich war. Zurzeit ist diese Falle erfolgreich in verschiedenen Teilen Deutschlands, in Österreich, der Schweiz, Großbritannien und Norwegen im Einsatz (vgl. Ortmann et al. eingereicht April 2009).

Trotz dieser, auch im Hinblick auf den Zeitfaktor effizienten Fangtechnik, muss selbstkritisch zugegeben werden, dass das Projektdesign in Bezug auf die Fragestellungen und die Größe der terrestrischen und aquatischen Lebensräume zu umfangreich für eine Person waren. So mussten, bei einigen Fragestellungen (vgl. jeweils Kapitel 7), die Vorgaben der Stadt Krefeld als Auftraggeber Vorrang vor einer wissenschaftlich möglichst exakten Vorgehensweise haben. So sind zum Beispiel, aufgrund der Vielzahl an untersuchten Gewässern, die Populationsgrößenabschätzungen an einzelnen Gewässern mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Auf der anderen Seite konnten gerade durch die hohe Anzahl der untersuchten Gewässer Erkenntnisse über die Ökologie dieser Art gewonnen werden, die in kleineren Studien bisher nicht bemerkt wurden. So zeigte sich, dass der Anteil der Population, der nicht am Laichgeschehen teilnimmt, viel größer ist als bisher vermutet. Zudem scheint der Anteil dieser „skipping breeders“ von abiotischen Faktoren, vermutlich dem Niederschlag abzuhängen.

Mit Hilfe so genannter „Reptilienbretter“, die im vorliegenden Projekt erstmals auch zum Nachweis des Kammolches erprobt wurden, konnte verdeutlicht werden, dass, auch mehrere Jahre nach dem Verfüllen von Gewässern, ein nicht unerheblicher Teil einer Kammolchpopulation in diesem nicht mehr zur Reproduktion geeigneten Lebensraum verbleibt und keines der nahe gelegenen Gewässer aufsucht.

Erstmals nachgewiesen wurde das Phänomen, dass Kammolche während der „aquatischen Phase“ kurze Strecken an Land zurücklegen und sogar verschiedene Gewässer innerhalb weniger Tage aufsuchen.

Abschließend ist zu konstatieren, dass der Erhaltungszustand des Kammolches im Untersuchungsgebiet als kritisch zu bewerten ist. Zwar ist die Gesamtpopulation insgesamt als sehr groß zu bezeichnen, dennoch sind einige Faktoren zu Tage getreten, die das Überleben des Kammolches im Gebiet erschweren.

Gleich an zwei Stellen im Untersuchungsgebiet sind die Populationen extrem eingebrochen. Im Greiffenhorstpark haben sich die Umbaumaßnahmen katastrophal für die Kammolche ausgewirkt, so dass die Population um mehrere tausend Tiere zurückgegangen ist. Auf dem Gelände der SWK Aqua GmbH hatte die Verfüllung

zweier Anreicherungsbecken ähnlich drastische Auswirkungen, welche die Restpopulation nachhaltig geschädigt haben.

Zudem haben Verluste von Gewässern und Fischbesatz zu einer stärkeren Isolation der verbleibenden Populationen geführt. Um eine weitere Verschlechterung der Situation zu verhindern, ist die Anlage weiterer Gewässer sowie Pflegemaßnahmen an den meisten der übrigen Gewässer erforderlich. Bei beiden Populationen konnte ein signifikanter genetischer Bottleneck nachgewiesen werden. Dies ist als besonders kritisch zu anzusehen, da Populationen, die durch solch einen Bottleneck gegangen sind, eine deutlich geringere Überlebenschance in der Zukunft haben werden.

Dass im Vertrag zwischen der Stadt Krefeld und dem Zoologischen Forschungsmuseum Alexander Koenig festgeschriebene Ziel – die Erreichung eines guten Erhaltungszustandes und die Stabilisierung der europaweit bedeutsamen Kammolchpopulation – ist noch lange nicht erreicht. Ein guter Erhaltungszustand im Greiffenhorstpark würde eine Population von mehreren Tausend Tieren, bei gleichzeitiger Gewährleistung dauerhaft günstiger Habitatbedingungen, voraussetzen.

Die wichtigsten Maßnahmen, die jeweils Grundvoraussetzung für das Erreichen eines guten Erhaltungszustandes der untersuchten Populationen darstellen, sind in den Tabellen 9.1 bis 9.4 zusammenfassend aufgelistet.

Die Umsetzung dieser Maßnahmen sollte dazu führen, dass die positive Entwicklung, die im Jahr 2005 begonnen wurde, auch in der Zukunft anhalten wird.

Tab. 9.1: zwingend notwendige Maßnahmen im NSG Latumer Bruch

- mittelfristig: Anlage von mindestens zwei Gewässern im NSG Latumer Bruch, im Bereich der mittlerweile ungeeigneten Gewässer 2, 5, 13 und 15
- langfristig: Gewährleistung von 5 – 6 kammolchtauglichen Gewässern verschiedener Sukzessionsstadien als Voraussetzung für eine stabile Gesamtpopulation

Tab. 9.2: zwingend notwendige Maßnahmen auf dem Gelände SWK Aqua GmbH

- Anlage mindestens eines Gewässers im Bereich der verfüllten Anreicherungsbecken auf dem Gelände der SWK Aqua GmbH (ideal mit Grundwasseranbindung, alternativ ein Gewässer mit künstlicher Abdichtung)
- Gewährleistung eines geeigneten Wasserregimes an den Gewässern 17 und 18
- wenn möglich: einmaliges Austrocknen von Gewässer 18 zur Beseitigung des Neozoen Blaubandbärbling
- Verringerung des Beschattungsgrades an Gewässer 18

Tab. 9.3: zwingend notwendige Maßnahmen auf dem Gelände des Golfplatzes

- Saumstreifen von fünf Metern um Gewässer 20, einschürige Mahd nicht vor 1. August
- zunächst jährliche, später gegebenenfalls Befischungen alle zwei – drei Jahre an Gewässer 19

Tab. 9.4: zwingend notwendige Maßnahmen im Greiffenhorstpark

- Anlage eines Gewässers im Bereich der südlich an den östlichen Greiffenhorstpark angrenzenden Brachflächen
- zunächst jährliche Befischungen des Grabensystems Greiffenhorstpark. Zeichnet sich eine signifikante Verbesserung ab, ist ein zwei - dreijähriger Rhythmus ausreichend
- Gewährleistung eines geeigneten Wasserregimes
- Verbesserung im Landlebensraum durch Ausbringen weiterer Totholzhaufen

10. Danksagung

Abschließend möchte ich mich bei allen bedanken, die mich bei der Entstehung dieser Promotion auf die unterschiedlichsten Weisen unterstützt haben.

Herrn Prof. Dr. Wolfgang Böhme (ZFMK) danke ich für die Betreuung dieser Arbeit, seine stete Diskussionsbereitschaft, für wichtige Hinweise und Ratschläge und die Möglichkeit, die Literatur seiner umfangreichen privaten Bibliothek zu nutzen. Besonderem Dank schulde ich ihm für das große Vertrauen, das er mir entgegengebracht hat, indem er mir, schon vor Beendigung meiner Diplomarbeit, ermöglicht hat noch weitere drei Jahre in meinem Traumberuf zu arbeiten. Während der Phase meiner beruflichen Doppelbelastung von 2007 bis 2009 hat er mich stets bestärkt meine Ziele weiter zu verfolgen.

Herr Prof. Dr. Gerhard Kneitz (IEZ) übernahm freundlicherweise die Erstellung des Zweitgutachtens.

Den Mitarbeitern des Projektes „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ Monika Hachtel, Ulrich Sander, Peter Schmidt, und Klaus Weddeling danke ich für die gute Zusammenarbeit, die anregenden Diskussionen und die Freundschaft, die sich entwickelt hat.

Dr. Sebastian Steinfartz (Verhaltensforschung Universität Bielefeld) und Dr. Meike Teschke (Max-Planck-Institut für Evolutionsbiologie, Plön) danke ich für ihren Optimismus, einen Freilandökologen teure Labore benutzen zu lassen sowie die gute Zusammenarbeit im „Lebensraum“ Genlabor.

Dr. Bernd Gruber (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung) danke ich für die Hilfe bei der Erprobung verschiedener Methoden der Populationsgrößenabschätzung.

Andrea Funke von der Stadt Krefeld danke ich für besonderes Engagement für den Kammolchschatz in Krefeld.

Sarah Wilms und Astrid Heidrich leisteten unschätzbare Hilfe beim Molche fangen und verhinderten eine vorzeitige Vereinsamung des Autors.

Bei all meinen Freunden bedanke ich mich für ihre Geduld, ihren Zuspruch und ihre unschätzbare Hilfe. Nicole Schmidt, die im Verlauf dieses Projektes zu Nicole Ortmann wurde, hat in besonderem Maße zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Nicht zuletzt möchte ich meiner Familie Dank aussprechen, die mich während meines gesamten Studiums in vielfältiger Weise unterstützt hat und immerwährend großes Interesse am Fortgang der Arbeit zeigte, besonders mein Vater zeigte Geschick im Umgang mit dem Kescher. Ohne sein heimwerkerisches Know-how würde die Ortmann Falle wohl heute noch keine Molche fangen.

11. Literatur

- ALBERTS, B. (1988): Geologie am Niederrhein; Krefeld, 142S.
- ALLENDORF, F. W., & G. LUIKART (2007): Conservation and the genetics of populations. Malden: Blackwell Publishing. 642 S.
- ALFORD, R.A. & S.J. RICHARDS (1999): Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 133 – 165.
- AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHOLD, P. & J. SETTELE (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. - Ulmer Verlag, 336 S.
- AMLO, L., LOPEZ, P. & J. MARTIN (2006): Nature – based tourism as a form of predation risk affects body condition and health state of *Podarcis muralis* lizards. - *Biological Conservation* 131: 402 – 409.
- AMPHIBIAWEB: Information on amphibian biology and conservation. [web application]. 2006. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Available: <http://amphibiaweb.org/>. (Accessed: December 2006).
- ANHOLT, B.R., HOTZ, H., GUEX, G.D. & SEMLITSCH, R.D. (2003): Overwinter Survival of *Rana lessonae* and its Hemiclonal Associate *Rana esculenta*. - *Acta Biologica Jugoslavica. Serija D. Ekologija* 84(2): 391-397.
- ARAUJO, M.B., THUILLER, W. & R. G. PEARSON (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. - *Journal of Biogeography*: 1 - 17
- ARNTZEN, J.W. & M. SPARREBOOM (1989): A phylogeny for the Old World newts, genus *Triturus*: biochemical and behavioural data. - *J. zool.* 219: 645 - 664

-
- ARTZEN, J. W. & G. WALLIS (1991): Restricted gene flow in a moving hybrid zone of the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* in western France. – *Evolution* 45: 805 – 826.
- ARNTZEN, J.W. & S.F.M. THEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonisation of a newly created pond. - *The Herpetological journal* 3: 99 - 110.
- ARNTZEN, J.W., OLDHAM, R.S. & D.M. LATHAM (1995): Cost effective drift fences for toads and newts. - *Amphibia-Reptilia* 16: 137 - 145.
- ARNTZEN, J.W. & G.P. WALLIS (1999): Geographic variation and taxonomy of crested newts (*Triturus cristatus* superspecies): morphological and mitochondrial DNA data. *Contrib. Zool.* 68: 181-203.
- ARNTZEN, J. W: (2000): A Growth Curve for the Newt *Triturus cristatus*. - *Journal of Herpetology* 34 (2): 227 - 232.
- ARNTZEN, J.W. (2001): Genetic variation in the Italian crested newt, *Triturus carnifex*, and the origin of a non-native population north of the Alps. - *Biodiv. Conserv.* 10: 971 - 987.
- ARNTZEN, J.W. (2002a): Testing for Equal Catchability of *Triturus* Newts by Dip Netting. - *Journal of Herpetology* 36 (2): 272 – 276.
- ARNTZEN, J.W. (2002b): Seasonal Variation in Sex Ratio and Asynchronous Presence at Ponds of Male and Female *Triturus* Newts. - *Journal of Herpetology* 36 (1): 30 - 35
- ARNTZEN, J.W., GOUDIE, I.B.J., HALLEY, J. & R. JEHLE (2004): Cost comparison of marking techniques in long – term population studies: PIT – tags versus pattern maps. - *Amphibia – Reptilia* 25: 305 – 315.

- BABIK, W., BRANICKI, W., CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J., COGALNICEANU, D., SAS, I., OLGUN, K., POYARKOV, N.A., GARCIA-PARIS, M. & J.W. ARNTZEN (2005): Phylogeography of two European newt species between mtDNA and morphology. - *Molecular Ecology* 14: 2475 – 2491.
- BAKER, J.M.R. (1992): Body condition and tail height in great crested newts, *Triturus cristatus*. - *Animal Behaviour* 43: 157 – 159.
- BAKER, J.M.R. (1994): Survival of some captive-reared Great Crested Newts on release into the wild. – *British Herpetological Society Bulletin* 49: 11 – 13.
- BAKER, J.M.R. (1999): Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England: Monitoring Individuals. - *The Herpetological journal* 9: 1 – 8.
- BAKER, J.M.R. & T.R. HALLYDAY (1999): Amphibian Colonization of new Ponds in an Agricultural Landscape. - *The Herpetological journal* 9: 55 - 63.
- BAKER, J.M.R. & T.R HALLIDAY (2000): Variation in dorsal crest morphology an tail height with age in great crested newst (*Triturus cristatus*). - In: CUMMINS, C.P. & GRIFFITHS, R.A. [Hrsg.]: *Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology an Management*. - *The Herpetological journal* 10(4): 173 –176.
- BAUMGARTEN, H., FEYK, M., HORNIG, G., KERSTING, A., PINGEL, P & W.-G. SCHRAPS (1997): Stadtbodenkartierung Krefeld – Praxisnahe Bewertung von Bodenfunktionen in einem urban – industriell geprägten Raum – In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 85, II, S.1095 - 1098
- BEEBEE, T.J.C (1990): Crested newt rescues: How many can be caught? - *British Herpetological Society* 32: S. 12 - 14

- BEEBEE, T.J.C. (1992): Amphibian decline? - *Physis* (Athen) 355: 120.
- BEEBEE, T.J.C. (1997): Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 Years on chalk downland in Sussex, England. - *Biological Conservation* 81: 215 – 219.
- BEGON, M. (1979): Investigating animal abundance – capture-recapture for biologists. - Edward Arnold, London, 97 S.
- BEJA, P. & R. ALCAZAR (2003): Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. . *Biological Conservation* 114: 317 – 326.
- BELL, G. (1979): Populations of crested newts, *Triturus cristatus*, in Oxfordshire, England. - *Copeia*, 1979: 350 – 353.
- BERGER, H. & R. GÜNTHER (1996): Bergmolch - *Triturus alpestris* (LAURENTI, 1768). -In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena, G.Fischer Verlag, 104-120.
- BEUTLER, A., GEIGER, A., KORNACKER, P. M., KÜHNEL, K-D., LAUFER, H., PODLUCKY, R., BOYE, P. & E. DIETRICH (1998): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 48 - 52
- BLAB, J. (1978): Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen [= Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 18]. 18. Aufl. - Bonn-Bad Godesberg (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie) o.S.

-
- BLAB, J. & L. BLAB (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfäßbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. – Salamandra 17: 147-172.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien [= Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 18]. - Greven (Kilda) 1 - 150 S.
- BLAUSTEIN, A.R. & D.B. WAKE (1990): Declining amphibian populations: A global phenomenon? - Trends in ecology and evolution 5: 203 - 204.
- BLAUSTEIN, A.R. (1994): Chicken little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian population. - Herpetologica 50(1): 85-97.
- BLAUSTEIN, A.R., ROMANSIC, J.M., KIESECKER, J. M. & A. C. HATCH (2003): Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. - Diversity & Distributions 9:123 - 140.
- BÖHME, W. (1978): Das Kühnelt`sche Prinzip der regionalen Stenözie und seine Bedeutung für das Subspezies - Problem: ein theoretischer Ansatz. - Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung 16: 256-266.
- BOGAERTS, S. (2002): Italian crested newts, *Triturus carnifex*, on the Veluwe, Netherlands. - Zeitschrift für Feldherpetologie 9: 217 – 226.
- Bosch, J., Martinez-Solano, I. & M. Garcia-Paris (2001): Evidence of chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. Biological Conservation 97: 331 – 337.
- BOUSBOURAS, D. & Y. IOANNIDIS (1997): The distribution and habitat preferences of the amphibians of Prespa National Park. - Hydrobiologia 351: 127 – 133.

- BREDE, E.G., THORPE, R.S., ARNTZEN, J.W. & T.E.S. LANGTON (2000): A morphometric study of a hybrid newt population (*Triturus cristatus*/T. *carnifex*): Beam Brook Nurseries, Surrey, U.K. *Biological Journal of the Linnean Society*: 70: 685 – 695.
- BREUCKMANN, A. & A. KUPFER (1998): Zur Umsiedlung einer Kammolch-Population im nordöstlichen Ruhrgebiet: ein Rückblick nach zehn Jahren. - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 5: 209-218.
- BÜLOW von, B. (2001): Kammolch - Bestandserfassungen mit dreijährigen Reusenfängen an zwei Kleingewässern Westfalens und fotografischer Wiedererkennung der Individuen. - In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus) Verbreitung, Ökologie und Schutz*. - RANA Sonderheft 4: 145 - 162.
- BUSKIRK VAN, J. & B.R. SCHMIDT (2000): Predator-induced phenotypic plasticity in larval newts: trade-offs, selection, and variation in nature. - *Ecology (Ecological Society of America)* 81(11): 3009 - 3028.
- BUSKIRK VAN, J. (2005): Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. - *Ecology* 86 (7): 1936 – 1947.
- BUSCHENDORF, H. & R. GÜNTHER (1996): Teichmolch – *Triturus vulgaris*. - In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. - Jena, G. Fischer Verlag, S. 174-195
- BURGHARDT, O. (1998): *Geologie und Landschaft. – Krefeld – Die Geschichte der Stadt*, Bd. 1: 13 – 63, Krefeld
- BURRICHTER, E., HÜPPE, J. & R. POTT (1994): Agrarwirtschaftlich bedingte Vegetationsbereicherung und –verarmung in historischer Sicht. - *Phytocoenologia* 23: 427-477

- CANESTRELLI, D., CAPUTO, F.P., BAGNOLI, B. & G. NASCETTI (2006): Integrating genetic, demographic and ecological issues for the conservation of the Alpine newt in central Italy. - *Ann. Zool. Fennici* 43: 322 – 334.
- CAPALDO, A., GAY, F., DE FALCO, M. VIRGILIO, F. VALIANTE, S. LAFORGIA, V. & L. VARANO (2006): The newt *Triturus carnifex* as a model for monitoring the ecotoxic impact of the fungicide thiophanate methyl: Adverse effects on the adrenal gland. - *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 143: 86 – 93.
- CAREY, C. & M. A. ALEXANDER (2003): Climate change and amphibian declines: is there a link? - *Diversity and Distributions* 9:111-121.
- CARR, L.W. & L. FAHRIG (2000): Effects of road traffic on two amphibian species of differing vagility. - *Conservation Biology* 15: 1490 – 1499.
- CARRANZA, S. & F. AMAT (2005): Taxonomy, biogeography and evolution of *Euproctus* (Amphibia: Salamandridae), with the resurrection of the genus *Calotriton* and the description of a new endemic species from the Iberian Peninsula. - *Zoological Journal of the Linnean Society* 145: S. 555 - 582.
- CARRIER, J.-A., & T.J.C. BEEBEE (2003): Recent, substantial, and unexplained declines of the common toad *Bufo bufo* in lowland England. - *Biological Conservation* 111: 395 – 399.
- CASTRO, M.J., OLIVEIRA, J.M. & A. TARI (2005): Conflicts Between Urban Growth and Species Protection: Can Midwife Toads (*Alytes obstetricans*) Resist the Pressure? - In ANANJEVA, N. & O. TSINENKO (Hrsg.): *Herpetologia Petropolitana – Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. - Saint Petersburg (Societas Europaea Herpetologica: S. 126 - 129.

-
- CHADWICK, E.A., SLATER, F.M. & S.J. ORMEROD (2006): Inter- and intraspecific differences in climatically mediated phenological change in coexisting *Triturus* species. - *Global Change Biology* 12: 1069 – 1078.
- CICORT-LUCACIU, A.-S., CUPSA, D., GHIRA, I., BOGDAN, H. & A. POP (2005a): Food Composition of some *Triturus dobrogicus* Kir. 1903 Population from North – Western Romania. - *Analele Univ. Oradea, Fasc. Biologie. Tom. XII. S. 71 – 76.*
- CICORT – LUCACIU, A.-S., COVACIU - MARCOV, S.-D., CUPSA, D., PURGEA, I. & I. SAS (2005b): Research upon the trophic spectrum of a *Triturus cristatus* population in the briheni area (County og Bihor, Romania). . *Scientific Annals of the Danube Delta Institute for Research and Development* 11: 2 – 8.
- CICORT-LUCACIU, A.-S.; ARDELEANU, A.; CUPSA, D.; NAGHI, N.& A. DALEA (2005c): The trophic spectrum of a *Triturus cristatus* (Laurentus 1768) population from Plopiș mountain area (Bihor county, Romania). - *North-Western Journal of Zoology* 1: 31-39.
- COGALNICEANU, D. & C. MIAUD (2003): Population age structure and growth in four syntopic amphibian species inhabiting a large river floodplain. - *Can. J. Zool.* 81: 1096 - 1106.
- COLLINS, J. P. & A. STORFER (2003): Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. - *Diversity & Distributions* 9: 89-98.
- COOCH, E. & G. WHITE (2005): Programm MARK. „A Gentle Inrtoduction“ 4th Edition. – Internetversion. 421 S.
- COOKE, A.S. (1995): A comparison of survey methods for crested newts (*Triturus cristatus*) and night counts at a secure site, 1983-1993. - *Journal of herpetology* 5: S. 221 - 228.

- CORMACK, R.M. (1964): Estimates of survival from the sighting of marked animals. – *Biometrika* 40: 170 – 176.
- CORNUET, J.M & G. LUIKART (1996): Description And Power Analysis Of Two Tests For Detecting Recent Population Bottleneck From Allele Frequency Data. - *Genetics* 144: 2001 – 2014.
- CRESSWELL, W. & R. WHITWORTH (2004): An assessment of the efficiency of capture techniques and the value of different habitats for the great crested newt *Triturus cristatus*. - *English Nature Research Reports* 576: 1 – 75.
- CRNOBRNJA-ISAILOVIĆ, J., DUKIĆ, G., KRSTIĆ, N., & M.L KALEZIĆ (1997): Evolutionary and paleogeographical effects on the distribution of the *Triturus cristatus* superspecies in the central Balkans. - *Amphibia - Reptilia* 18: 321 - 332.
- CROCHET, P.-A., CHALINE, O., CHEYLAN, M. & M.C. GUILLAME (2004) : No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. - *Biological Conservation* 111: 297 – 304.
- CRUZ, M.J., REBELO, R. & E.G. CRESPO (2006): Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south – western Iberian amphibians in their breeding habits. - *Ecography* 29: 329 – 338.
- CUMMINS, C.P. & M.J.S. SWAN (2000): Long-term survival and growth of free-living great crested newts (*Triturus cristatus*) pit-tagged at metamorphosis. - In: CUMMINS, C.P. & GRIFFITHS, R.A. [Ed.]: *Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology and Management*. - *The Herpetological journal* 10 (4): 177 - 182.
- CUMMINS, C.P. (2002): Testing for effects of UV-B radiation on anti-predator behaviour in amphibians: a critique and some suggestions. - *Ethology* 108, 643 – 648.

- CUNNINGHAM, A.A. & T.E.S. LANGTON (1997): Disease risks associated with translocation of amphibians into, out, of and within Europe - A U.K. perspective. - *The Journal of the British Veterinary Zoological Society* 2: 37 – 41.
- DASZAK, P., A. CUNNINGHAM A. & D. A. HYATT (2003): Infectious disease and amphibian population declines. - *Diversity & Distributions* 9: 141-150.
- DENOEL, M., HERVANT, F., SCHABETSBERGER, R. & P. JOLY (2002): Short- and long-term advantages of an alternative ontogenetic pathway. - *Biological Journal of the Linnean Society* 77: 105 – 112.
- DENOEL, M. (2003): How do paedomorphic newts cope with lake drying? - *Ecography* 26: 405 – 410.
- DENOEL, M., DZUKIC, G. & M. KALEZIC (2005): Effects of Widespread Fish Introductions on Paedomorphic Newts in Europe. - *Conservation Biology* 19: 162 – 170.
- DENOEL, M. & A. LEHMANN (2006): Multi-scale effect of landscape process and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. - *Biological Conservation* 130: 495 – 504.
- DIEGO – RASILLA, F.J. & R.M. LUENGO (2004): Heterospecific call recognition and phonotaxis in the orientation behaviour of the marbled newt, *Triturus marmoratus*. - *Behav. Ecol. Sociobiol.* 55: 556 – 560.
- DODD, C.K. (1991): Drift fence- associated sampling bias of amphibians at a Florida sandhills temporary pond. - *Journal of Herpetology* 25 (3): S. 296 - 301.
- DODD, C.K. & D.E. SCOTT (1994): Drift Fences Encircling Breeding Sites. - In: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.-A.C. & M.S. Foster (Hrsg.): *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*

(Biological Diversity Handbook Series). - Washington (Smithsonian Institution Press) S. 125 - 130.

DODD, J.R. & C.K. SEIGEL (1991): Relocation, repatriation and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? - *Herpetologica* 47: 336 – 350.

DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H. LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 20: 449 S.

DOLMEN, D. & J.I. KOKSVIK (1983): Food and feeding habitats of *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* (Amphibia) in two bog tarns in central Norway. - *Amphibia - Reptilia* 4 (1): 17 - 24.

DOLMEN, D. (2005): The Amphibian Decline in Norway – Reasons and Remedy (Case: Acidic Precipitation). - In: ANANJEVA, N. & O. TSINENKO (Hrsg.): *Herpetologia Petropolitana – Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologia*. - Saint Petersburg (Societas Europaea Herpetologia: S. 134 - 137.

DUELLMANN, W.E. & L. TRUEB (1994): *Biology of Amphibians*. John Hopkins University Press, Baltimore. 670 S.

DÜRR, S., BERGER, G. & H. KRETSCHMER (1999): Effekte acker- und pflanzenbaulicher Bewirtschaftung auf Amphibien und Empfehlungen für die Bewirtschaftung in Amphibien-Reproduktionszentren. - In: KRONE, A., BAIER, R. & N. SCHNEEWEIß (Hrsg.): *Amphibien in der Agrarlandschaft*. - *RANA*, Sonderheft 3: 101 - 116.

EDENHAM, P., HOGGREN, M. & A. CARLSON (2000): Genetic diversity and fitness in peripheral and central populations of the European tree frog *Hyla arborea*. - *Hereditas* 133 (2): 115 - 122.

- EDGAR, P.W., GRIFFITH, R.A. & J.P. FOSTER (2004): Evaluation of translocation as a tool for mitigating threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990 – 2001. - *Biological Conservation* 122: 45 – 52.
- EGEA – SERRANO, A., OLIVA – PATERNA, F.J. M. TORRALVA (2006): Breeding habitat selection of *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) in the most arid zone of its European distribution range: application to conservation management. - *Hydrobiologia* 560: 363 – 371.
- EGGERT, C., COGALNICEANU, D., WEITH, M., DZUKIC, G. & P. TABERLET (2006): The declining Spadefoot toad, *Pelobates fuscus* (Pelobatidae): paleo and recent environmental changes as a major influence on current population structure and status. - *Conservation Genetics* 7: 185 – 195.
- ELBING, K. (2001): Die Smaragdeidechsen : zwei ungleiche Schwestern [= Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 3]. - Bochum (Laurenti) 1 - 143 S.
- ELLINGER, N. & R. JEHLE (1997): Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*, KIRITZESCU 1903) am Endelteich bei Wien: ein Überblick über neun Untersuchungsjahre. - In: HÖDL, W., JEHLE, R. & GOLLMANN, G. [Hrsg.]: Populationsbiologie von Amphibien - Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel [= Stapfia 51]. - Linz (Botanische Arbeitsgemeinschaft am Oberösterreichischen Landesmuseum, Linz) S. 133 - 150.
- English Nature (2001): Great crested newt mitigation guidelines. Working today for nature tomorrow. - *English Nature* 75 S.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2005): Assesment, monitoring and reporting of conservation status. – Preparing the 2001 – 2007 report under Article 17 of the Habitats Directive. - http://www.forum.europa.eu.int/Public/irc/env/monnat/library?l=/reporting_framework&vm=detailed&sb=Title (Stand 02.12.2006)

-
- FASOLA, M. & L. CANOVA (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T. alpestris* in a pond in northern Italy. - *Amphibia – Reptilia* 13: 133 – 155.
- FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & E. SCHROEDER (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. – Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH- Richtlinie . – *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 725 S.
- FELDMANN, R. (1981): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. - Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen - Landschaftsverband Westfalen-Lippe - 43(1): 45 - 67.
- FELDMANN, R. & A. BELZ (1981): Bergmolch - *Triturus a. alpestris* (LAURENTI, 1768). In: FELDMANN, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde Münster 43(4): 45-54.
- FICETOLA, G.F. & F. DE BERNADI (2004): Amphibians in a human - dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. - *Biological Conservation* 119: 219 – 230.
- FICETOLA, G.F. & F. DE BERNADI (2005): Influence of hydroperiod, sun exposure and fish presence on amphibian communities. - In: ANANJEVA, N. & O. TSINENKO (Hrsg.): *Herpetologia Petropolitana – Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. - Saint Petersburg (Societas Europaea Herpetologica): S. 140 – 142.
- FISHER, R. N. & H. B. SHAFFER (1996): The decline of amphibians in California's Great Central Valley. - *Conservation Biology* 10: 1387 - 1397.

- FOSTER, J.P. & T.J.C. BEEBEE (2004): Research as a tool to inform amphibian conservation policy in the UK. - *Herpetological Journal* 14: 209 – 214.
- FRANCILLON-VIEILLOT, H., ARNTZEN, J.W. & J. GERAUDIE (1990): Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus*, *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela) and their hybrids: A skeletochronological comparison. - *Journal of Herpetology* 24 (1): 13-22.
- FRANKHAM, R. (1995): Conservation genetics. - *Annual Reviews in Genetics* 29: 305 - 327.
- FRONZUTO, J. & P. VERREL (2000): Sampling aquatic salamanders: tests of the efficiency of two funnel traps. - *Journal of herpetology* 34(1): 146-147.
- FROST, A.R., GRANT, T., FAIVOVICH, J., BAIN, R.H., HAAS, A., HADDAD, C.F.B., DE SA, R.O., CHANNING, A. WILINSON, M., DONELLAN, S.C., RAXWORTHY, C. J., CAMPBELL, J.A., BLOTTO, B.L., MOLER, P., DREWES, R.C., NUSSBAUM, R.A., LYNCH, J.D., GREEN, D.M. & W.C. WHEELER (2006): The amphibian tree of life. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 297: 370 S.
- GABOR, C.R. & T.R. HALLIDAY (1997): Sequential mate choice by multiply mating smooth newts: females become more choosy. - *Behavioural Ecology* 8: 162 – 166.
- GARCIA-PARIS, M., MONTORI, A. & P. HERRERO (2004): *Fauna Iberica*. Volume 24. Amphibia. Lissamphibia Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- GENT, T. & S. GIBSON (1998): *The Herpetofauna Worker's Manual*. - Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. 152 S.

- GERDING, S. & A. SPELBERG (2002): Greiffenhorstpark Kulturhistorische Parkanlagen in Krefeld, Europäische Gartenschau 2002 in der Region Düsseldorf/Mittlerer Niederrhein, Fischeln, <http://www.stadtpark-fischeln.de/publish.html>
- GIACOMA, C. & E. BALLETO (1988): Phylogeny of the salamandrid genus *Triturus*. - Bolletino di Zoologia 55: 337-360.
- GIBBONS, J.W. & R.D. SEMLITSCH (1988): Terrestrial drift fences with pitfall traps: an effective technique for quantitative sampling of animal populations. - Brimleyana 7: 1-16.
- GIBBONS, J.W. (2003): Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. - Wetlands 23: 630 – 635.
- GILL, D.E. (1978): The metapopulation ecology of the red spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). - Ecological monographs 48: 145 – 166.
- GILL, D. E. (1979): Density dependence and homing behaviour in adult red spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). – Ecology, 60 (4): 800-813
- GLANDT, D. (1981): Zum Postmetamorphosewachstum von *Triturus cristatus* (Amphibia, Urodela, Salamandrida) im Freiland. – Zool. Jb. Anat. 106: 76-86
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus* - Populationen (Amphibia, Salamandridae). – Amphibia - Reptilia 4: 317-326.
- GLANDT, D. (1985): Verhaltensreaktion und Reproduktion adulter Molche ,Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela), nach Langstreckenverfrachtung. - Bonner zoologische Beiträge 36 (1/2): 69 - 79.
- GOLANNEK, K. (1998): Morphologische und elektrophoretische Untersuchungen zur Populationsstruktur der Wasserfrösche (Anura: Ranidae) im Bonner Raum. – Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich – Wilhelms – Universität Bonn. 62 S.

- GOZLAN, R.E., ST-HILAIRE, S., FEIST, S.F., MARTIN, P. & M.L. KENT (2005):
Biodiversity: Disease threat to European fish. - *Nature* 435: 1046.
- GRIFFITHS, R.A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation of trap behaviour in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. - *The Herpetological journal* 1: 5 - 10.
- GRIFFITH, R.A. (1987): Microhabitat and seasonal niche dynamics of smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*, at a pond in Mid-Wales. - *Journal of Animal Ecology* 56: S. 441 – 451.
- GRIFFITH, R.A. & S.J. RAPER (1994): A review of current techniques for sampling amphibian communities. In: Joint Nature Conservation Council Report No. 210. Joint Nature Conservation Commitee, Peterborough
- GRIFFITH, R. A. (1996): Newts and salamanders of Europe. - Academic Press. 188 S.
- GRIFFITH, R.A. (1997): Temporary ponds as amphibian habitats. - *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 7: 119 – 126.
- GRIFFITHS, R. (1999): The ecology of newt populations. - *Biological Sciences Review* 11(5): 5 - 10.
- GRIFFITHS, R.A. & C. WILLIAMS (2000): Modelling population dynamics of great crested newts (*Triturus cristatus*): a population viability analysis. - In: CUMMINS, C.P. & GRIFFITHS, R.A. (Hrsg.): *Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology an Management*. - *The Herpetological Journal* 10 (4): 157-163.
- GRIFFITHS, R.A. & C. WILLIAMS (2001): Population modelling of Great Crested Newts (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus) Verbreitung, Ökologie und Schutz*. - *RANA Sonderheft* 4: 239 – 247.

GROSSE, W.-R. & R. GÜNTHER (1996): Kammolch - *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768).
- In: GÜNTHER, R. [Hrsg.]: Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. - Jena
[u.a.] (G. Fischer) S. 120 - 141.

GROSSE, W.-R. (1997): Die Nutzung von Standards und Tafeln zur Feldbestimmung des
Entwicklungsstadiums einheimischer Amphibienlarven. - In: HENLE, K. & M.
VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. -
Mertensiella 7: 349 – 364.

GROSSE, W.-R. (2001): Zur Feldbestimmung der Metamorphosestadien des
Kammolches. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*)
Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. RANA Sonderheft 4: 173 - 178.

GÜNTHER, R. (1996a): Kleiner Wasserfrosch – *Rana lessonae* Camerano 1882. In:
GÜNTHER, R.[Hrsg.]: Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (Fischer):
S. 475 - 489

GÜNTHER, R. (1996b): Seefrosch – *Rana ridibunda* Pallas 1771. In: GÜNTHER,
R.[Hrsg.]: Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (Fischer): S. 490 -
507

GÜNTHER, R. (1996c): Teichfrosch – *Rana* kl. *esculenta* Linnaeus 1785. In: GÜNTHER,
R.[Hrsg.]: Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (Fischer): S. 455 –
475

GVOZDIK, L. (2003): Postprandial thermophily in the Danube crested newt, *Triturus*
dobrogicus. - Journal of Thermal Biology 28: 545 – 550.

GVOZDIK, L. & R. VAN DAMME (2006): *Triturus* newts defy the running-swimming
dilemma. - Evolution 60 (10): 2110-2121

- HACHTEL, M. & W. BÖHME (2006): Unschuldige Opfer: Problematik der Säugetierbeifänge an Fangzäunen. - In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (Hrsg.): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ - Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, S. 308 – 330.
- HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (2006a): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ - Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, 420 S.
- HACHTEL, M., SANDER, U., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., ORTMANN, D. R. DAMASCHEK (2006b): Dynamik als Konstante: Bestandsentwicklung und Reproduktionserfolg. - In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (Hrsg.): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ - Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, S. 64 -124.
- HAGSTRÖM, T. (1977): Growth studies and ageing methods for adult *Triturus vulgaris* L. and *T. cristatus* Laurenti (Urodela, Salamandridae). - *Zoologica scripta* 6: 61 - 68.
- HAGSTRÖM, T. (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *Triturus vulgaris* (Urodela) in southwest Sweden. - *Holarctic ecology*, Copenhagen 2: 108 – 114.

- HAGSTRÖM, T. (1980): Growth of newts (*Triturus cristatus* and *Triturus vulgaris*) at various ages. - Salamandra 16 (4): 248 - 251.
- HALLIDAY, T.R. & P.A. VERREL (1988): Body size and age in amphibians and reptiles. - Journal of Herpetology 22 (3): S. 253 – 265.
- HARRISON, J.D., GITTINS, S.P. & F.M. SLATER (1983): The breeding migration of smooth and palmate newt (*T. vulgaris* and *T. helveticus*) at a pond in mid Wales. - Journal of Zoology, London 199: 249 - 258.
- HARTUNG, H., OSTHEIM, G. & D. GLANDT (1995): Eine neue tierschonende Trichterfalle zum Fang von Amphibien im Laichgewässer. - Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 5: 125-128.
- HAYWARD, R., OLDHAM, R.S., WATT, P.J. & S.M. HEAD (2000): Dispersion patterns of young great crested newts (*Triturus cristatus*). - In: Cummins, C.P. & Griffiths, R.A. [Hrsg.]: Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology and Management. - The Herpetological journal 10(4): 129 - 136
- HECKMANN, G. (1998): Bestandserfassung, ökologische Bewertung und Entwicklungskonzept für fünf Krefelder Parks. Abschlußbericht im Auftrag der Stadt Krefeld, Grünflächenamt.
- HEMMER, H. & K. KADEL (1971): Untersuchungen zur Laichgröße nebst Bemerkungen zur Populationsdynamik der Kreuzkröte (*Bufo calamita* Laur.) und der Wechselkröte (*Bufo viridis* Laur). - Zoologische Beiträge 17: 327 – 336.
- HENF, M. (2001a): Umsiedlung der Amphibienpopulation des Greiffenhorstparkes in Krefeld auf Grund der geplanten Umgestaltung des Reproduktionsgewässers. – Abschlussbericht. Im Auftrag der Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. – 58 S.

- HENF, M. (2001b): Umsiedlung von Fischen aus den Gewässern des Greiffenhorstparkes, Stadt Krefeld. - Abschließender Kurzbericht im Auftrag der Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. - 19 S.
- HENF, M. (2002): Monitoring zur Entwicklung der Amphibienpopulation des Greiffenhorstparkes. Stadt Krefeld nach Eingriffen in die terrestrischen und aquatischen Lebensräume. – Abschlußbericht im Auftrag der: Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. 40 S.
- HENF, M. (2003): Monitoring zur Entwicklung der Amphibienpopulation des Greiffenhorstparkes. Stadt Krefeld nach Eingriffen in die terrestrischen und aquatischen Lebensräume. – Abschlußbericht im Auftrag der: Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. 54 S.
- HENLE, K. (1997): Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden. *Mertensiella* 7: S. 377 - 389.
- HENLE, K. & VEITH, M.(1997): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie [= *Mertensiella* 7]. - [s.l.] ([s.n.]) #S
- HENLE, K. (2001): Pit-falls in data analysis of amphibian breeding cycles and mortality patterns: a comment on Schmidt and Anholt (1999). - *Amphibia - Reptilia* 22: 379 – 386.
- HENLE, K. (2005): Analysis of recapture data from breeding populations of amphibians: on temporary emigration, model assumptions, bias, and common toads. - *Amphibia – Reptilia* 26: 7 – 16.
- HERRMANN, H.L., BABBITT, K.J., BABER, M.J. & R.G. CONGALTON (2005): Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. - *Biol. Conser.* 123: 139 – 149.

- HIDALGO – VILA, J., PEREZ – SANTIGOSA, N. & C. DIAZ – PANIAGUA (2002): The sexual behaviour of the pygmy newt, *Triturus pygmaeus*. - *Amphibia – Reptilia* 23: 393 – 405.
- HOLENWEIG, P., REYER, R.-U. & G. ABT TIETJE (2002): Species and sex ratio differences in mixed populations of hybridogenetic water frogs: The influence of pond features. - *Ecoscience* 9: 1 – 11.
- HOULAHAN, J.E., FINDLAY, C.S., SCHMIDT, B.R., MEYER, A.H. & S. L. KUZMIN (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. - *Physis (Athen)* 404: 752 - 755.
- ILDOS, A.S. & N. ANCONA (1994): Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Po plain. Northern Italy). - *Amphibia – Reptilia* 15: 307 – 316.
- JAKOB, C., POIZAT, G., CRIVELLI, A.J. & M. VEITH (2002a): Larval growth variation in marbled newts (*Triturus marmoratus*) from temporary Mediterranean ponds. - *Amphibia – Reptilia* 23: 359 – 362.
- JAKOB, C., SEITZ, A. CRIVELLI, A.J. & C. MIAUD (2002b): Growth cycle of the marbled newt (*Triturus marmoratus*) in the Mediterranean region assessed by skeletochronology. - *Amphibia - Reptilia* 23: 407 - 418.
- JAKOB, C., MIAUD, C., CRIVELLI, A.J. & M. VEITH (2003a): How to cope with periods of drought? Age at maturity, longevity, and growth of marbled newts (*Triturus marmoratus*) in Mediterranean temporary ponds. - *Can. J. Zool.* 81: 1905 – 1911.
- JAKOB, C., POIZAT, G., VEITH, M. SEITZ, A. & A. CRIVELLI (2003b): Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. - *Hydrobiologia* 499: 51 – 61.
- JAHN, P. & K. JAHN (1997): Vergleich quantitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. - In:

-
- HENLE, K. & M. VEITH (HRSG.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. *Mertensiella* 7: S. 61-69.
- JEHLE, R. & W. HÖDL (1996): Langzeitstudien an Amphibienpopulationen: zusammenfassende Ergebnisse einer zehnjährigen Freilanduntersuchung. - *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 89: 123 S.
- JEHLE, R.; W. HÖDL (1998): Pits versus patterns: effects of transponders on recapture rate and body condition of Danube crested newts (*Triturus dobrogicus*) and common spadefoot toads (*Pelobates fuscus*). - *Herpetological Journal* 8: 181-186
- JEHLE, R. (2000): The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*T. marmoratus*). - *The Herpetological Journal* 10 (4): 137 - 142.
- JEHLE, R., BOUMA, P., SZTATECSNY, M. & J.W. ARNTZEN (2000): High aquatic niche overlap in the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). - *Hydrobiologia* 437: S. 149 - 155
- JEHLE, R. & J.W. ARNTZEN (2001): Ist der Kammolch (*Triturus cristatus*) genetisch gefährdet? – In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz*. RANA Sonderheft 4: S. 193 - 198.
- JEHLE, R., ARNTZEN, J.W., BURKE, T., KRUPA, P. & W. HÖDL (2001): The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). - *Molecular Ecology* 10: 839 – 850.
- JEHLE, R. & J.W. ARNTZEN (2002): Microsatellite markers in amphibian conservation genetics. - *The Herpetological Journal* 12: 1 - 9.
- JEHLE, R., BURKE, T. & J.W. ARNTZEN (2005): Delineating fine-scale units in amphibians: Probing the primacy of ponds. - *Conservation Genetics* 6: 227 – 234.

JENKINS, C. L. & L. R. MCGARIGAL (2003): Comparative Effectiveness of two Trapping Techniques for surveying the Abundance of Reptiles and Amphibiens Along Drift Fence Arrays. *Herpetological Review* 34: S. 39 - 42.

JOHN, I. (2004): Monitoring der Amphibien und Reptilien der Anhänge II und IV im Freistaat Sachsen - Methodik und erste Ergebnisse. - Tagungsbeitrag in: NATURA 2000 Stand der Umsetzung und Perspektiven des Schutzes von Amphibien und Reptilien im Rahmen der FFH-Richtlinie Tagung des NABU Bundesfachausschuss Feldherpetologie und der AG Feldherpetologie der DGHT.

JOLLY, G.M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture models data with both death and immigration stochastic models. – *Biometrika* 52: 225 – 247.

JOLY, P. & C. MIAUD (1993): How does a newt find its pond? The role of chemical cues in migrating newts (*Triturus alpestris*). - *Ethol. Ecol. Evol.* 5: 447 – 455.

JOLY, P. & O. GROLET (1996): Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing alpine newts, *Triturus alpestris*. - *Acta Ecologica* 17: 599 – 608.

JOLY, P., MIAUD, C., LEHMANN, A. & O. GROLET (2001): Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. - *Conservation Biology* 15 (1): 239 – 248.

JOLY, P., MORAND, C. & A. COHAS (2003): Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. - *Comptes Rendus Biologies* 326: 132 – 139.

KATS, L. B., & R. P. FERRER (2003): Alien predators and amphibian declines: Review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity & Distributions* 9: 99 - 110.

KETTLE, C. J., ENNO, R. A., JAFFEEC, T. GARDNERA, M. & P. M. HOLLINGSWORTH (2008): Cryptic genetic bottlenecks during restoration of an endangered tropical conifer. - *Biological Conservation* 141 (8) S. 1953-1961.

KIESECKER, J. M., BLAUSTEIN A. R. & L. K. Belden (2001): Complex causes of amphibian population declines. - *Nature* 410: 681 - 684.

KINNE, O. (2004): Successful re- introduction of the newts *Triturus cristatus* and *T. vulgaris*. - *Endangered Species Research* 4: 1 – 16.

KLEIN H. (1989): Biotopmanagementplan NSG “Latumer Bruch” in Krefeld. Im Auftrag der Stadt Krefeld#

KNEITZ, S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. - Bochum (Laurenti) 237 S.

KOGOJ, E. (1997): Populationsdynamik von Amphibien an einem Sekundärgewässer der Wiener Donauinsel (Österreich): Ein Vergleich von zwölf Taxa und neun Untersuchungsjahren (1986-1987, 1989-1995). - In: HÖDL, W., JEHLE, R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien – Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. - *Linz – Stapfia* 51: 183 – 213.

KORTNER, D. & R. TWELBECK (2009): Untersuchung zu Erfassung und Bestandsschätzung beim Kammolch (*Triturus cristatus*). In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien NRW. - Tagungsbeiträge zur Jahrestagung in Bonn 2008

KRAAIJEVELD – SMIT, F.J.L., GRIFFITH, R.A., MOORE, R.D. & T.J.C. BEEBEE (2006): Captive breeding and the fitness of reintroduced species: a test of the responses to predators in a threatened amphibian. - *Journal of Applied Ecology* 43: 306 – 365.

- KRONE, A., KÜHNEL, K.-D., BECKMANN, H. & H.-D. BAST (2001): Verbreitung des Kammolches (*Triturus cristatus*) in den Ländern Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. – In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. RANA Sonderheft 4, S. 63 - 70.
- KRUPA, A.P., JEHLE, R., DAWSON, D.A., GENTLE, L.K., GIBBS, M., ARNTZEN, J.W & T. BURKE (2002): Microsatellite loci in the crested newt (*Triturus cristatus*) and their utility in other newt taxa. - Conservation Genetics 3: 87 - 89
- KÜHNEL, K.-D., KRONE, A. & A. SCHONERT (2001): Lebensräume des Kammolchs (*Triturus cristatus* Laurenti, 1768) im urbanen Raum und einige populationsökologische Daten aus Berlin. . – In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. RANA Sonderheft 4: 211 - 223.
- KÜHNELT, W. (1943): Die Leitformenmethode in der Ökologie der Landtiere. - Biol. gener. 17, 106-146.
- KUHN, J. (1994): Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrötenweibchen *Bufo bufo bufo* (L.). - Zeitschrift für Feldherpetologie 1(1/2): 3 - 89.
- KUPFER, A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. - Bonn (Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) 128 S.
- KUPFER, A. (1998): Wanderstrecken einzelner Kammolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. - Zeitschrift für Feldherpetologie 5 (1/2): 238 – 242.

KUPFER, A. & S. KNEITZ (2000): Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. - Herpetological Journal 10: S. 165 - 171.

KUPFER, A. (2001): Ist er da oder nicht? – eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammolch (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Ökologie und Schutz. - RANA Sonderheft 4: 137 - 144.

KUPFER, A. & B. VON BÜLOW (2001): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen: Verbreitung, Habitate und Gefährdung. In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Ökologie und Schutz. - RANA Sonderheft 4: 83 - 90.

KUZMIN, S.L. (1995): Die Amphibien Rußlands und angrenzender Gebiete [= Die Neue Brehm-Bücherei 627]. - Wittenberg (Ziemsen) 274 S.

KUZMIN, S.L. (1999): The amphibians of the former Soviet Union. Pensoft, Sofia-Moscow.

LAAN, R. & B. VERBOOM (1990): Effects of pool size and isolation on amphibian communities. - Biol. Conserv. 54: 251 – 262.

LANGTON, T., BECKETT, C. & J. FOSTER (2001): Great Crested Newt Conservation Handbook. - Froglife. – 55 S.

LECIS, R. & K. NORRIS (2003): Habitat correlates of distribution and local population decline of endemic Sardinian newt *Euproctus platycephalus*. - Biol. Conserv. 115: 303 – 317.

- LICZNER, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). - In: Krone, A., Baier, R. & N. Schneeweiß (Hrsg.): Amphibien in der Agrarlandschaft. - RANA, Sonderheft 3: 67-79.
- LIMBERG, P. (2000): Molekularbiologische Untersuchungen einer Daphnia-Population im Belauer See: Entstehung, Einfluß und Entwicklung der Dauereibank. - Dissertation an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. - Max-Planck-Institut für Limnologie Plön. 155 S.
- Limnoplan (2004): Fangprotokoll der Abfischungen im Greiffenhorstpark - Im Auftrag der Stadt Krefeld, Fachbereich Grünflächen. 4 S.
- Limnoplan (2005): Fangprotokoll der Abfischungen im Greiffenhorstpark. - Im Auftrag der Stadt Krefeld, Fachbereich Grünflächen. 3 S.
- Limnoplan (2006): Fangprotokoll der Abfischungen im Greiffenhorstpark und Linner Golfplatz.. - Im Auftrag der Stadt Krefeld, Fachbereich Grünflächen. 3 S.
- LINDEINER, A. VON (1992): Untersuchungen zur Populationsökologie von Berg-, Faden-, und Teichmolch (*Triturus alpestris* L., *Triturus helveticus* Razoumowski, *Triturus vulgaris* L.) an ausgewählten Gewässern im Naturpark Schönbuch (Tübingen). - Jahrbuch für Feldherpotologie, Beiheft 3: 1 - 117.
- LITVINCHUK, S., SOKOLOVA, T.M. L.J. BORKIN (1994): Biochemical differentiation of the crested newt (*Triturus cristatus* group) in the territory of the former USSR. - Abhandlungen und Berichte für Naturkunde 17: 67 - 74.

- LITVINCHUK, S.N., BORKIN, L.J., ROSANOV, J.M., SKORINOV, D.V., KHALTURIN, M.D., DZUKIC, G., KALEZIC, M.L & L.F. MAZANAIEVA (2005a):##### - In: ANANJEVA, N. & O. TSINENKO (Hrsg.): Herpetologia Petropolitana – Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica. - Saint Petersburg (Societas Europaea Herpetologica: S. 57 - 60.
- LITVINCHUK, S.N., ZUIDERWIJK, A., BORKIN, L.J. & J.M. ROSANOV (2005b): Taxonomic status of *Triturus vittatus* (Amphibia, Salamandridae) in western Turkey: trunk vertebrae count, genome size and allozyme data. *Amphibia-Reptilia* 26: 305 - 323
- LOMAN, J. & B. LARDNER (2006): Does pond quality limit frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscape? A field experiment - *Journal of Applied Ecology* 43: 690 – 700.
- MACGREGOR, H. C., SESSIONS, S. K. & J. W. ARNTZEN (1990): An integrative analysis of phylogenetic relationships among newts of the genus *Triturus* (Family Salamandridae), using comparative biochemistry, cytogenetics and reproductive interactions. – *Journal of evolutionary Biology* 3: 329 – 373.
- MALMGREN, J.C. & M. THOLLESSON (1999): Sexual size and shape dimorphism in species of newts, *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Caudata: Salamandridae). - *Journal of Zoology* 249: 127 – 136.
- MANN, W., DORN, P. & R. BRANDL (1991): Local distribution of amphibians: the importance of habitat fragmentation. - *Global Ecology and Biogeography Letters* 1: 36 – 41.
- MARCO, A., LIZANA, M., ALVAREZ, A. & A.R. BLAUSTEIN (2001): Egg-wrapping behaviour protects newt embryos from UV radiation. - *Animal Behaviour* 61: 639 – 644.

-
- MARSH, D. M., & P. C. TRENHAM (2001): Metapopulation dynamics and amphibian conservation. - *Conservation Biology* 15 (1): 40 - 49.
- MEYER, S. (2005): Untersuchung zur Überlebensstrategie der Kammolchpopulation (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle – Wittenberg, 129 S.
- MIAUD, C. & JOLY, P. (1993): Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. - *Canadian journal of zoology* 71: 1874 - 1879.
- MIAUD, C. (1993): Predation on newt eggs (*Triturus alpestris* and *T. helveticus*): identification of predators and protective role of oviposition behaviour. - *Journal of Zoology* 231: 575-582.
- MIAUD, C. (1994): Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela). - *Copeia* 2: 535-537.
- MIKULÍČEK, P.; & J. PIÁLEK (2003): Molecular identification of three crested newt species (*Triturus cristatus* superspecies) by R A P D marker. - *Amphibia-Reptilia* 24: 201 – 207.
- MÖLLE, J. & A. KUPFER (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 5: 219 - 227.
- MÖLLE, J. (2001): Zur Bedeutung von Amphibienlarven für die Populationsentwicklung des Gemeinen Gelbrandkäfers *Dytiscus marginalis*, L. 1758. - Bonn (Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät) 204 S.

- MOSCONI, G., CARNEVALI, O., FRANZONI, M.F., COTTONE, E., LUTZ, I., KLOAS, W., YAMAMOTO, K., KIKUYAMA, S. & A.M. POLZONETTI – MAGNI (2002a): Environmental Estrogens and Reproductive Biology in Amphibians. - General and Comparative Endocrinology 126: 125 - 129.
- MOSCONI, G., CARDINALI, M. YAMAMOTO, K., KIKUYAMA, S., VELLANO, C. & A.M. POLZONETTI-MAGNI (2002b): Temperature-dependent prolactin secretion and reproductive biology of the newt *Triturus cristatus* Laur. - General and Comparative Endocrinology 126: 261 – 268.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. – Wiesbaden (UTB, Quelle & Meyer) 312 S.
- MÜLLNER, A. (1991): Zur Biologie von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* unter besonderer Berücksichtigung des Wanderverhaltens. – Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- MÜLLNER, A. (2001): Spatial patterns of migrating Great Crested Newts and Smooth Newts: The importance of terrestrial habitat surrounding the breeding pond. - In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Ökologie und Schutz. - RANA Sonderheft 4: 279 - 294.
- MUTZ, T. & GLANDT, D. (2003): Künstliche Versteckplätze als Hilfsmittel der Freilandforschung an Reptilien unter besonderer Berücksichtigung von Kreuzotter (*Vipera berus*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*). - Mertensiella
- NÖLLERT, A. & C. NÖLLERT (1992): Die Amphibien Europas. - Stuttgart (Franckh) 382 S.
- ÖKOBÜRO GELNHAUSEN (2002): Abfischung des Gewässersystems Greiffenhorstpark, Stadt Krefeld. - Kurzbericht im Auftrag der Stadt Krefeld. – 13 S.

- OLDHAM, R.S., KEEBLE, J., SWAN, M.J.S. & M. JEFFCOTE (2000): Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). - In: CUMMINS, C.P. & R.A. GRIFFITHS [Hrsg.]: Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology and Management The Herpetological journal 10(4): 143 - 155.
- OLDHAM, R.S. & R.N. HUMPHRIES (2000): Evaluating the success of great crested newt (*Triturus cristatus*) translocation. - In: CUMMINS, C.P. & R.A. GRIFFITHS [Ed.]: Scientific Studies of the Great Crested Newt: Its Ecology and Management. - The Herpetological journal 10(4): 183 - 190.
- OLGUN, K., UZUM, N., AVCI, A. & C. MIAUD (2005): Age, size and growth of the southern crested newt, *Triturus karelinii* (Strauch 1870) in a population from Bozdag (Western Turkey). - Amphibia – Reptilia 26: 223 – 230-
- ORTIZ, M.E., MARCO, A., SAIZ, N. & LIZANA (2004): Impact of Ammonium Nitrate on Growth and Survival of Six European Amphibians. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 42: 234 – 239.
- ORIZAOLA, G. & F. BRANA (2003a): Oviposition behaviour and vulnerability of eggs to predation in four newt species (Genus *Triturus*). - Herpetological Journal 13: 121 – 124.
- ORIZAOLA, G. & F. BRANA (2003b): Do predator chemical cues affect oviposition site selection in newts? - Herpetological Journal 13: 189 – 193.
- ORIZAOLA, G. & F. BRANA (2003c): Response of predator – naive newt larvae to food and predator presence. - Canadian Journal of Zoology 81: 1845 - 1850.
- ORIZAOLA, G. & F. BRANA (2004): Hatching responses of four newt species to predatory fish chemical cues. - Ann. Zool. Fennici 41: 635 – 645.

- ORZAOLA, G. & F. BRANA (2006): Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. - *Animal Conservation* 9: 171 – 178.
- ORTMANN, D. (2004a): Langzeitdynamik einer Kammolchpopulation (*Triturus cristatus*) bei Bonn auf Basis individueller Wiedererkennung. - Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 141 S.
- ORTMANN, D. (2004b): Kammolch- Monitoring- Krefeld. Zwischenbericht 2004. - Bericht im Auftrag der Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. – 24 S.
- ORTMANN, D (2005a): Geburtshelferkröte, *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768), In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H. LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 20: 219 – 224.
- ORTMANN, D (2005b): Knoblauchkröte, *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768), In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H. LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 20: 235 – 239.
- ORTMANN, D. (2005c): Kammolch- Monitoring- Krefeld. Zwischenbericht 2005. - Bericht im Auftrag der Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. – 28 S.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U. SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D. WEDDELING, K. & W. BÖHME (2005): Standardmethoden auf dem Prüfstand - Vergleich der Effektivität von Fangzaun und Unterwassertrichterfallen bei der Erfassung des Kammolches, *Triturus cristatus*. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 12: S. 197 - 209

- ORTMANN, D. (2006a): Home sweet home? Veränderungen der Habitatqualität am Beispiel einer Kammolchpopulation. - Rundbrief zur Herpetofauna von NRW 30: S. 14 – 16.
- ORTMANN, D. (2006b): Kammolch- Monitoring- Krefeld. Zwischenbericht 2006. - Bericht im Auftrag der Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. – 32 S.
- ORTMANN, D., HACHTEL, M., SANDER, U. SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D. WEDDELING, K. & W. BÖHME (2006): Capture effectiveness of terrestrial drift fences and funnel traps for the Great Crested Newt, *Triturus cristatus*. In: VENCES, M., KÖHLER, J., ZIEGLER, T. & W. BÖHME (Hrsg.): Herpetologica Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica. Pp. 1-5
- ORTMANN, D., DRECHSLER, A., BÖHME, W. & S. STEINFARTZ (eingereicht April 2009): The Ortmann funnel trap – a new and highly effective trap for monitoring amphibians (#).
- ÖZNUR, Ö. (2002): Untersuchungen zur Populationsökologie und genetischen Variabilität des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti 1768) im Naturschutzgebiet Worringer Bruch bei Köln. - Bonn (Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) 1-98 S.
- PAPENDIECK, M. (2003): Zusammenfassende Darstellung der 8-jährigen Untersuchung an der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) an der Hordorfer Straße (West) und Formulierung eines Arbeitsprotokolls für weiterführende Untersuchungen. – Fachgutachten, Umweltamt Braunschweig: 56 S.
- PECHMANN, J.H.K., SCOTT, D.E., SEMLITSCH, R.D., CALDWELL, J.P., VITT, L.J. & J. W. GIBBONS (1991): Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. - Science 253: 893 - 895.

-
- PERRET, N., PRADEL, R., MIAUD, C., GROLET, O. & P. JOLY (2003): Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. - *Journal of Animal Ecology* 72: 567 – 575.
- POREJ, D., MICACCHION, M., & T.E. HETHERINGTON (2004): Core terrestrial habitat for conservation of local populations of salamanders and wood frogs in agricultural landscapes. - *Biological Conservation* 120: 399 – 409.
- PLAIASU, R., HARTEL, T., BANCILA, R.I. & D. COGALNICEANU (2005): The use of digital images for the individual identification of amphibians. - *Studii si Cercetari Biologie* 10: 137 – 140.
- POLLOCK, K.H. (1982): A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. – *Journal of Wildlife Management* 46: S. 757 – 760.
- POLLOCK, K.H., Nichols, J.D, Brownie, C. & J.E. Hines (1990): Statistical inference for capture-recapture experiments. – *Wildlife Monographs* 107: S. 1-97.
- PRIMACK, R. (1995): *Naturschutzbiologie*. - Spektrum akademischer Verlag, Berlin 713 S.
- PULLANDRE, N., DUPAS, S., DANGLES, O., ZEDDAM, J.-L., CAPDEVIELLE-DULAC, C., BARBIN, K., TORRES-LEGUIZAMON, M. & J.-F. SILVAIN (2008) : Genetic bottleneck in invasive species: the potato tuber moth adds to the list. - *Biological Invasion* 10, 319 – 333.
- QUITZOW, H. W. & E. SCHRAETZ (1986): Neue Krefelder Naturpfade, In: *Niederrheinische Landeskunde* 9, Krefeld S. 10 – 55.
- RAFINSKI, J. & J.W. ARNTZEN (1987): Biochemical systematics of the old world newts, genus *Triturus*: allozyme data. - *Herpetologica* 43(4): 446-457.

-
- READING, C.J. (1997): A proposed standard method for surveying reptiles on dry lowland heath. - *The Journal of applied ecology* 34: 1057 - 1069.
- READING, R.P., CLARK, T.W. & R. GRIFFITH (1997): The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. - *Biological Conservation* 79: 217 – 124.
- RESHETNIKOV, A.N. (2003): The introduced fish, rotan (*Percottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians and a fish). - *Hydrobiologia* 510: 83 – 90.
- ROGNER, M. (1991): Zur Situation der Amphibien und Reptilien der Rheinlandes: Der Teichmolch. - *Rheinische Heimatpflege* 28: 26 - 29.
- ROTHERMEL, B.B. & R.D. SEMLITSCH (2002): An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. - *Conservation Biology* 16 (5): 1324 – 1332.
- ROTTSCHIEDT, R. (2002): Zur Populationsökologie des Bergmolches *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768) in der Agrarlandschaft des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. - Bonn (Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) 117 S.
- ROWE, G. & T. BEEBEE (2003): Population on the verge of a mutational meltdown? Fitness costs of genetic load for an amphibian in the wild. - *Evolution* 57 (1): 177 - 181.

- SANDER, U., ORTMANN, D., DISSANAYAKE, HACHTEL, M., WEDDELING, K. & A. SAMPELS (2006): Standardmethoden auf dem Prüfstand: Effektivität von Fangzaun, Eimerfallen und Markierungsmethoden. - In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (Hrsg.): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ - Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, S. 267 – 307.
- SCHABETSBERGER, R. & A. GOLDSCHMID (1994): Age structure and survival rate in alpine newts (*Triturus alpestris*) at high altitude. - *Alytes* 12: 41-47.
- SCHABETSBERGER, R. & C.D. JERSABEK (1995): Alpine newts (*Triturus alpestris*) as top predators in a high altitude karst lake: daily food consumption and impact on the copepod *Arctodiaptomus alpinus*. *Freshwater Bio.* 33: S. 47 - 61
- SCHABETSBERGER, R., JEHLER, R., MALETZKY, A., PESTA, J. & M. SZTATECSNY (2003): Delineation of terrestrial reserves for amphibians: post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. - *Biological Conservation* 117: 95 – 104.
- SCHÄFER, H.-J. (1993): Ausbreitung und Entwicklung von Amphibien-Populationen in der Agrarlandschaft. - Bonn (Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) 294 S.
- SCHALL, D. (2005): Erfassung und Bewertung eines Kammolchvorkommens im FFH-Gebiet „Limbacher Teiche“. Beitrag zur Managementplanung und zum Monitoring. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Hochschule Anhalt (FH), Hochschule für angewandte Wissenschaften 111 S.

- SCHLAGHECK, B. (2002): Untersuchungen zur Populationsökologie des Kammolches *Triturus cristatus* (Laurenti 1768) im Naturschutzgebiet Worringer Bruch bei Köln - unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Bonn, 94 S.
- SCHLÜPMANN, M. & A. GEIGER (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen. - In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen [Hrsg.]: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung [= Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen 17]. - Recklinghausen ([s.n.]) S. 375-404.
- SCHLÜPMANN, M. (2006): Erfahrungen beim Einsatz von Reusenfallen. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien NRW. #Tagungsbeiträge zur Jahrestagung in Duisburg 2006
- SCHLÜPMANN, M. (2009): Flaschen- und Eimerreusen – eine effektive und preiswerte Methode der Amphibienerfassung. Erfahrungen und Ergebnisse. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien NRW. - Tagungsbeiträge zur Jahrestagung in Bonn 2008
- SCHMIDT, B.R. & B.R. ANHOLT (1999): Analysis of survival probabilities of female common toads, *Bufo bufo*. - Amphibia-Reptilia 20: 97 - 108.
- SCHMIDT, B.R. & J. VAN BUSKIRK (2001): Verhalten, Wachstum und Morphologie von Kammolch - Larven in der An- und Abwesenheit von Libellenlarven). In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Ökologie und Schutz. - RANA Sonderheft 4: 179 - 191.
- SCHMIDT, B.R., SCHAUB, M. & B.R. ANHOLT (2002): Why you should use capture-recapture methods when estimating survival and breeding probabilities: on bias, temporary emigration, overdispersion, and common toads. - Amphibia - Reptilia 23: 375 – 388.

- SCHMIDT, B. R. (2003): Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians. - *Comptes Rendus Biologies* 326: S. 119 - 124.
- SCHMIDT, B.R. & J. VAN BUSKIRK (2005): A comparative analysis of predator-induced plasticity in larval *Triturus* newts. - *J. EVOL. BIOL.* 18: S. 415 – 425.
- SCHMIDT, P. (2002): Demökologie und Populationsgenetik der Grünfroschgruppe (*Rana* kl. *esculenta* – Komplex) in der Agrarlandschaft des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. – Bonn (Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich – Wilhelms – Universität Bonn): 125 S.
- SCHMIDT, P. (2005): Wasserfösche, *Rana lessonae* (Camerano, 1882), *Rana ridibunda* (Pallas, 1771) und *Rana* kl. *esculenta* (Linnaeus, 1758), In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H. LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 20: 235 – 239.
- SCHMIDT, P., GRODDECK, J. & M. HACHTEL (2005): Lurche (Amphibia); In: SCHNITTER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Empfehlungen für die Bewertung der Arten der FFH- Richtlinie in Sachsen – Anhalt und in Deutschland. – www.bfn.de (Stand 01.2005)
- SCHMIDT, P., WEDDELING, K., THOMAS, M., ROTTSCHIEDT, R., TARKHNISHVILI, D. & M. HACHTEL (2006a): Dispersal of *Triturus alpestris* and *T. vulgaris* in agricultural landscapes - comparing estimates from allozyme markers and capture-mark-recapture analysis. In: VENCES, M., KÖHLER, J., ZIEGLER, T. & W. BÖHME (Hrsg.): *Herpetologica Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*. Pp. 1-5

SCHMIDT, P., HACHTEL, M., SANDER, U., ROTTSCHIEDT, R., THOMAS, M., BOSBACH, G., ORTMANN, D. & D. TARKHNISHVILI (2006): Masse oder Klasse?: Altersstruktur, Überlebensraten und Rekrutierung. - In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (Hrsg.): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ - Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, 197 - 266.

SCHNABEL, Z.E. (1938): The estimation of the total fish population of a lake. Amer. Math. Mon. 45: 348 – 352.

SCHNEIDER, S., ROESLI, D. & L. EXCOFFIER (2000): Arlequin vers. 2000: A software for population genetics data analysis. Genetics and Biometry Laboratory. University of Geneva. Switzerland. 111 S.

SCHOORL, J. & A. ZUIDERWIJK (1981): Ecological isolation in *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* (Amphibia: Salamandridae). - Amphibia – Reptilia 1: 235 – 252.

SCHRAETZ, E. (2000): Die Amphibien im Wasserwerk 5 „In der Elt“ in Krefeld – Linn. - Abschlussbericht. Im Auftrag der Stadtverwaltung Krefeld, Fachbereich Grünflächen. – 15 S.

SCHRAETZ, E. (2002): Neun Artenschutzgewässer im Latumer Bruch. Eine Bestanderfassung ausgewählter Pflanzen und Tierarten. In: Natur am Niederrhein 17 (2): 51 – 82.

SCHROER, T. (1997): Lassen sich die Wasserfrösche phänotypisch bestimmen? Eine Feld- und Laborstudie an 765 Wasserfröschen aus Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie 4: S. 37 - 45

-
- SCHULTE, A. [HRSG.](2003): Wald in Nordrhein-Westfalen, Band 1. - Aschendorff-Verlag, Münster, 515 S.
- SCHUMACHER, J., KLINGELHÖFER, J., & H.J. POETHKE (2000): Die Auswirkungen verletzter Grundannahmen bei Fang-Wiederfang-Untersuchungen - eine Simulationsstudie für Insektenpopulationen. Beitr. Ökol. 4 (2): 119 – 132.
- SCRIBNER, K.T., ARNTZEN, J.W., CRUDDACE, N., OLDHAM, R.S. & T. BURKE (2006): Environmental correlates of toad abundance and population genetic diversity. - Biological Conservation 98: 201 – 210.
- SEBER, G.A.F. (1965): A note on the multiple recapture census. – Biometrika 52: S. 249 – 259.
- SECONDI, J., HAERTY, W. & T. LODE (2005): Female Attraction to Conspecific Chemical Cues in the Palmate Newt *Triturus helveticus*. - Ethology 111: 726 – 735.
- SEIGEL, R.A. & C.K. DODD (2002): Translocations of amphibians: proven management method or experimental technique? - Conservation Biology 16: 552 – 554.
- SEMLITSCH, R.D. (1985): Analysis of climatic factors influencing migrations of the salamander *Ambystoma talpoideum*. - Copeia 1985: 477-489.
- SETTELE, J., FELDMANN, R. HENLE, K. KOCKELE, K. & H-J. POETHKE (1999): Populationsgrößenschätzung bei Tieren – ausgewählte Verfahren für den Einsatz in Populationsökologie und Naturschutz. (Internet-Version). 35 S.
- SINSCH, U. (1988): Auskiesungen als Sekundärhabitats für bedrohte Amphibien und Reptilien. - Salamandra 24(2/3): 161 - 174.
- SINSCH, U. (1992): Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). - Oecologia 90: 489 – 499.

- SINSCH, U., LANG, V. & R. WIEMER (2003): Dynamik einer Kammolch-Metapopulation (*Triturus cristatus*) auf militärischem Übungsgelände (Schmittenhöhe, Koblenz): 2. Saisonale Variation der Bestände an zwei Laichgewässern. In: Zeitschrift für Feldherpetologie, 10 (2): S. 211 - 228.
- SINSCH, U., LANG, V., WIEMER, R. & S. WIRTZ (2003): Dynamik einer Kammolch-Metapopulation (*Triturus cristatus*) auf militärischem Übungsgelände (Schmittenhöhe, Koblenz): 1. Phänologie, Wettereinfluss und Ortstreue. In: Zeitschrift für Feldherpetologie, 10 (2): 193 - 210.
- SINSCH, U. (2006): Orientation and navigation in Amphibia. - Marine and Freshwater Behaviour and Physiology 39: 65 – 71.
- SIZLING, A.L. & V. ZAVADIL (2001): The estimation of population size of northern crested newt (*Triturus cristatus*) on the locality Sucha Rudna in the Jeseniky Mts. Cech Republic. In: Krone, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. - RANA Sonderheft 4: S. 163 – 172.
- SKEI, J.K., DOLMEN, D., RONNING, L. & T.H. RINSBY (2006): Habitat use during the aquatic phase of newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) in central Norway: proposition for a conservation and monitorin area. - Amphibia – Reptilia 27: 309 - 324
- SKELLY, D.K., YUREWICZ, K.L., WERNER, E.E. & R.A. RELYEA (2003): Estimating decline and Distributional Change in Amphibians. - Conservation Biology 17 (3): 744 – 751.
- SMITH, M.A. & GREEN, D.M. (2005): Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations?. - Ecography 28: 110 – 128.

- SMITH, M.A. & GREEN, D.M. (2006): Sex, isolation and fidelity: unbiased long – distance dispersal in a terrestrial amphibian. - *Ecography* 00: 00 -00 –online Edition 6 S.
- SPEED, C.W, MEEKAN, M.G. & C.J.A. BRADSHAW (2007): Spot the match – wildlife photo-identification using information theory. - *Frontiers in Zoology* 4:2. 11S.
- SPERONE, E. & S. TRIPEPI (2005): Ecological Preferences of the Italian Newt *Triturus italicus* (Peraca, 1898) in Calabria. . - In: ANANJEVA, N. & O. TSINENKO (Hrsg.): *Herpetologia Petropolitana – Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. - Saint Petersburg (Societas Europaea Herpetologica: S. 216 – 218.
- STEINBERG, C.E., HOSS, S., KLOAS, W., LUTZ, I., MEINELT, T., PFLUGMACHER, S. & C. WIEGAND (2004): Hormonlike effects of humic substances on fish, amphibians and invertebrates. - *Envirom. Toxicol.* 19: 409 – 411.
- STEINFARTZ, S., VICARIO, S., ARNTZEN, J.W. & A. CACCONE (2006): A Bayesian Approach on Molecules and Behaviour: Reconsidering Phylogenetic and Evolutionary Patterns of the Salamandridae with Emphasis on *Triturus* Newts. In: *Journal of experimental Zoology (MOL DEV EVOL)*. 306B: 1 - 24
- STEINFARTZ, S., GLABERMAN, S., LANTERBECQ D., MARQUEZ, C., RASSMANN, K. & A. CACCONE (2007): Genetic Impact of a Severe El Niño Event on Gala´pagos Marine Iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). - *PLoS ONE*, Issue 12, e1285
- STOEFER, M. & N. SCHNEEWEIß (2001): Zeitliche und räumliche Verteilung der Wanderaktivität von Kammolchen (*Triturus cristatus*) in einer Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands. - *RANA Sonderheft* 4: 249 – 268.
- STRUGARIU, A., GHERGHEL, I., HUTULEAC – VOLOSCIUC, M.V., SAHLEAN, T.C., SAS, I. & C.M. PUSCASU (2006): Preliminary data concerning the distribution of amphibian

- fauna in Suceava county (Romania). - *Analele Universitatii din Oradea, Fasciula Biologie Tom XIII*: 39 47.
- STUMPEL, A.H.P. & H. VAN-DER-VOET (1998): Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. - *Amphibia – Reptilia* 19 (2): 125 – 142.
- SWAN, M.J.S. & R., S. OLDHAM (1993): National amphibian survey. *English Nature Research Report*. No. 38. 233 S.
- SZTATECSNY, M., JEHLE, R., SCHMIDT, B.R. & J.W. ARNTZEN (2004): The abundance of premetamorphic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*) as a function of habitat determinants: an a priori model selection approach. - *Herpetological Journal*, 14: S. 89 - 97
- TARKHNISHVILI, D.N. & R.K. GOKHELASHVILI (1999): The amphibians of the Caucasus. *Advances in Amphibian Res. in the F. Soviet Union* 4: 1 - 233.
- THIESMEIER, B. & A. KUPFER (2000): Der Kammolch - ein Wasserdrache in Gefahr [= *Zeitschrift für Feldherpetologie, Beiheft 1*]. - Bochum (Laurenti) 158 S.
- THOMAS, J.A. (1983): A quick method for estimating butterfly numbers during surveys. - *Biological Conservation* 27: 195 – 211.
- THOMAS, J.A., ROSE, R.J., CLARKE, R.T., THOMAS, C.D. & N.R. WEBB (1999): Intraspecific variation in habitat availability among ectothermic animals near their climatic limits and their centres of range. - *Functional Ecology* 13: 55 – 64.
- THOMAS, M. (2002): Populationsstruktur und -dynamik von *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758), Fekundität - Demographie - Genetik: Eine Fallstudie mit methodenkritischen Anmerkungen. - Bonn (Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) 199 S.

TRAUTNER, J., KOCKELKE, K., LAMBRECHT, H. & J. MEYER (2006): Geschützte Arten in Planungs- und Zulassungsverfahren. BoD- Verlag. 234S.

TUCKER, J.K. (1995): A simple aquatic funnel trap and its application to wetland amphibian monitoring. - Herpetological Review 26(2): 90-91.

VEITH, M. (1996a): Teichmolch – *Triturus vulgaris* (LINNAEUS 1758). - In: Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz (RF) e.V. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz - Verbreitung, Ökologie und Schutz, Band 1. - Flora und Fauna in Rheinland-Pfalz Beiheft 18/19: S. 127-140

VEITH, M. (1996b): Kammolch – *Triturus cristatus* (LAURENT 1768). - In: Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz (RF) e.V. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz - Verbreitung, Ökologie und Schutz, Band 1. - Flora und Fauna in Rheinland-Pfalz Beiheft 18/19: S. 97-110

VEITH, M. & M. KLEIN (1996): Zur Anwendung des Metapopulationskonzeptes auf Amphibienpopulationen. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 217-228.

VEITH, M. & S. STEINFARTZ (2004): When non – monophyly results in taxonomic consequences – the case of *Mertensiella* within the Salamandridae (Amphibia: Urodela). - Salamandra 40 (1): 67 – 80.

VENCES, M., PUENTE, M., NIETO, S. & D.R. VIEITES (2002) : Phenotypic plasticity of anuran larvae : enviromental variables influence body shape and oral morphology in *Rana temporaria* tadpoles. - J. Zool. Lond. 257: 155 – 162.

VERREL, P.A. (1984): Sexual interference and sexual defence in the smooth newt, *Triturus vulgaris* (Amphibia, Urodela, Salamandridae). - Zeitschrift für Tierpsychologie 66: 242 - 254.

- VERREL, P. & T. HALLIDAY (1985): The population dynamics of the crested newt *Triturus cristatus* at a pond in Southern England. - *Holarctic ecology* 8: 151 - 156.
- VIEITES, D.R.; NIETO-ROMAN, S.; BARLENGUA, M.; PALANCA, A.; VENCES, M.; A. MEYER (2004): Post-mating clutch piracy in an amphibian. - *Nature* 431: 305 – 308.
- VISSER, T. (2002): Der Konflikt zwischen Naturschutz und Kultur am Beispiel des Greiffenhorstparks. In: *Natur trifft Kultur: Bedeutung und Realisierung von Kultur- und Naturräumen in der Stadt. Dokumentation der NABU – Fachtagung am 5./6. Juli 2002 in Düsseldorf*
- VREDENBURG, V.T. (2004): Reversing introduced species effects: experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. - *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101: 7646 – 7650.
- WALDMANN, B. & M. TOCHER (1997): Behavioural ecology, genetic diversity, and declining amphibian populations. In: Caro, T. [Hrsg.]: *Behavioural Ecology and Conservation Biology* Oxford, S. 394 - 448
- WALLACE, H., BADAWY, G.M.I. & B.M.N. WALLACE (1999): Amphibian sex determination and sex reversal. - *Cell. Mol. Life Sci.* 55: 901 – 909.
- WALLACE, H., WALLACE, B.M.N. & G.M.I. BADAWY (1997) : Lampbrush chromosomes and chiasmata of sex reversed crested newts. - *Chromosoma* 106: 526 533.
- WALLACE, H. & M.N. WALLACE (2000): Sex reversal of the newt *Triturus cristatus* reared at extreme temperatures. - *Int. J. Dev. Biol.* 44: 807 - 810
- WALSH, P.S., METZGER, D.A., R. HIGUCHI (1991): Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. - *Biotechniques* 10(4): 506 - 13.

- WARBURG, M.R. (1994): Population ecology, breeding activity, longevity, and reproductive strategies of *Salamandra salamandra* during an 18-year long study of an isolated population on Mount Carmel, Israel. - *Mertensiella* 4: 399 - 421.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SANDER, U., & D. N. TARKHNISHVILI (2004): Bias in estimation of newt population size: A field study at five ponds using drift fences, pitfalls and funnel traps. *Herpetological Journal* 14: 1 - 7.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SCHMIDT, P., ORTMANN, D. & G. BOSBACH (2005a): Methodische Vorschläge zu einem Monitoring am Beispiel der Amphibien- und Reptilienarten der Anhänge IV und V. - In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H. LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 20: 422 - 449.
- WEDDELING, K., HACHTEL, M., SCHMIDT, P., ORTMANN, D. & G. BOSBACH (2005b): Allgemeine Hinweise zur Erfassung der Lurche. - In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H. LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & E. SCHRÖDER (Bearb.): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 20: 217 - 218.
- WEDDELING, K. SCHMIDT, P., ROTTSCHIEDT, R., THOMAS, M., BOSBACH, G., ORTMANN, D. & D. TARKHNISHVILI (2006): Gene auf Wanderschaft: Populationsstruktur und Ausbreitung bei Amphibiendemen im Drachenfelser Ländchen. - In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & W. BÖHME (Hrsg.): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn – Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“ - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 30, 197 - 266.

- WEDDELING, K., EICHEN, C., NEUKIRCHEN, M., ELLWANGER, G., SACHTLEBEN, J. & M. BEHRENS (2007): Monitoring und Berichtspflichten im Kontext der FFH-Richtlinie. – Internet Version.
http://www.genres.de/CF/genres/ibv/agrobio/bd27/pdfs/bd27_13.pdf
- WEGNER, U. (1998): Naturschutz in der Kulturlandschaft – Schutz und Pflege von Lebensräumen. - Fischer-Verlag, Jena, 456 S.
- WEISROCK, D.W., PAPPENFUSS, T.J., MACEY, R., LITVINCHUK, S.N., POLYMENI, R., UGURTAS, I.H., ZHAO, E., JOWKAR, H. & A. LARSON (2006): A molecular assessment of phylogenetic relationships and lineage accumulation rates within the family Salamandridae (Amphibia, Caudata). In: *Molecular Phylogenetics and Evolution* 41. 368 – 383.
- WIJER DE, P., WATT, P.J. & R.S. OLDFHAM (2003) : Amphibian decline and aquatic pollution : Effects of nitrogenous fertiliser on survival and development of larvae of the frog *Rana temporaria*. - *Applied Herpetology* 1: 3 – 12.
- WILMS, S. (2004): Populationsökologie von Teich- (*Triturus vulgaris*) und Bergmolch (*T. alpestris*) auf der Basis individueller und Gruppenmarkierung. Bonn (Schriftliche Hausarbeit im Rahmen der Ersten Staatsprüfung für das Lehramt für die Sekundarstufe II), Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn 111 S.
- WILSON, J.J. & T.J. MARET (2002): A Comparison of two Methods for Estimating the Abundance of Amphibians in Aquatic Habitats. - *Herpetological Review* 33(2): 108 - 110.
- WIMPENNY, R.S. (1951): The effect of vegetation on the breeding of newts, *Molge cristata* and *Molge vulgaris*. - *Journal of Animal Ecology* 20 (1): 98 – 102.

WOOD, P.J., GREENWOOD, M.T. & M.D. AGNEW (2003): Pond biodiversity and habitat loss in the UK. - *Area* 35 (2): 206 – 216.

ZUG, G.R., VITT, L.J. & J.P. CALDWELL (2001): *Herpetology. - An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. Second Edition.* Academic Press. 630 S.

ZUIDERWIJK, A. & M. SPARREBOOM (1986): Territorial behaviour in crested newt *Triturus cristatus* and marbled newt, *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). - *Bijdragen tot de Dierkunde* 56: 205 - 213.

ZUIDERWIJK, A. (1990): Sexual strategies in the newts *Triturus cristatus* and *Triturus marmoratus*. - *Bijdragen tot de Dierkunde* 60: 51 - 64.

Erklärung:

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt und ausschließlich die angegebenen Hilfsmittel verwendet habe. Die Stellen der Arbeit, die anderen Werken im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, wurden unter Angabe der Quelle als Entlehnung kenntlich gemacht.

Leverkusen, April 2009

Lebenslauf

Zur Person

Name	Daniel Ortmann
Adresse	
Geburtstag	04.03.1977
Familienstand	verheiratet
Telefon	
E-mail	ortmannda@hotmail.com

Schulbildung

1983 – 1986	Besuch der katholischen Grundschule Neustadtschule Opladen
1986 – 1988	Wechsel zur Gemeinschaftsgrundschule Bergisch- Neukirchen
1988 – 1997	Erzbischöfliche Marienschule Opladen, Leverkusen

Zivildienst

01.08.1997 - 31.08.1998	Ableistung des Zivildienst an der Werkstatt für Behinderte Leverkusen, Schwerpunkt: Schwerstbehindertenbetreuung
-------------------------	--

Berufsausbildung und beruflicher Werdegang

10/1997 – 06/2004	Studium an der Rheinischen Friedrich Wilhelm Universität zu Bonn: Biologie Diplom; Zweitstudiengang Biologie/Geographie Lehramt
2001-2004	Studentische Hilfskraft und Tutor für die Lehrstühle Neurophysiologie und Spezielle Zoologie
10/2004 – 01/2007	Wissenschaftliche Leitung des Projektes „Kammolch-Monitoring-Krefeld“ als ein

	wissenschaftlicher Angestellter am zoologischen Forschungsmuseum Alexander Koenig in Bonn
2005-2009	Promotionsstudium an der Rheinischen Friedrich Wilhelm Universität zu Bonn
02/2007 – 01/2009	Referendariat am städtischen Gymnasium Leichlingen
10/2008	2. Staatsexamen in Biologie und Physik LA Sek. II und I
Seit 2/2009	Studienrat zur Anstellung am städtischen Gymnasium Leichlingen
11/2009	Promotionskolloquium und erfolgreiche Disputation

Leverkusen, den 03. 12. 2009

Daniel Ortmann