



universität
wien

MASTERARBEIT

Titel der Masterarbeit

„Vergleich der Laichplatzsituation der Amphibien in den
Donauauen bei Altenwörth (NÖ) vor und nach der
Durchführung von Dotationsmaßnahmen“

Verfasserin

Sabine Ruzek, BSc

angestrebter akademischer Grad

Master of Science (MSc)

Wien, 2011

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 066 833

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Masterstudium Ökologie UG 2002

Betreuer:

Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer

Danksagung:

Zu allererst möchte ich mich bei Frau Dr. A. Waringer-Löschenkohl und Herrn Univ. Prof. Dr. J. Waringer für die wissenschaftliche Betreuung dieser Arbeit bedanken. Mein Dank gilt weiters Doz. Dr. Günter Gollmann für die Unterstützung bei der Durchführung der Elektrophorese.

Für die freundliche Genehmigung, im Gebiet Untersuchungen durchzuführen sowie im Gebiet zelten zu dürfen bedanke ich mich bei Herrn Oberförster Blochberger, Herrn Ing. Bubna-Litic, Herrn Lindmaier, Herrn Mag. Riedl und Herrn DI Dr. Tiefenbacher.

Bei allen Jägern und Fischern im Untersuchungsgebiet bedanke ich mich herzlich für die freundliche Aufnahme und Auskünfte über das Gebiet.

Herrn Mag. Christoph Urbanek vom Wasserstandsnachrichtendienst, Abt. Hydrologie möchte ich für die Bereitstellung der Pegelstände, welche das Untersuchungsgebiet betrafen, danken.

Während meiner Arbeit hatte ich Unterstützung von vielen lieben Freunden und Freundinnen. Ich möchte mich bei euch allen herzlich bedanken für die Besuche und Unterstützung während der Freilandarbeit und für die Hilfe bei den Schlauchbootfahrten. Es hat total Spaß gemacht, immer wieder auch gemeinsam unterwegs zu sein! Ich bedank mich dafür, dass ich mir Autos ausborgen konnte, für das Korrekturlesen meiner Arbeit und die „Inputs“, die mir für die Fertigstellung meiner Arbeit geholfen haben. Danke Abigail, Andreas, Arjen, Barbara, Berni, Christoph C., Christoph P., Heike, Hilde, Irene, Manfred, Mirella, Paul, Silvia, Sonja, Ute, Vali und Yvonne.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Andreas, Gerhard, Hilde, Tina und Yoko für eure Geduld, fürs Zuhören, Einkaufen, Kochen, Blumen gießen, gewaschene Wäsche vor dem Regen in Sicherheit bringen, usw. in den letzten Wochen sowie bei meinen KollegInnen bei der Deserteurs- und Flüchtlingsberatung für euer Entgegenkommen, euren Einsatz und die Geduld seit Beginn meiner Schwangerschaft. Ohne eure Unterstützung hätte ich es nicht geschafft, die Masterarbeit fertig zu stellen.

INHALTSVERZEICHNIS

1. EINLEITUNG	1
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET	3
2.1. LAGE	3
2.2. HYDROLOGISCHE ENTWICKLUNG.....	3
2.3. HYDROLOGISCHE SITUATION IN DEN UNTERSUCHUNGSJAHREN.....	7
2.3. BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHTEN GEWÄSSER	9
2.4. ÜBERBLICK ÜBER DAS GEWÄSSERANGEBOT.....	106
3. MATERIAL UND METHODEN.....	108
3.1. DATENBASIS.....	108
3.2. BESTIMMUNGLITERATUR	108
3.3. KARTENGRUNDLAGE	108
3.4. GEWÄSSERBEZEICHNUNG UND HABITATZUORDNUNG.....	108
3.5. FRÜHJAHR- UND SOMMERKARTIERUNG.....	112
3.6. STÄRKEGELEKTROPHORESE	112
3.7. KRITERIEN FÜR DIE BEURTEILUNG ALS FORTPFLANZUNGSGEWÄSSER.....	113
3.8. ZUVERLÄSSIGKEIT DER METHODE	113
3.9. QUANTIFIZIERUNG AUSGEWÄHLTER ARTEN	113
3.10. PARAMETER ZUR CHARAKTERISIERUNG DER LAICHGEWÄSSER.....	114
3.11. SOFTWARE.....	114
3.12. STETIGKEIT	115
3.13. AUEN-HABITAT-INDEX.....	115
3.14. IVLEV-ELECTIVITY-INDEX	117
4. ERGEBNISSE	118
4.1. ARTENINVENTAR	118
4.2. ANZAHL ALLER LAICHGEWÄSSER IM VERGLEICH, HABITATZUORDNUNG.....	119
4.3. DIE SITUATION DER EINZELNEN ARTEN	123
4.3.1. <i>Habitatwahl</i>	123
4.3.2. <i>Anzahl der Laichgewässer im Jahresvergleich, Amphibienverbreitungskarten</i>	124

III

4.3.2.1.	Braunfrösche - <i>Rana dalmatina</i> (Springfrosch), <i>Rana arvalis</i> (Moorfrosch), <i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch).....	124
4.3.2.2.	<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte).....	129
4.3.2.3.	Grünfrösche – <i>Pelophylax ridibundus</i> (Seefrosch), <i>Pelophylax lessonae</i> (Kleiner Wasserfrosch), <i>Pelophylax kl. esculentus</i> (Teichfrosch)	132
4.3.2.4.	<i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch).....	134
4.3.2.5.	<i>Lissotriton vulgaris</i> (Teichmolch).....	136
4.3.2.6.	<i>Pelobates fuscus</i> (Knoblauchkröte).....	138
4.3.2.7.	<i>Triturus dobrogicus</i> (Donaukammolch)	140
4.3.2.8.	<i>Bombina bombina</i> (Rotbauchunke).....	142
4.3.3.	<i>Zusammenfassung der statistischen Auswertung</i>	144
4.4.	STETIGKEIT UND DIVERSITÄT.....	145
4.4.1.	<i>Stetigkeit der Arten</i>	145
4.4.2.	<i>Artenvielfalt in den Laichgewässern</i>	146
4.5.	AMPHIBIEN-HABITAT-INDEX.....	150
5.	DISKUSSION	151
5.1.	ARTENINVENTAR	151
5.2.	DIE GEWÄSSERSITUATION.....	152
5.3.	HABITATTYP H1 ALS LAICHGEWÄSSER.....	155
5.4.	DIE SITUATION DER EINZELNEN ARTEN	158
5.4.1.	<i>Früh- und Explosivlaicher</i>	158
5.4.1.1.	Braunfrösche (<i>Rana dalmatina</i> , <i>Rana arvalis</i> , <i>Rana temporaria</i>)	158
5.4.1.2.	<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte).....	163
5.4.2.	<i>Sommerlaicher</i>	164
5.4.2.1.	Grünfrösche (<i>Pelophylax</i> spp.).....	164
5.4.2.2.	<i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch).....	166
5.4.2.3.	<i>Lissotriton vulgaris</i> (Teichmolch).....	168
5.4.2.4.	<i>Pelobates fuscus</i> (Knoblauchkröte).....	170
5.4.2.5.	<i>Triturus dobrogicus</i> (Donaukammolch)	171
5.4.2.6.	<i>Bombina bombina</i> (Rotbauchunke).....	173
5.5.	ARTENVIELFALT	175
5.6.	AUEN-HABITAT-INDEX.....	177

6. ZUSAMMENFASSUNG	179
6.1. SUMMARY	181
7. LITERATUR.....	183
8. ANHANG	193
8.1. ARTNACHWEIS AN DEN GEWÄSSERN.....	193
8.2. AMPHIBIEN-HABITAT-INDEX.....	198
8.3. DURCHFLUSS	201
8.4. WASSERCHEMISCHE PARAMETER	207
LEBENS LAUF	209

1. Einleitung

Amphibien werden in der Roten Liste der gefährdeten Tiere Österreichs als gefährdet eingestuft (GOLLMANN 2007), wobei 75% der österreichischen Amphibien einen abnehmenden Populationstrend zeigen (IUCN 2009). Die Hauptursache des Rückganges ist der Verlust an Lebensraum (GOLLMANN 2007, TEMPLE & COX 2009).

Nach GOLLMANN 2007 stellen Auen gegenwärtig einen wichtigen Refugialraum für viele Amphibienarten dar. Sie präsentieren sich auch heute noch in vielen Bereichen als naturnahe, stark vernetzte Landschaft, in denen der räumliche Kontakt zwischen den Amphibienpopulationen und ihren jahreszeitlich unterschiedlichen Aktionsräumen, sowie den einzelnen Populationen zueinander noch bestehen (PINTAR 2001a). Durch die Kombination von verschiedenen, für Amphibien günstigen Umweltfaktoren, wie hoher Feuchtigkeit (verstärkt durch Überflutungen), üppiger Krautschicht, genügend Laichplätzen, hoher Primärproduktion und in Folge auch ein reiches Nahrungsangebot, bieten Auegebiete besonders günstige Lebensbedingungen für Amphibien (PINTAR 1984). Die Relevanz von Auegebieten für diese Tiergruppe zeigt sich auch in der Tatsache, dass in den Niederösterreichischen Donauauen mehr als die Hälfte der 20 in Österreich vorkommenden Amphibienarten nachgewiesen werden konnten (u.a. PINTAR 1984, PINTAR *et al.* 1986, WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 1986, PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1987 UND 1989, STEINER *et al.* 1988, PINTAR & STRAKA 1990, BAUMGARTNER *et al.* 1997, PINTAR *et al.* 1997, SPOLWIND & PINTAR 1997, WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 1997, PINTAR & SPOLWIND 1998, BAUMGARTNER 2000, WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000, PINTAR 2001a, b, WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 2001, WARINGER-LÖSCHENKOHL 2007). Auch Studien von BAUMGART (1982, zit. in JOLY & MORAND 1994) in den Tälern des Rhein und von JOLY (1992, zit. in JOLY & MORAND 1994) an der Rhone zeigen in Auen einen hohen Artenreichtum von Amphibien im Vergleich mit anderen Lebensräumen. Unter den Amphibien der Niederösterreichischen Donauauen befinden sich auch die in der „Roten Liste“ als stark gefährdet bzw. gefährdet eingestuften Arten wie *Triturus dobrogicus*, *Pelobates fuscus* und *Bombina bombina* (GOLLMANN 2007, SCHEDL & GOLLMANN 2009).

Da die Donauauen meist an ein landwirtschaftlich, verkehrstechnisch und industriell intensiv genutztes, „amphibienfeindliches“ Hinterland angrenzen, spielen sie eine besonders wichtige Rolle für den Aufbau und Erhalt stabiler Populationen, die aufgrund hoher Reproduktionsraten das Potential räumlicher Expansion besitzen („Sourcepopulationen“). Diese Ausbreitungszentren sind bis dato ein Garant für das Überdauern von Resten einer einst auch außerhalb der Auenlandschaft intakten Herpetofauna (PINTAR 2001a).

Wasserbauliche Maßnahmen wie Regulierungen und Stauhaltungen haben in der Vergangenheit zu starken Beeinträchtigungen von Flüssen und deren Auegebieten geführt (WARD & STANFORD 1987, NACHTNEBEL 1989, HERZIG 2000, SCHIEMER *et al.* 2004). Selbst in unter Schutz gestellten Gebieten sind durch den Verlust der Gewässerdynamik infolge zahlreicher Stauhaltungen die meisten Augewässer langfristig von Verlandung bedroht (GOLLMANN 2007).

Um die ökologische Funktion des Gesamtsystems zu verbessern, wurde die Restaurierung der hydrologischen Konnektivität zwischen Fluss und Auen als wichtigster Schritt erkannt (SCHIEMER *et al.* 2004). Neben der besseren Anbindung an den Hauptstrom werden zur Erhöhung der Dotation im Hinterland im Zuge von Restaurierungen oft auch „Durchstiche“ – die Verbindung von paläopotamalen und plesio-potamalen Gewässern zu einem Gießgang – vorgenommen. Dies kann zum Verlust von vorhandenen Laichhabitaten führen. Im Gegenzug können durch Anhebung des Grundwasserspiegels im Zuge einer Restaurierung bzw. durch stärkere oder häufigere Überflutungen trockene Gräben und Senken wieder mit Wasser gefüllt werden und damit neue Kleingewässer entstehen (BAUMGARTNER 2004).

Begleitende Untersuchungen nach Restaurierungsmaßnahmen geben Auskunft über die Veränderung der Laichplatzsituation von Amphibien. Erkenntnisse aus solchen Untersuchungen können die Planung weiterer Restaurierungsprojekte unterstützen.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Veränderung der Laichplatzsituation von Amphibien in den Donauauen bei Altenwörth nach der Durchführung von Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986. Untersucht wird die Frage, ob sich die Laichplatzsituation in den Donauauen bei Altenwörth nach den Sanierungsmaßnahmen längerfristig verbessert oder verschlechtert hat.

Ausgewertet wird die Veränderung des Gewässerangebotes im Vergleich zu früheren Erhebungen der Jahre 1985 (vor der Sanierung) sowie 1988 und 1989 (nach der Sanierung), welche von Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl und Dr. Sabine Endel durchgeführt wurden. Daten dieser Erhebungen wurden in mehreren Publikationen veröffentlicht (u.a. WARINGER & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1986, WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1989, PINTAR *et al.* 1997, WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000, WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 2001). Erhebungen im Jahr 2004 wurden von der Autorin dieser Arbeit durchgeführt.

Keywords: Amphibien, Restaurierung/Sanierung, Altenwörth, Kraftwerk, Auen-Habitat-Index.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Lage

Untersucht wurde das Augebiet am nördlichen Donauufer westlich von Altenwörth (Niederösterreich). Das Gebiet ist der westliche Teil des Natura 2000 Gebietes „Tullnerfelder Donauauen“. Es liegt ungefähr 50 km nordwestlich von Wien zwischen Stromkilometer 1981 und 1990 (Abb. 1). Hier befindet sich auch die Mündung von Kamp und Mühlkamp.

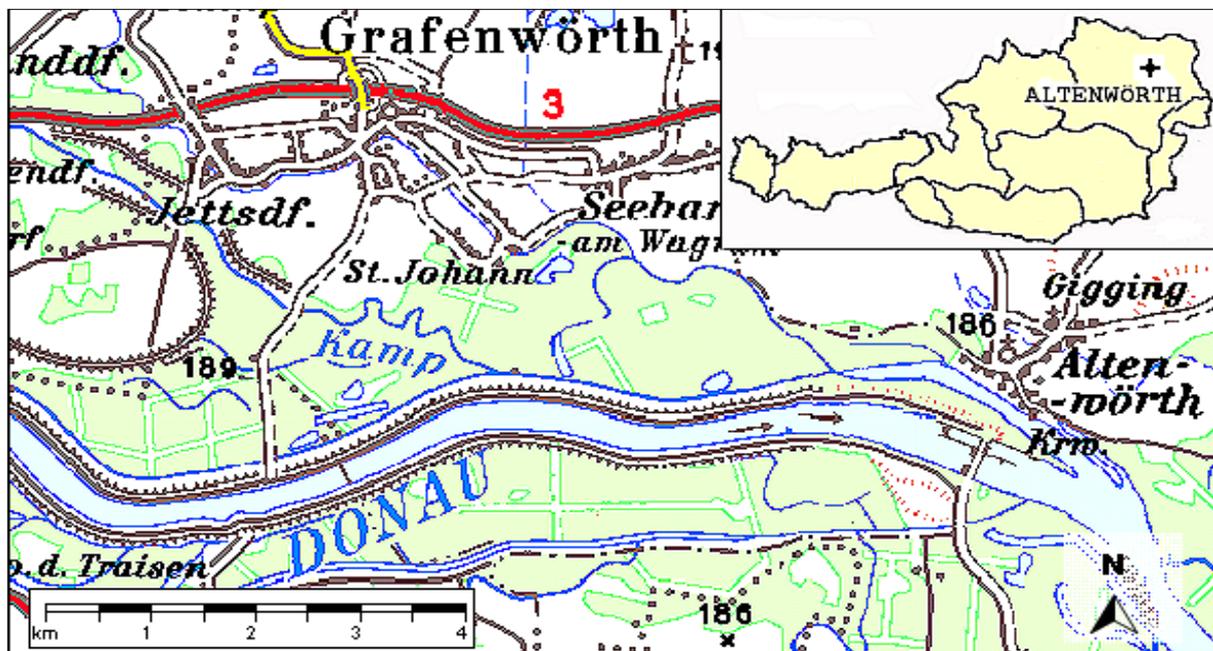


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet umfasst die Auen nördlich der Donau, westlich von Altenwörth. Quelle: Austrian Map/32, ÖK 1:200 000, Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen.

Das Untersuchungsgebiet liegt auf einer Seehöhe von ca. 187 m und umfasste in den Untersuchungsjahren 1985, 1988, 1989 und 2004 eine Fläche von 10,4 km².

Eine Dotation des Gebiets erfolgt durch die Flüsse Donau, Kamp, Krens und Mühlkamp.

2.2. Hydrologische Entwicklung

Durch den Bau des Donau-Wasserkraftwerkes Altenwörth (ca. Stromkilometer 1980,4) in den Jahren 1973 bis 1976 wurde das Augebiet durch Rückstaudämme vom Donaugrundwasser abgetrennt (Abb. 2).

Eine Dotation des nördlichen Auegebietes durch die Donau war danach erst ab einer Wasserführung der Donau von ca. 5.600 m³/s über eine Überströmstrecke unterhalb des Kremser Hafens (ca. Stromkilometer 1995 bis 1998,2) gegeben. Die mittlere Donauwasserführung beträgt 1.886 m³/s (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 2007, Reihe: 1981-2004).

Durch den Bau des Rückstaudammes war der Neubau eines parallel zur Donau führenden Umleitungsgerinnes notwendig. Aufgrund seines großen Abflussquerschnittes wurden Hochwässer rasch aus dem Auegebiet in das Unterwasser des Kraftwerkes geleitet. Die Abtrennung von Donau und Augewässern, sowie das rasche Ableiten von Hochwässern über das Umleitungsgerinne bedingte eine beträchtliche Reduktion der Wasserführung, der Wasserspiegelschwankungen und damit der Fließgeschwindigkeit in den Augräben. Flächenhafte Überflutungen nahmen ab.

Um den Wasserhaushalt der Au zu verbessern, wurden 1985/86 im Rahmen des Sanierungsprojektes „Hinterland Nord“ verschiedene Baumaßnahmen durchgeführt (Abb. 3). Die Absenkung des Überströmdammes unterhalb des Kremser Hafens (Absenkung auf einer Breite von 140 m um 0,7 m) ermöglicht nun eine Dotation der Augewässer ab einer Donauwasserführung von 2.200 m³/s, wobei das Hinterland bei einer Wasserführung der Donau von 3.500 m³/s mit ca. 20 m³/s dotiert wird. Sohl-schwellen im Krems/Kamp-Umleitungsgerinne heben den Wasserspiegel um ca. 1,5 m an und Durchstiche, Rohrdurchlässe sowie Sohleintiefungen von Augräben unterstützen die Wasserversorgung des Hinterlandes.

Durch diese Maßnahmen wurde die Grundwassersituation verbessert und eine vermehrte Dotation des Auegebietes gewährleistet; die alte Dynamik vor dem Kraftwerksbau wird aber nicht erreicht (NACHTNEBEL 1989).

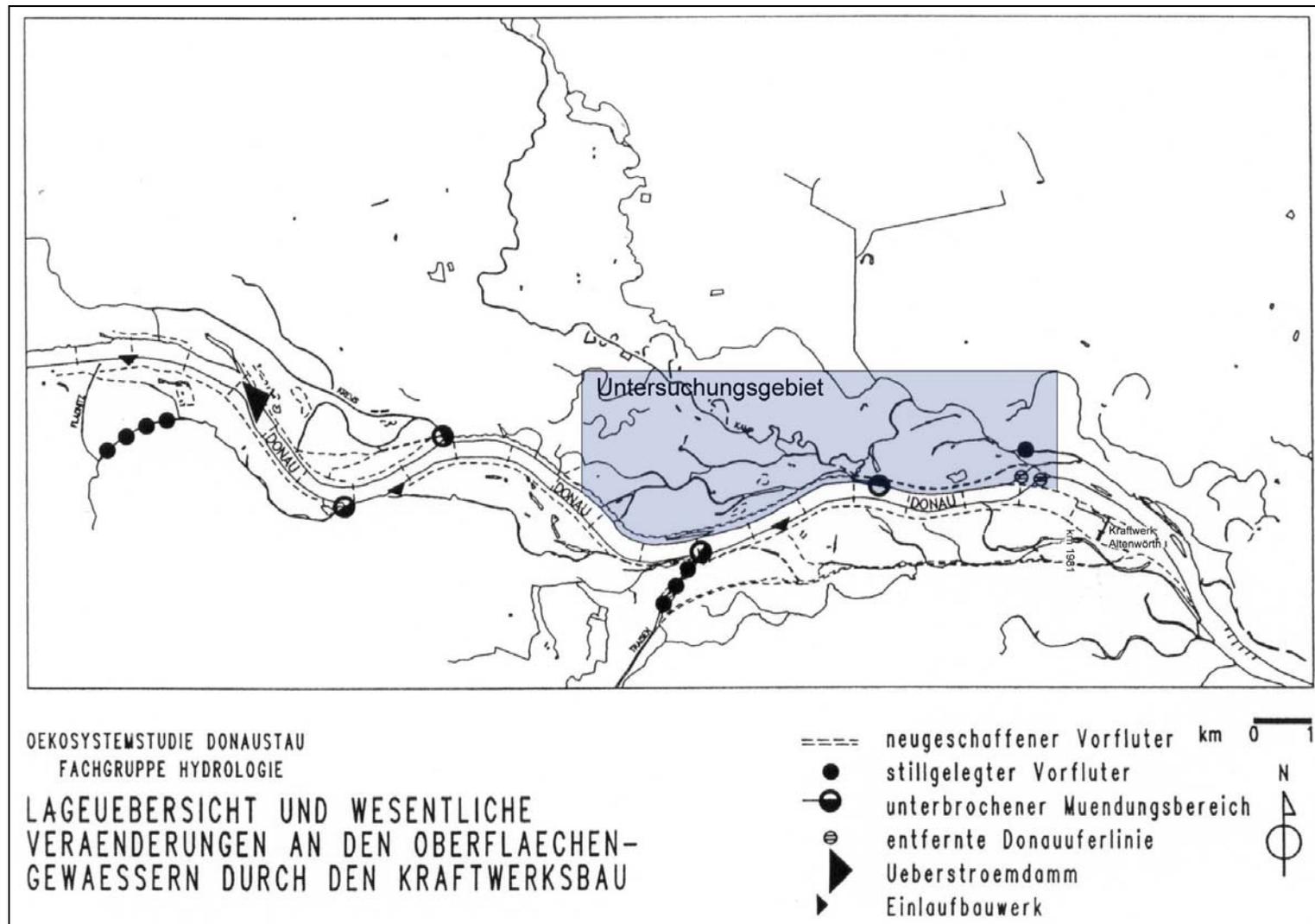
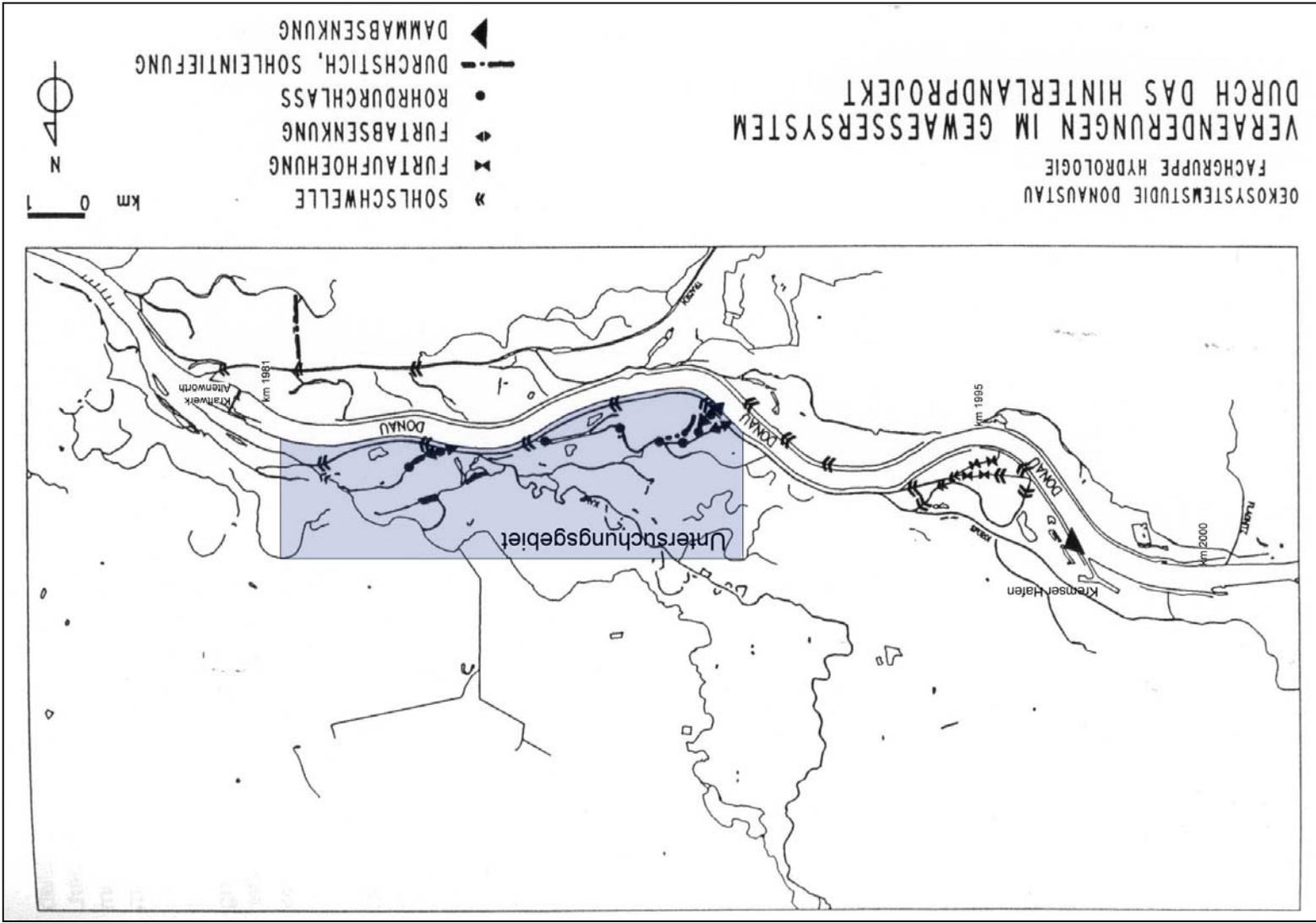


Abb. 2: Lageübersicht und wesentliche Veränderungen an den Oberflächengewässern durch den Kraftwerksbau, nach NACHTNEBEL 1989, verändert. km = Stromkilometer

Abb. 3: Veränderungen im Gewässersystem durch das Hinterlandprojekt, nach NACHTNEBEL 1989, verändert. km = Stromkilometer



2.3. Hydrologische Situation in den Untersuchungsjahren

2.3.1. Donau

Vor der Absenkung des Dammes beim Kremser Hafen im Rahmen des Hinterlandprojektes Nord wurde das Gebiet von der Donau her erst bei einer Wasserführung ab $5.600 \text{ m}^3/\text{s}$ dotiert (NACHTNEBEL 1989). Im Jahr 1985 wurde diese Marke an der Messstation Kienstock an nur drei Tagen überschritten (Tab. 1, Abb. 68) (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1991).

Nach Durchführung der Baumaßnahmen im Rahmen des Hinterlandprojektes Nord war eine Dotation ab einer Donau-Wasserführung von $2.200 \text{ m}^3/\text{s}$ gegeben (NACHTNEBEL 1989). Eine Dotation des Untersuchungsgebietes durch die Donau erfolgte im Jahr 1988 an 140 Tagen, im Jahr 1989 an 62 Tagen und im Jahr 2004 an 58 Tagen. Eine detaillierte Aufstellung ist in Tab. 1 dargestellt (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1993a, b, AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG 2007).

Tab. 1: Dotation des Auegebietes über den Damm unterhalb des Kremser Hafens und mittlerer Durchfluss in den einzelnen Jahren. Der mittlere Jahresdurchfluss an der Station Kienstock beträgt $1.886 \text{ m}^3/\text{s}$ (Reihe: 1981-2004). d = Tage, MQ = der mittlere Jahresdurchfluss im jeweiligen Jahr.

Jahr	Dotation bei [m^3/s]	Dotation im Winterhalbjahr ¹ [d]	Dotation im Sommerhalbjahr ² [d]	Dotation im Gesamtjahr [d]	MQ [m^3/s]
1985	≥ 5.600	0	3	3	1.713
1988	≥ 2.200	30	110	140	2.155
1989	≥ 2.200	14	48	62	1.787
2004	≥ 2.200	14	44	58	1.656

Der mittlere Jahresdurchfluss (Reihe: 1981-2004) an der Station Kienstock betrug $1.886 \text{ m}^3/\text{s}$ (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 2007). Im Jahr 1985 betrug der mittlere Jahresdurchfluss $1.713 \text{ m}^3/\text{s}$. Der durchschnittliche Durchfluss im Jahr 1988 war mit $2.155 \text{ m}^3/\text{s}$ höher als in den Jahren 1989 mit $1.787 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $1.656 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahr 2004 (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1991, 1993a,b; AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG 2007).

¹ Astronomischer Frühling/Sommer: 20. März bis 22. Sept. 1988, 20. März bis 22. Sept. 1989, 20. März bis 21. Sept. 2004.

² Astronomischer Herbst/Winter: 1. Jan bis 19. März und 23. Sept. bis 31. Dez. 1988, 1. Jan bis 19. März und 23. Sept. bis 31. Dez. 1989, 1. Jan. bis 19. März und 22. Sept. bis 31. Dez. 2004

2.3.2. Kamp

Der mittlere Jahresdurchfluss (Reihe: 1983-2004) an der Station Stiefern betrug $8,53 \text{ m}^3/\text{s}$ (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 2007, Tab. 2). Im Jahr 1985 war der mittlere Jahresdurchfluss mit $9,21 \text{ m}^3/\text{s}$ am höchsten, gefolgt von 2004 mit $9,16 \text{ m}^3/\text{s}$ (siehe Anhang Abb. 72-75, Tab. 146). Der durchschnittliche Durchfluss im Jahr 1988 betrug $8,81 \text{ m}^3/\text{s}$, das Jahr 1989 war mit $7,83 \text{ m}^3/\text{s}$ ein verhältnismäßig trockenes Jahr. (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1991; 1993a, b; AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG 2007).

Tab. 2: Der mittlere Durchfluss (MQ) in den einzelnen Untersuchungsjahren.

Datum	MQ _{Kamp} [m^3/s]
1985	9,21
1988	8,81
1989	7,83
2004	9,16

2.3.3. Mühlkamp

Der Mühlkamp zweigt bei Kammern als teilweise künstlich angelegtes Nebengerinne vom Kamp ab und mündet ca. 21 km flussabwärts wieder in den Hauptfluss. Der Durchfluss wird durch das Kammerner Wehr geregelt und liegt bei $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (<http://www.ktv-gars.at/kajak/kamp.htm#XI>).

2.3.4. Krems

Der mittlere Jahresdurchfluss (Reihe: 1951-2004) an der Station Imbach betrug $1,88 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Station ist durch einen Kraftwerksbetrieb beeinflusst (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 2007) und der Durchfluss damit relativ ausgeglichen. Große Schwankungen traten v.a. bei Hochwasserereignissen auf (siehe Anhang Abb. 76-79, Tab. 146). Der mittlere Jahresdurchfluss war in den Jahren 1985 und 2004 mit $1,85 \text{ m}^3/\text{s}$ nur etwas höher als in den Jahren 1988 und 1989 mit $1,75$ bzw. $1,76 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tab. 3).

Tab. 3: Der mittlere Durchfluss (MQ) in den einzelnen Untersuchungsjahren

Datum	MQ _{Krems} [m^3/s]
1985	1,85
1988	1,75
1989	1,76
2004	1,85

2.3. Beschreibung der untersuchten Gewässer

Zur Erhebung der Amphibienfauna in den Donauauen bei Altenwörth wurden 24 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte im Jahr 1985, 34 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte im Jahr 1988, 24 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte im Jahr 1989 und 50 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte im Jahr 2004 untersucht.

Die Lage der beprobten Gewässer, deren Bezeichnung und die Gewässersituation in den jeweiligen Jahren zeigen Abb. 4 - Abb. 6. Eine Übersicht über die Veränderung der Gewässer über die Jahre findet sich am Ende des Kapitels in Tab. 103. Wasserchemische Parameter für das Jahr 2004 sind im Anhang (Tab. 147) aufgelistet.

Die Beschreibung der Gewässer basiert für 1985 auf den Originaldatenblättern von Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl und der Publikation von WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1989); für 1988 und 1989 auf den Originaldatenblättern von Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl und Dr. Sabine Endel sowie der Publikation von WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) und für 2004 auf den Datenblättern der Autorin. Wenn nicht anders angegeben, bezieht sich die Beschreibung der Gewässer auf die Sommersituation.

Die Fotos der Gewässer stammen, wenn nicht anders angegeben, von der Autorin.

Die in den folgenden Tabellen angeführte Bezeichnung „k.D“ steht für „keine Daten“. Hier ist nicht bekannt, ob das Gewässer im jeweiligen Jahr überhaupt existiert hat. Im Unterschied dazu gibt „n.u.“ für „nicht untersucht“ an, dass ein vorhandenes Gewässer nicht auf Amphibien untersucht wurde.

Die Reihenfolge der Arten in den Tabellen erfolgt nach absteigender Abundanz im Untersuchungsgebiet.

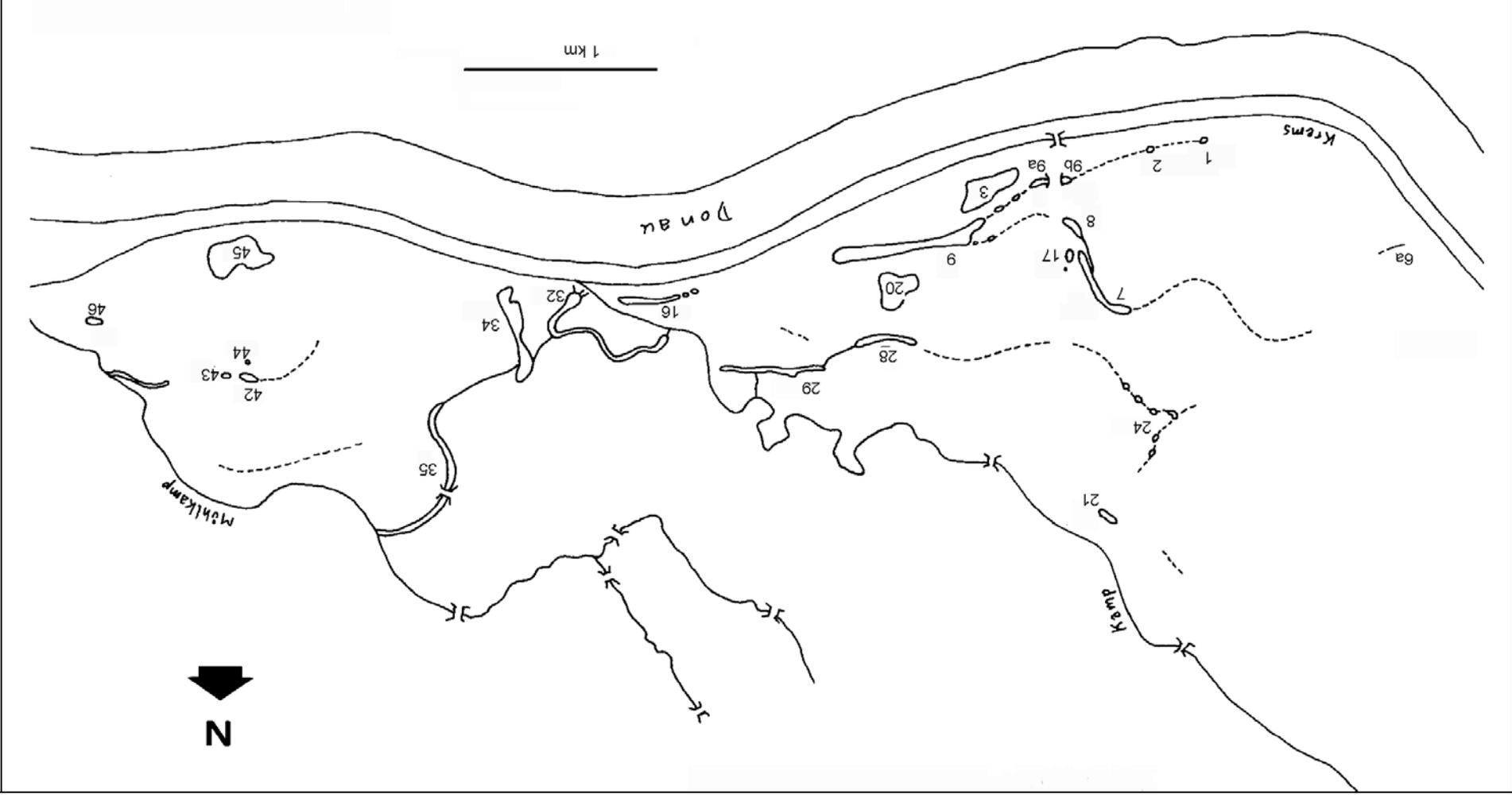


Abb. 4: Übersicht über die Gewässersituation bei Altenwörth in den Donauauen bei Mittelwasser (Nummerierung). Fossile Altäre sind strichliert eingetragten. Nach WARINGER-LÖSCHENKOHLE (2000), verändert.

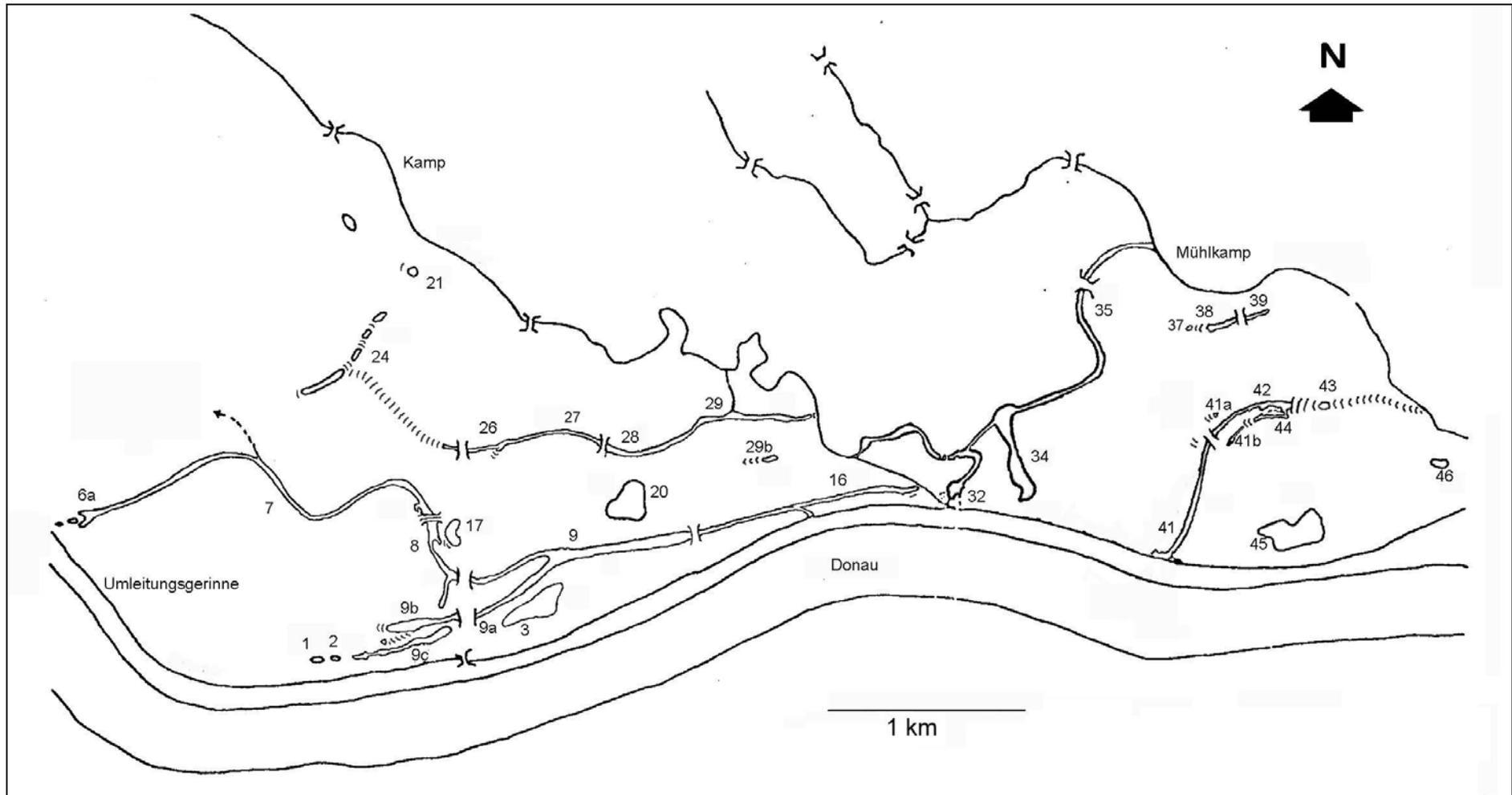


Abb. 5: Übersicht über die Gewässersituation in den Donauauen bei Altenwörth im Jahr 1988 (nach Durchführung des „Hinterlandprojekts Nord“), sowie die Lage der untersuchten Gewässer (Nummerierung). Strichlierte Bereiche sind bei Hochwasser überflutet. Nach WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000), verändert.

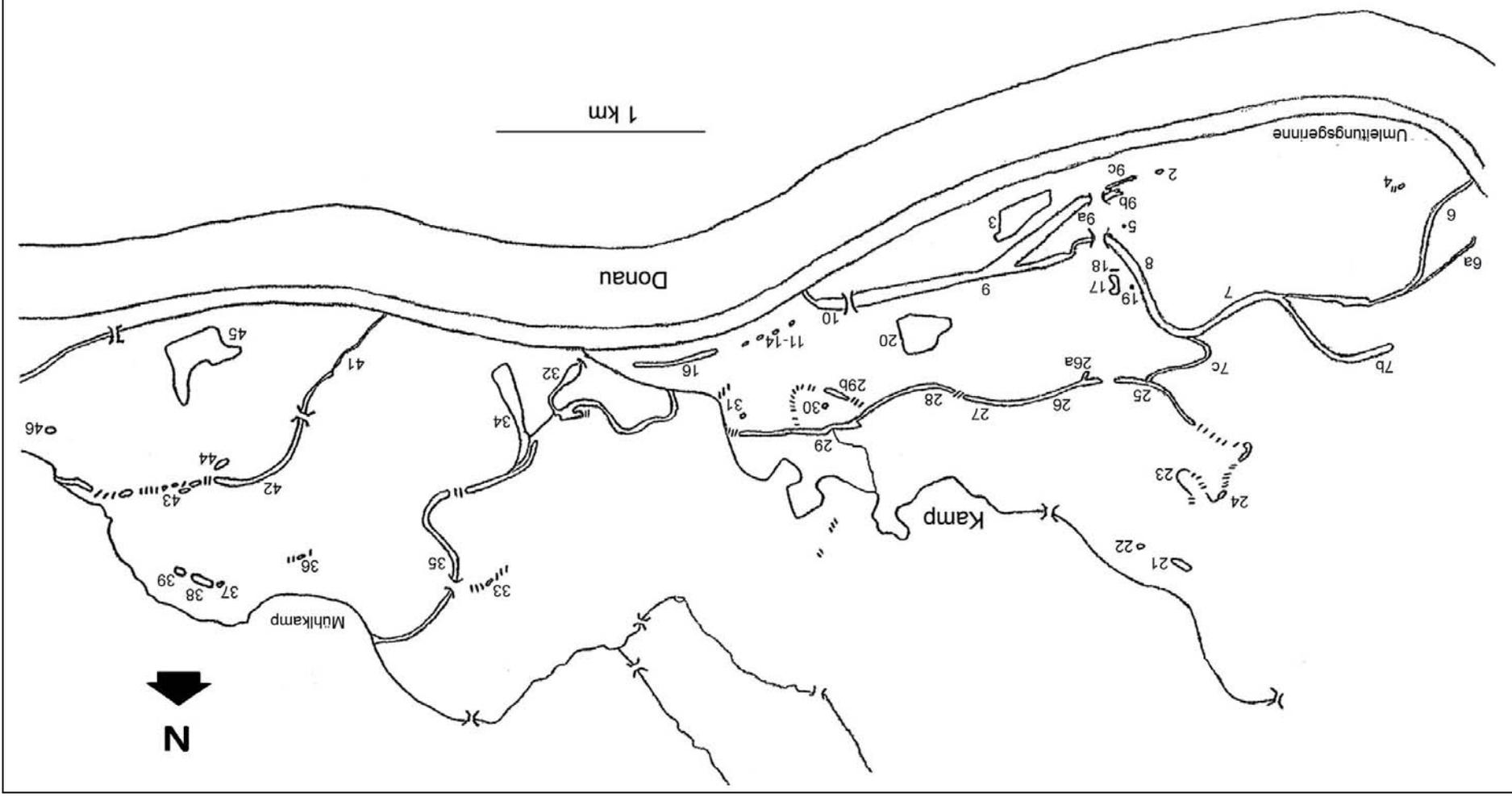


Abb. 6: Übersicht über die Gewässersituation bei Altenwörth im Jahr 2004, sowie die Lage der untersuchten Gewässer (Nummerierung). Strichlierte Bereiche sind bei Hochwasser überflutet.

Gewässer 1

Lage: im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Kalbsaumlacke (Gewässer 8) und dem Umleitungsgerinne

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'33'' E 15°45'10''

Untersuchungsjahre: 1985 und 1988

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 1 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, k.D. = keine Daten verfügbar.

Gewässer 1	1985	1988	1989	2004
Habitattyp	H5	H5	k.D.	trocken
Uferbesonnung	-	-		
Stillwasserzonen	?	+		
Flachufer	?	+		
Röhricht	?	-		
submerse Vegetation	?	-		
Schwimmbblatt-Vegetation	+	+		
Fische	?	-		

Der im Jahr 1985 stark beschattete, austrocknende Tümpel war mit *Lemna* sp. bedeckt. Im Jahr 1988 wurde er bei Hochwasser durchströmt, trocknete aber im Laufe des Jahres wieder aus. Die Ufer des mit *Lemna* sp. und *Spirodela* sp. bewachsenen Tümpels lagen im Schatten. Fische wurden keine beobachtet. Im Jahr 2004 war der Standort trocken. Im Gewässer 1 konnten im Jahr 1985 nur adulte Individuen, im Jahr 1988 eine Grünfrosch-Larve festgestellt werden (Tab. 5).

Tab. 5: Im Gewässer 1 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
Grünfrosch-Artenkreis	A	L	-	-
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	A	-	-	-

Gewässer 2

Lage: im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Kalblsaumlacke (Gewässer 8) und dem Umleitungsgerinne

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'35'' E 15°45'30''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 6 dargestellt.

Tab. 6: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 2 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, k.D. = keine Daten verfügbar.

Gewässer 2	1985	1988	1989	2004
Habitat	H5	H5	k.D	H5
Uferbesonnung	-	-		-
Stillwasserzonen	?	+		+
Flachufer	?	+		-
Röhricht	+	-		-
submerse Vegetation	-	-		-
Schwimmbblatt-Vegetation	+	+		+
Fische	?	-		-

Im Jahr 1985 bedeckte den stark beschatteten Tümpel *Lemna* sp., an den Ufern wuchs *Phalaris* sp., im Wasser konnten Anisoptera-Larven beobachtet werden. Das Gewässer wurde 1988 bei Hochwasser durchströmt, trocknete aber im Laufe des Jahres wieder aus. Die Ufer des mit *Spirodela* sp. bedeckten Tümpels waren beschattet. Auch 2004 war der im Auwald liegende Tümpel beschattet und seine Längsufer waren sehr steil (Graben). Auf dem schlammigen Gewässergrund lag Falllaub und das Wasser hatte eine bräunliche Farbe. *Lemna* sp. bedeckte die Wasseroberfläche. Über und im Wasser lag Totholz. Fische konnten in keinem der Untersuchungsjahre beobachtet werden. Im Gewässer 2 wurden nur im Jahr 1988 Braunfroschlarven nachgewiesen (Tab. 7).

Tab. 7: Im Gewässer 2 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	-	-
Grünfrosch-Artenkreis	A	A	-	A

Gewässer 3

Abb. 7: Gewässer 3. Foto links: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: Juni 2004

Lage: im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Kamp und Umleitungsgerinne neben dem Gewässerabschnitt 9a

Koordinaten (GPS): N 48°22'30'' E 15°46'09''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004.

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 8 dargestellt.

Tab. 8: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 3 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 3	1985	1988	1989	2004
Habitat	H3	H3	H3	H3
Uferbesonnung	?	+	+	+
Stillwasserzonen	+	+	?	+
Flachufer	?	-	-	-
Röhricht	?	+	?	+
submerse Vegetation	?	-	-	-
Schwimblatt-Vegetation	?	-	-	+
Fische	?	+	+	+

Die großteils steilen Ufer der als Fischteich genutzten Schottergrube lagen in allen Jahren durch den bis an die Ufer wachsenden Auwald überwiegend im Schatten. Im Jahr 1985 befand sich am nordöstlichen Bereich eine ein bis zwei Meter breite Uferbank. Auch 2004 fand sich im Nordosten des Gewässers ein dicht mit Rohrglanzgras bewachsener Flachwasserbereich mit anschließender Bucht. Im Uferbereich, nahe einer Lichtung auf der Südseite, wuchs *Nuphar* sp. Der aus Schotter

bestehende Gewässergrund war 2004 teilweise von Schlamm bedeckt. Im Gewässer 3 konnten im Jahr 2004 Braunfroschlarven nachgewiesen werden (Tab. 9).

Tab. 9: Im Gewässer 3 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
Grünfrosch-Artenkreis	A	-	A	A

Gewässer 4

Abb. 8: Gewässer 4, Foto: Juni 2004

Lage: im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Kalblsaumlacke (Gewässer 7) und dem Umleitungsgerinne

Koordinaten (GPS): N 48°22'35'' E 15°44'38''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 10 dargestellt.

Tab. 10: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 4 von 1985-2004. + = ja, - = nein, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 4	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	k.D.	k.D.	H5
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				+
Fische				-

Der Grundwassertümpel befindet sich in einem großteils beschatteten Graben. Auf einer Seite des Grabens reichte der Auwald bis an die Wasserfläche, auf der anderen Seite befand sich eine noch sehr lichte Auwald-Aufforstung, die eine Besonnung des Gewässers zuließ. Im Untersuchungszeitraum wuchsen auf dem schlammigen Grund Röhricht und *Iris pseudacorus*. Die Wasseroberfläche war von *Lemna* sp.

bedeckt. Als Amphibienräuber waren *Notonecta* sp. sowie Larven von *Dytiscus marginalis* und Anisoptera vorhanden. Im Gewässer 4 konnten im Jahr 2004 Larven von Braunfröschen, Laubfröschen und Teichmolch nachgewiesen werden (Tab. 11).

Tab. 11: Im Gewässer 4 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	-	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	-	-	L

Gewässer 5



Abb. 9: Gewässer 5, Foto: April 2004

Lage: im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Kalbsaumlacke (Gewässer 7) und dem Umleitungsgerinne nahe der Rollfährstraße (Verbindungsstraße von Grafenwörth zur Donau).

Koordinaten (GPS): N 48°22'42'' E 15°45'49''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 12 dargestellt.

Tab. 12: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 5 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 5	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				-
Röhricht				-
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				+
Fische				-

Der Grundwassertümpel liegt direkt neben einem Forstweg im Auwald. Seine steilen Ufer waren größtenteils beschattet und der Gewässergrund schlammig. Die Wasseroberfläche zeigte sich im Juni flächendeckend mit *Lemna* sp. bedeckt. Im Jahr 2004 konnten Larven von *Rana dalmatina* nachgewiesen werden (Tab. 13).

Tab. 13: Im Gewässer 5 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
Grünfrösche	-	-	-	A
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	-	-	-	A

Gewässer 6 bis 10

Lage: im Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne.

Die Gewässer 6, 7, 8, 9 und 10 wurden im Jahr 1986 im Rahmen des „Hinterlandprojektes Nord“ miteinander verbunden. Durch Rohrdurchlässe erfolgt die Dotation dieses Gießganges nunmehr bereits bei Mittelwasser (NACHTNEBEL 1989).

Gewässerabschnitt 6



Abb. 10: Gewässer 6, Foto: April 2004

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'40'' E 15°44'32''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 14 dargestellt.

Tab. 14: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 6 von 1985-2004. + = ja, - = nein, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 6	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	n.u.	n.u.	H1
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				-
Flachufer				-
Röhricht				-
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				+

Der im Untersuchungsjahr 1985 trockene Graben wurde im Zuge der Revitalisierungsmaßnahmen Teil des Gießganges und ist bei Mittelwasser über Rohrdurchlässe direkt mit dem Umleitungsgerinne verbunden. 2004 war der Charakter des Gewässers kanalartig mit steilen, großteils beschatteten Ufern. Stillwasserzonen und Vegetation gab es keine. Durch die Anbindung an das Umleitungsgerinne konnten Fische einwandern. Im Jahr 2004 konnten im Gewässer nur adulte Moorfrösche festgestellt werden (Tab. 15).

Tab. 15: Im Gewässer 6 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	A

Gewässerabschnitt 6a

Abb. 11: Gewässer 6a, Foto Juli 2004

Lage: Das Gewässer ist, nach Durchführung des „Hinterlandprojektes Nord“, ein Seitenarm des Gewässerabschnittes 6 (Gießgang).

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'49'' E 15°44'29''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 16 dargestellt.

Tab. 16: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 6a von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 6a	1985	1988	1989	2004
Habitat	H5	H2	k.D.	H2
Uferbesonnung	-	+		+
Stillwasserzonen	+	+		+
Flachufer	?	+		+
Röhricht	?	+		+
submerse Vegetation	?	-		+
Schwimmbblatt-Vegetation	+	-		-
Fische	?	+		+

Im Jahr 1985 war das im Auwald liegende, beschattete Gewässer ein mit *Lemna* sp. bedeckter Tümpel. Auch 1988 lagen die flachen Ufer von bis an die Ufer tretendem Auwald großteils im Schatten. Auf schlammigem Gewässergrund wuchs *Phalaris* sp., stellenweise waren Faulschlamm und Totholz vorhanden.

Im Untersuchungsjahr 2004 war das Gewässer bei Mittelwasser mit dem Gießgang (Gewässerabschnitt 6) verbunden. Bei Niedrigwasser trocknete diese Verbindung aus. Die steilen Ufer des Grabens beschattete überhängende Auwaldvegetation. Nur am gegabelten Ende befanden sich flachere Ufer. Da der Auwald hier auf einer Seite des Grabens geschlägert worden ist, wurden die Ufer teilweise besonnt. Der Gewässergrund war schlammig, von Falllaub bedeckt und wies teilweise Faulschlamm auf. Im besonnten Bereich wuchs am Ufer spärlich *Phalaris* sp., im Wasser *Elodea canadensis*. Durch die Verbindung zum Gießgang konnten ab 1986 Fische einwandern.

Im Gewässer 6a konnten nur 1988 und 2004 Laich bzw. Larven von Braunfröschen festgestellt werden (Tab. 17).

Tab. 17: Im Gewässer 6a nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	A	-	-	A
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	-	-
Grünfrosch-Artenkreis	A	A	-	A

Gewässerabschnitt 7

Abb. 12: Gewässer 7, Foto: Juni 2004

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'00'' E 15°45'17''

Untersuchungsjahr: 1985, 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 18 dargestellt.

Tab. 18: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 7 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 7	1985	1988	1989	2004
Habitat	H3	n.u.	n.u.	H1
Uferbesonnung	?			+
Stillwasserzonen	?			+
Flachufer	?			+
Röhricht	+			+
submerse Vegetation	?			+
Schwimblatt-Vegetation	?			-
Fische	?			+

1985 wies der plesiopotamale Altarm in den Uferbereichen große Röhrichtbestände auf. Ab 1986 war das Gewässer Bestandteil des Gießganges. Im Untersuchungsjahr 2004 konnten in einem besonnten Stillwasserbereich mit Buchten und Inseln *Ceratophyllum* sp., *Elodea* sp., *Iris pseudacorus* sowie *Phalaris* sp. festgestellt werden. Auch an anderen, weniger beschatteten und teilweise überfluteten Stellen des Altarmes wuchs vereinzelt *Phalaris* sp. Die Ufer wechselten zwischen flachen und steilen Bereichen. Der Auwald trat größtenteils bis an den Gewässerrand heran.

Durch die Verbindung mit dem Umleitungsgerinne konnten Fische in den Altarm einwandern. Im Stillwasserbereich wurden weiters Anisoptera-Larven gefunden.

Im Gewässer konnten Laich bzw. Larven von Braunfröschen, Erdkröte und – im Jahr 2004 – auch von Grünfröschen nachgewiesen werden (Tab. 19).

Tab. 19: Im Gewässer 7 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	L	-	-	A
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	-	-	L
Grünfrösche	-	-	-	L

Gewässerabschnitt 7b

Abb. 13: Gewässer 7b, Foto: Juni 2004

Lage: Seitenarm des Gewässers 7

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'01'' E 15°45'08''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 20 dargestellt.

Tab. 20: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 7b von 1985-2004. + = ja, - = nein, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 7b	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	k.D.	k.D.	H2
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				+
Schwimtblatt-Vegetation				+
Fische				+

Der im Jahr 1985 trockene Graben war 2004 bei Mittelwasser an den Gewässerabschnitt 7 angebunden. Die Ufer wechselten zwischen steilen und flachen Bereichen und wurden von einem Schilfgürtel begleitet, welcher immer wieder vom bis an den Gewässerrand reichenden Auwald unterbrochen war. In Überschwemmungsbereichen bildeten sich stellenweise kleine, verschilfte Tümpel. Vor allem die Nordufer

waren im östlichen Abschnitt des Altarmes besonnt. Gegen Westen wurde das Gewässer schmaler, die Ufer waren hier durch den Auwald beschattet. Sub- und emerse Makrophyten gab es reichlich. Auf dem schlammigen Gewässergrund wuchsen unter anderem *Nuphar* sp.; *Potamogeton* sp. und *Hippuris vulgaris*. Im Wasser lag Totholz, Fische wurden beobachtet.

Im Jahr 2004 konnten im Gewässer 7b Laich bzw. Larven von *Rana dalmatina* und *Bufo bufo* nachgewiesen werden (Tab. 21).

Tab. 21: Im Gewässer 7b nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grünfrösche	-	-	-	A

Gewässerabschnitt 7c

Abb. 14: Gewässer 7c, Foto: April 2004

Lage: Seitenarm des Gewässers 7

Koordinaten (GPS): N 48°23'03'' E 15°45'41''

Untersuchungsjahr: 2004

Das Gewässer entstand im Zuge der Revitalisierungsmaßnahmen im Jahr 1986.

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 22 dargestellt.

Tab. 22: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 7c von 1985-2004. + = ja, - = nein, k.D. = keine Daten verfügbar, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 7c	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	n.u.	k.D.	H2
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				+

Bei Hochwasser verband der Seitenarm die Gewässerabschnitte 7 und 25 miteinander (siehe auch Gewässer 25). Bei durchwegs steilen Ufern gab es nur am südlichen und nördlichen Altarmende flachere Uferbereiche. Durch den umliegenden Auwald wurde das Gewässer beschattet. Nur vereinzelt war Röhricht anzutreffen. Am

Nordende des Altarmes wuchs auf schlammigem, im Laufe des Jahres trocken fallendem Grund *Iris* sp. Jungfische wurden beobachtet.

Im Jahr 2004 konnten im Gewässer 7c Laich bzw. Larven von *Rana dalmatina* und *Bufo bufo* nachgewiesen werden (Tab. 23).

Tab. 23: Im Gewässer 7c nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grünfrösche	-	-	-	A
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	-	-	-	A

Gewässerabschnitt 8

Abb. 15: Gewässer 8, Foto: Aug. 1988 (A. Waringer)

Koordinaten: (Austrian Map): N 48°22'48'' E 15°45'53''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 24 dargestellt.

Tab. 24: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 8 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 8	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H1	H1	H1
Uferbesonnung	?	-	-	+
Stillwasserzonen	?	-	-	+
Flachufer	?	-	+	+
Röhricht	+	+	?	+
submerse Vegetation	+	?	?	-
Schwimmbblatt-Vegetation	+	+	?	-
Fische	+	+	?	+

Im Jahr 1985 zeigte der palaeopotamale Altarm einen Bewuchs von verschiedenen submersen und emersen Makrophyten, unter anderem *Phragmites* sp., *Ceratophyllum* sp., *Potamogeton* sp., *Myriophyllum spicatum*, *Elodea* sp., *Nuphar* sp. und *Chara* sp. Schilf und Weidenbestände wurden bei höherem Wasserstand überstaut. Es waren sowohl flache als auch steile Ufer vertreten, Fische wurden beobachtet.

Ab 1986 war das Gewässer Teil des Gießganges und wurde in allen folgenden Untersuchungsjahren leicht durchströmt. Der bis an die Ufer reichende Auwald beschattete das Gewässer in allen Folgejahren zum größten Teil. In den Untersuchungsjahren 1988 und 1989 wurden keine Stillwasserzonen verzeichnet. Vereinzelt wuchs *Phalaris* sp. und 1988 konnte auch *Nuphar* sp. festgestellt werden. Die Ufer waren durchwegs steil.

Im Jahr 2004 beschattete der umliegende Auwald die steilen Ufer größtenteils. Nur im nordöstlichen Bereich befand sich eine kleine Bucht, in welcher im besonnten Bereich Röhricht wuchs. Bis ans Ufer tretende Bäume wurden hier bei Hochwasser überstaut, und es bildeten sich beschattete Flachwasserbereiche. Der Gewässergrund war schlammig. Die Verbindung mit dem Umleitungsgerinne ermöglichte es Fischen, ab 1986 in den Altarm einzuwandern.

Im Gewässer 8 konnten vor allem Braunfrösche und Erdkröten nachgewiesen werden (Tab. 25).

Tab. 25: Im Gewässer 8 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	-	(L)	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	A	-
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	A	-	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	-	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	A	L	L
Grümfrosch-Artenkreis	A	A	A	A
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	A	A	-	-

Gewässer 8a

Lage: westlich des Gewässers 8

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'49'' E 15°45'44''

Untersuchungsjahr: 1988

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 26 dargestellt.

Tab. 26: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 8a von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 8a	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	k.D.	trocken
Uferbesonnung		-		
Stillwasserzonen		?		
Flachufer		?		
Röhricht		?		
submerse Vegetation		?		
Schwimblatt-Vegetation		?		
Fische		-		

Das Gewässer ist ein im Wald liegender Tümpel und wurde dem Habitattyp H5 zugeordnet. Im Gewässer 8a konnten nur im Jahr 1988 Larven von *Rana arvalis* nachgewiesen werden (Tab. 27).

Tab. 27: Im Gewässer 8a nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	(L)	-	-
Braunfrosch-Artenkreis		L		
Grünfrosch-Artenkreis	-	A	-	-

Gewässerabschnitt 9

Abb. 16: Gewässer 9, Foto links: Bucht, Juni 1988 (A. Waringer), Foto rechts: Juni 2004

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'54'' E 15°46'29''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 28 dargestellt.

Tab. 28: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 9 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 9	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H1	H1	H1
Uferbesonnung	?	+	+	+
Stillwasserzonen	?	+	?	-
Flachufer	+	+	+	-
Röhricht	+	+	?	-
submerse Vegetation	+	?	?	-
Schwimblatt-Vegetation	+	+	?	+
Fische	+	+	?	+

Wie Gewässerabschnitt 8 war auch der Gewässerabschnitt 9 im Jahr 1985 ein verlandender Altarm. Die Südufer waren zum Teil flach und mit Schilf bewachsen, die Nordufer steil. Im Freiwasser wuchsen unter anderem *Nuphar* sp. und *Myriophyllum spicatum*. Im Gewässer wurde ein Schwarm von Jungfischen beobachtet.

Nach Durchführung des „Hinterlandprojektes Nord“ wurde das Gewässer zu einem Teil des Gießganges.

Im Jahr 1988 wuchs in einer Bucht nahe der Traverse *Iris* sp. Bei niedrigerem Wasserstand (Pegel Stiefen/Kamp am 7.7.1988 war 144 cm) trocknete die Bucht teilweise aus und löste sich in mehrere Tümpel auf. Im gesamten Gewässer waren *Nuphar* sp. und *Spirodela* sp. sowie Röhricht vertreten. Die Flachufer der Tümpel waren besonnt, den Gewässergrund bedeckte feiner Schlamm.

Im Jahr 2004 wies das Gewässer nach dem Rohrdurchlass unter der Rollfährstraße (Westende des Gewässers) eine starke Strömung auf. Der Gewässergrund bestand hier aus Schotter. Später weitete sich der Altarm auf und das Wasser floss sehr träge. *Nuphar* sp. konnten nur sehr vereinzelt, dafür aber große Mengen an Blaualgen, festgestellt werden. Der Gewässergrund war hier schlammig. Der Auwald reichte bis an die steilen Ufer, die je nach Sonnenstand besonnt wurden. Durch die Verbindung mit dem Umleitungserinne konnten ab 1986 Fische in den Altarm einwandern.

Im Gewässer 9 konnten bis 1989 Larven nachgewiesen werden (Tab. 29).

Tab. 29: Im Gewässer 9 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	A	-	-
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	-	(L)	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
Grümfrosch-Artenkreis	L	L	A	A

Gewässerabschnitt 9a

Lage: östlich der Rollfährstraße (Straße zwischen Grafenwörth und der Donau)

Koordinaten (GPS): N 48°23'00'' E 15°47'17''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988 und 2004

Das Gewässer wurde nach Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen zu einem Seitenarm des Gewässerabschnittes 9 (Gießgang).

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 30 dargestellt.

Tab. 30: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 9a von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 9a	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H2	n.u.	H2
Uferbesonnung	?	-		-
Stillwasserzonen	?	-		-
Flachufer	?	-		-
Röhricht	?	-		-
submerse Vegetation	?	-		-
Schwimblatt-Vegetation	?	-		-
Fische	?	+		+

Der 1985 verlandende Altarmrest war nach den Dotationsmaßnahmen an den Gießgang angebunden, wodurch sich der Wasserstand erhöhte. Die steilen Ufer wurden durch überhängende Äste von dem bis an den Gewässerrand tretenden Auwald fast vollständig beschattet. Im Untersuchungsjahr 2004 waren die Ufer stellenweise leicht ausgehöhlt. Im schlammigen Gewässer standen mehrere Baumstümpfe, Fische konnten über den Gießgang einwandern. Im Gewässer 9a konnten vor allem vor den Revitalisierungsmaßnahmen mehrere Arten nachgewiesen werden (Tab. 31).

Tab. 31: Im Gewässer 9a nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	L	-	-	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	-	-	-
Grümfrosch-Artenkreis	L	-	-	-
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	A	-	-	-
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	L	-	-	-
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	A	-	-	-

Gewässerabschnitt 9b

Abb. 17: Gewässer 9b, Foto links: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: April 2004

Lage: westlich der Rollfährstraße, Verlängerung des Altarmes 9a

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'41'' E 15°45'54''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 32 dargestellt.

Tab. 32: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 9b von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 9b	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H2	H2	H2
Uferbesonnung	+	+	+	+
Stillwasserzonen	+	+	+	+
Flachufer	+	+	+	+
Röhricht	+	+	?	+
submerse Vegetation	?	-	?	-
Schwimmbblatt-Vegetation	?	+	?	-
Fische	?	+	+	+

Der Altarmrest war 1985 sonnenexponiert und vor allem von *Phragmites australis* fast flächendeckend bewachsen. Bei Niedrigwasser löste sich das Gewässer in einzelne Lacken mit flachen Ufern auf.

Im Zuge der Dotationsmaßnahmen wurde der Altarm durch Rohrdurchlässe unter der Rollfährstraße mit dem Gewässer 9a und somit auch mit dem Gießgang verbunden. 1988 grenzte die Wasserfläche durch erhöhten Wasserstand nunmehr an den Auwald an. Im westlichen Bereich bildeten sich kleine Tümpel, die - je nach Sonnenstand - besonnten Ufer waren durchwegs steil und spärlich mit *Phragmites australis* bewachsen. Im westlichen Teil befanden sich auch flachere Uferbereiche, wobei im austrocknenden Flachwasserbereich der nordwestlichen Bucht vereinzelt *Phragmites australis* aufkam. *Spirodela* sp. bedeckten Teile der Gewässeroberfläche, an den Ufern wuchs *Carex* sp. Den schlammigen Gewässergrund bedeckte Falllaub, weiters wies er Faulschlammbereiche auf. In seichten Bereichen konnte auf der Wasseroberfläche ein öliger Film beobachtet werden. Fische konnten vom Gießgang her einwandern.

Im Untersuchungsjahr 2004 zeigte sich eine ähnliche Situation. Nur die nordwestliche Bucht war jetzt sehr dicht mit *Phragmites australis* bewachsen, und es wurden größere Mengen an Blaualgen im Gewässer festgestellt. Neben Fischen wurden auch Anisoptera-Larven beobachtet.

Im Gewässerabschnitt 9b konnten in allen Jahren Larven von verschiedenen Arten nachgewiesen werden (Tab. 33).

Tab. 33: Im Gewässer 9b nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	A	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	A	-	-	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	-	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	L	L
Grünfrosch-Artenkreis	-	L	L	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	L	-	-
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	L	-	-
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	L	-	-	-
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	L	-	A	-

Gewässer 9c

Lage: Seitenarm des Gewässers 9b

GPS (Austrian Map): N 48°22'38'' E 15°45'48''

Untersuchungsjahre: 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 34 dargestellt.

Tab. 34: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 9c von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 9c	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H3	H3	H5
Uferbesonnung		+	?	-
Stillwasserzonen		+	?	+
Flachufer		+	?	+
Röhricht		+	?	+
submerse Vegetation		-	?	-
Schwimmbblatt-Vegetation		+	?	-
Fische		+	?	+

Der 1985 trockene Graben wurde nach den Sanierungsmaßnahmen vom Gewässerabschnitt 9b her dotiert. Er ist Bestandteil eines größeren Grabensystems, in welchem auch die Tümpel 1 und 2 liegen. Die Ufer gestalteten sich in allen Untersuchungsjahren in Längsrichtung sehr steil, nur an den jeweiligen Enden liefen sie flach aus.

Im Jahr 1988 war das Nordufer besonnt, die Wasserfläche teilweise von *Spirodela* sp. bedeckt. Am Ufer wuchs *Phalaris* sp., Fische wurden beobachtet.

2004 bestand der Gewässergrund aus Schlamm und Faulschlamm, welcher von Falllaub bedeckt war, nur vereinzelt wuchs Röhricht. Der umliegende Auwald beschattete das Gewässer vollständig. Neben Jungfischen wurden auch Anisoptera-Larven und *Lymnea stagnalis* beobachtet.

Im Gewässer 9c konnten nach den Sanierungsmaßnahmen Larven von verschiedenen Arten nachgewiesen (Tab. 35) werden.

Tab. 35: Im Gewässer 9c nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	L	L	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	-	-
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	L	-	-

Gewässerabschnitt 10

Lage: östliche Verlängerung vom Gewässerabschnitt 9 (nach einer Traverse)

Koordinaten (GPS): N 48°22'54'' E 15°47'00''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 36 dargestellt.

Tab. 36: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 10 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 10	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	n.u.	n.u.	H1
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				+

Der zuerst noch breite Altarm beinhaltete 2004 strömungsberuhigte Buchten mit schlammigem Gewässergrund auf dem *Phalaris* sp. wuchs. Hinter den Buchten fächerte sich das Gewässer auf: Neben einem relativ schmalen, stark fließenden Hauptgerinne gab es kleinere, teilweise stark beruhigte Nebengerinne und kleine Buchten. In den beruhigten, bei niederem Wasserstand austrocknenden Bereichen, wuchs ebenfalls *Phalaris* sp. Am Nordufer schloss der Auwald direkt ans steile Ufer an. Da die Weiden- und Pappelaufforstung auf der Südseite des Altarmes noch relativ kleine Bäume umfasste, waren die Ufer besonnt. Der Gewässergrund war schlammig. Kurz vor der Mündung in das Umleitungsgerinne nahm das Gewässer den Charakter eines Kanals an.

Im Gewässer 10 konnten im Jahr 2004 *Rana dalmatina*-Larven nachgewiesen werden (Tab. 37).

Tab. 37: Im Gewässer 10 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L

Gewässer 11 bis 14

Abb. 18: Gewässer 11 bis 14, Foto links: Blick Richtung Südwest, Foto rechts: einer der Tümpel; beide Fotos: April 2004

Lage: zwischen Kamp und Umleitungsgerinne nahe der Kampmündung

Koordinaten (GPS): N 48°22'57'' E 15°47'07'' bis N 48°22'59'' E 15°47'16''

Untersuchungsjahr: 1989, 2004³

Eine kurze Charakterisierung der Gewässer ist in Tab. 38 dargestellt.

Tab. 38: Übersicht über die Entwicklung der Gewässer 11-14 von 1985-2004. + = ja, - = nein, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 11-14	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	k.D.	H5	H5
Uferbesonnung			-	-
Stillwasserzonen			+	+
Flachufer			-	+
Röhricht			-	+
submerse Vegetation			-	-
Schwimtblatt-Vegetation			-	-
Fische			-	-

Der 1985 trockene Graben wurde in den Jahren 1988 und 1989 überströmt (siehe auch Gewässer 16).

³ Für das Jahr 1988 siehe auch Gewässer 16.

Im Jahr 1989 wurden zwei beschattete Tümpel mit steilen Ufern untersucht. Ihr Gewässergrund war schlammig und von Falllaub bedeckt.

Im Untersuchungsjahr 2004 befanden sich in dem verlandenden Graben mehrere Tümpel. Der gesamte Bereich war stark verschilft. Auf der Nordseite grenzte Auwald an den Tümpelbereich, im Süden befanden sich eine Pappel- und Weidenaufforstung sowie ein Forstweg. Der dichte Röhrichtbestand beschattete die flachen Ufer der schlammigen Tümpel. Im Gewässer wurden *Notonecta* sp. und Larven von Anisoptera gefunden.

In den Gewässern 11-14 konnten im Jahr 2004 mehrere Arten nachgewiesen werden (Tab. 39).

Tab. 39: In den Gewässern 11-14 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	-	L	-
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	-	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	-	-	L

Gewässer 16

Abb. 19: Gewässer 16, Foto links: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: Juni 2004

Lage: zwischen Kamp und Umleitungsgerinne nahe der Kampmündung

Koordinaten (GPS): N 48°23'00'' E 15°47'20''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 40 dargestellt.

Tab. 40: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 16 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 16	1985	1988	1989	2004
Habitat	H3	H2	H2	H3
Uferbesonnung	?	-	-	-
Stillwasserzonen	+	+	+	+
Flachufer	?	+	+	-
Röhricht	-	+	?	+
submerse Vegetation	-	-	?	+
Schwimblatt-Vegetation	-	+	?	-
Fische	?	+	+	?

Der 1985 plesiopotamale Altarm wies in den Uferbereichen einen Bewuchs u.a. von *Myosotis* sp. und *Veronica* sp. auf. Am Westende des Altarmes bildeten sich Tümpel mit *Lemna*-Decken.

In den Jahren 1988 und 1989 wurde das Gewässer vom Gewässerabschnitt 9 her über eine Überlaufstrecke dotiert. Bei niederem Wasserstand trocknete die Überlaufstrecke aus. Es kam zur Bildung von Tümpeln, die 1988 nicht separat untersucht

wurden (siehe Gewässer 11-14). Durch bis an den Wasserrand reichende Vegetation wurden die Ufer großteils beschattet. Das Wasser war trüb, hatte Schlieren und einen üblen Geruch. Auf schlammigem Grund wuchs in austrocknenden Bereichen *Rorippa* sp., *Callitriche* sp. und *Phalaris* sp. Am Ostende des Altarmes bedeckte *Spirodela* sp. die Wasserfläche. Im Altarm wurden Fische gesichtet.

Im Jahr 2004 war der Altarm durch Verlandung der Überlaufstrecke (siehe Gewässer 11 bis 14) wieder isoliert. Die steilen Ufer beschattete überhängende Vegetation (u.a. Traubenkirsche, Hartriegel). Am Süd-Ufer befanden sich ein schmaler Streifen mit Schwarzpappeln und dahinter ein Feld. Auf dem schlammigen Gewässergrund wuchs am Westende des Altarmes *Iris pseudacorus*, *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum*. In einem kleinen Seitenarm am Ostende wuchs *Phalaris* sp. Als Räuber von Amphibienlarven wurden *Notonecta* sp. und *Dytiscus marginalis* festgestellt. Fische wurden keine beobachtet. In den Bäumen neben dem Gewässer befand sich eine Reiherkolonie.

Im Gewässer 16 konnten in allen Jahren Larven nachgewiesen werden (Tab. 41).

Tab. 41: Im Gewässer 16 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	A	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	(L)	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	A	A	(L)	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	L	-	A
Grümfrosch-Artenkreis	-	A	-	A

Gewässer 17

Abb. 20: Gewässer 17, Foto links: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: Juli 2004

Lage: zwischen Kamp und Umleitungsgerinne nahe dem Gewässerabschnitt 8
 Koordinaten (GPS): N 48°22'51'' E 15°45'50''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 42 dargestellt.

Tab. 42: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 17 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 17	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H3	H3	H3
Uferbesonnung	+	+	+	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	+	+	+	+
Röhricht	+	-	-	+
submerse Vegetation	+	+	?	+
Schwimmbblatt-Vegetation	?	+	?	+
Fische	-	+	+	+

1985 bestand das im Wald liegende Gewässer aus einem kleinen, verkrauteten Weiher und einem verschliffen Tümpel. Fische wurden keine beobachtet.

Ab 1988 war der Wasserspiegel stark angehoben, am Ufer stehende Weiden waren teilweise überstaut. Durch den erhöhten Wasserstand starben große Teile der Makrophyten ab. Bei Hochwasser wurde das Gewässer vom Gießgang (Gewässerabschnitt 8) her leicht dotiert. Es wies sowohl flache als auch steile Ufer auf, welche teilweise in der

Sonne und im Halbschatten lagen. Stillwasserzonen konnten verzeichnet werden. Auf dem schotterigen Gewässergrund wuchsen im Uferbereich unter anderem *Elodea nuttallii*, *Utricularia* sp., *Myriophyllum* sp. und *Lemna trisulca*. Fische konnten beobachtet werden.

Auch im Untersuchungsjahr 2004 wurde das Gewässer bei Hochwasser vom Gießgang her leicht dotiert. Die Wasserfläche bestand aus einem größeren besonnten Bereich mit steilen Nord- und Westufern und einem kleineren im Wald liegenden, beschatteten Teil mit bei Hochwasser überstauten Bäumen. Bei höherem Wasserstand bildeten sich im besonnten Bereich am Südufer verkrautete Flachwasserbereiche. In den Uferbereichen wuchs auf schlammigem Untergrund u.a. *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus*, *Nuphar* sp. und *Sagittaria* sp. sowie wenig Röhricht. Da das Gewässer als Fischteich genutzt wurde, wurden im Gewässer wachsende Makrophyten von den Fischern aktiv entfernt. Das eigentlich dem Habitattyp H4 entsprechende Gewässer wurde damit anthropogen bedingt zu H3. Weitere im Gewässer beobachtete Amphibienräuber waren Anisoptera-Larven, *Notonecta* sp. und *Ilyocoris cimicoides*. Auf einer Uferbank auf der Ostseite, die bei höherem Wasserstand zur Insel wurde, nisteten Schwäne.

Die im Gewässer nachgewiesenen Arten sind in Tab. 43 aufgelistet.

Tab. 43: Im Gewässer 17 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	A	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	L	A	A	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	(L)	-	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	L	L	L
Grünfrosch-Artenkreis	L	L	A	L
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	L	-	-	-
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	L	-	-	-
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	A	-	-	-
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	A	-	-	-

Gewässer 18

Abb. 21: Gewässer 18, Foto: Juni 2004

Lage: zwischen Kamp und Umleitungsgerinne südlich vom Gewässer 17

Koordinaten (GPS): N 48°22'49'' E 15°45'49''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 44 dargestellt.

Tab. 44: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 18 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 18	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				-
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

Die flachen Ufer des Tümpels wurden durch den umliegenden Auwald vollständig beschattet, umliegende Bäume waren bei Hochwasser überstaut. Der schlammige, von Falllaub bedeckte Gewässergrund war vegetationslos, im Wasser lag Totholz. Im Jahr 2004 wurde Laich von *Rana dalmatina* nachgewiesen (Tab. 45). Der Tümpel trocknete allerdings vor der Metamorphose aus. Larven konnten keine beobachtet werden.

Tab. 45: Im Gewässer 18 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L

Gewässer 19

Abb. 22: Gewässer 19, Foto: April 2004

Lage: zwischen Kamp und Umleitungsgerinne westlich vom Gewässer 17

Koordinaten (Austrian Map): N 48°22'52'' E 15°45'46''

Untersuchungsjahr: 2004

Das Gewässer liegt zwischen dem Gewässerabschnitt 8 (Gießgang) und dem Gewässer 17 (Weiher). Bei Hochwasser strömte Wasser vom Gießgang über das Gewässer 19 und mündete in das Gewässer 17.

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 46 dargestellt.

Tab. 46: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 19 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 19	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H3
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				-
Schwimtblatt-Vegetation				-
Fische				-

Die flachen Ufer lagen im Schatten des umliegenden Auwaldes. Der Gewässergrund war schlammig und von Falllaub bedeckt, auf flachen Stellen wuchs *Iris pseudacorus*.

Im Jahr 2004 konnte Laich von *Rana dalmatina* nachgewiesen werden (Tab. 47).

Tab. 47: Im Gewässer 19 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L

Gewässer 20

Abb. 23: Gewässer 20, Foto: April 2004

Lage: im Süden des Untersuchungsgebietes zwischen Kamp und Umleitungsgerinne
 Koordinaten (GPS): N 48°22'56'' E 15°46'28''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Der Standort ist eine aufgelassene Schottergrube, die Auwald und Wiesen umgeben.
 Die wiesenseitigen Ufer waren in allen Jahren besonnt.

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 48 dargestellt.

Tab. 48: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 20 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 20	1985	1988	1989	2004
Habitat	H3	H3	H3	H3
Uferbesonnung	+	+	+	+
Stillwasserzonen	+	+	?	-
Flachufer	?	+	+	+
Röhricht	?	-	-	+
submerse Vegetation	+	+	-	+
Schwimblatt-Vegetation	?	-	-	+
Fische	?	+	+	+

In den Untersuchungsjahren 1985 und 1988 waren Stillwasserbereiche vorhanden.

Im Jahr 1985 wuchsen im Uferbereich mehrere Makrophytenarten (u.a. *Elodea* sp., *Myriophyllum* sp.). Neben bei hohem Wasserstand überstandenen Weiden wuchsen

1988 im Litoral u.a. *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus* sp.

Die Ufer des 2004 als Fischteich genutzten Gewässers waren großteils steil. Auch in diesem Jahr wurden die Weiden am Ufer bei höherem Wasserstand überstaut und es bildeten sich Flachwasserbereiche. In dem sehr klaren Wasser fanden sich vor allem im Uferbereich *Potamogeton crispus* und *Ceratophyllum demersum* sowie vereinzelt Röhricht. Auf schlammigem Gewässergrund wuchs außerdem vereinzelt *Ranunculus* sp. und *Nuphar* sp.

Die im Gewässer 20 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 49 aufgelistet.

Tab. 49: Im Gewässer 20 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	(L)	A
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	L	-
Grümfrosch-Artenkreis	L	A	A	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	A	-	-

Gewässer 21

Abb. 24: Gewässer 21, Foto links: 1985 (A. Waringer), Foto rechts: Okt. 2004

Lage: im Nordwesten des Untersuchungsgebietes südlich vom Kamp

Koordinaten (GPS): N 48°23'33'' E 15°45'31''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 50 dargestellt.

Tab. 50: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 21 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 21	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H3	H3	H4
Uferbesonnung	+	-	-	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	?	+	+	+
Röhricht	+	-	-	+
submerse Vegetation	+	+	+	+
Schwimblatt-Vegetation	-	+	+	+
Fische	?	-?	-	+

Das Gewässer liegt im Auwald und umfasste 1985 einen kleinen, mit Moos, Schilf und submersen Makrophyten (u.a. *Potamogeton lucens*, *P. natans*) bewachsenen Auweiher sowie ein seichtes, stark verschilftes und mooriges Gewässer mit großen See-

simsen-Beständen. Im Vergleich mit dem Untersuchungsjahr 1985 lag der Wasserstand 1988 und 1989 merkbar höher: Makrophyten starben großteils ab, Weiden im Uferbereich waren von Wasser überstanden. Die flachen Ufer lagen somit im Schatten, die freie Wasserfläche war besonnt. Das Wasser stank und wies Schlieren auf. Der Gewässergrund bestand aus Schlamm und Faulschlamm und war von Falllaub bedeckt. Im Röhricht fanden sich nur tote Halmstümpfe. In sehr geringer Menge wuchs *Potamogeton* sp., *Scirpus* sp. sowie *Lemna minor* und *Lemna trisulca*. Fische wurden keine beobachtet.

Im Jahr 2004 zeigte sich ein sehr heterogenes Bild: Wie in den vorangegangenen Untersuchungsjahren waren die Weiden im Uferbereich bei Hochwasser überflutet. Bei niedrigem Wasserstand trockneten diese Flachwasserbereiche aus, und es bildeten sich mehrere kleine Tümpel. Der besonnte Hauptwasserkörper war unterschiedlich tief (> 1 m) und von kleinen Inselchen durchsetzt. Der Gewässergrund war schlammig und von Falllaub bedeckt. Streckenweise wuchsen Röhricht und verschiedene submerse Hydrophyten. Besonders in Flachwasserbereichen traten Wasserlinsen und flutendes Sternlebermoos zahlreich auf. Überall lag Totholz. Das Gewässer lag im Auwald, nördlich bzw. westlich schlossen sich teilweise brachliegende Äcker an.

Im Gewässer konnten Jungfische, *Notonecta* sp., verschiedene Dytiscidae und die Larve von *Dytiscus marginalis* sowie Anisoptera-Larven beobachtet werden.

Die im Gewässer 21 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 51 aufgelistet.

Tab. 51: Im Gewässer 21 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	-	(L)	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	A	(L)	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	-	(L)	A
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	-	A
Grümfrosch-Artenkreis	L	L	L	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	L	-	L	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	L	-	L	L
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	-	-	-	A
<i>Triturus dobrogicus</i> (Kiritzescu)	L	-	-	L
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	L	A	A	L

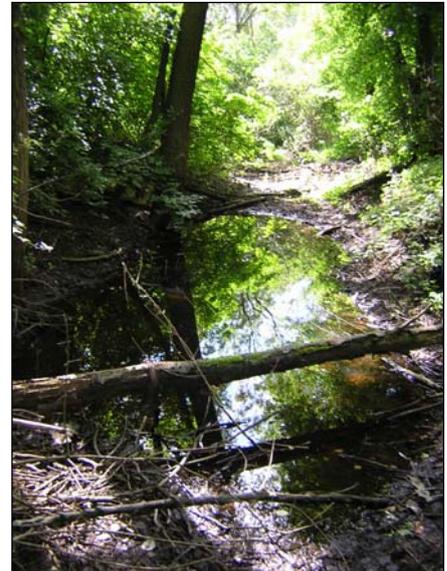
Gewässer 22

Abb. 25: Gewässer 22: Foto: Juli 2004

Lage: im Nordwesten des Untersuchungsgebietes, zwischen Kamp und Umleitungserinne nahe dem Kamp

Koordinaten (GPS): N 48°23'34'' E15°45'39''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 52 dargestellt.

Tab. 52: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 22 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 22	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				-
Röhricht				-
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

2004 war der vegetationslose Auwaldtümpel beschattet, seine Ufer steil. Falllaub bedeckte den schlammigen Gewässergrund, und es lag Totholz im Wasser.

Im Jahr 2004 konnte Laich von *Rana dalmatina* beobachtet werden (Tab. 53). Der Tümpel trocknete vor der Metamorphose kurzfristig aus. Larven konnten daher keine beobachtet werden.

Tab. 53: Im Gewässer 22 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	A

Gewässer 23

Lage: im Nordwesten des Untersuchungsgebietes, zwischen Kamp und Umleitungsgerinne

Koordinaten (GPS): N 48°23'24'' E 15°45'20''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 54 dargestellt.

Tab. 54: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 23 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 23	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				-
Röhricht				+
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

Der bei Hochwasser gefüllte Graben trocknete im Sommer 2004 bis auf einige Tümpel aus. Die steilen Ufer wurden fast vollständig vom umliegenden Auwald beschattet. Im Graben wuchs spärlich Röhricht, und die Tümpel waren stark veralgt.

Im Jahr 2004 konnte Laich von *Rana dalmatina* beobachtet werden (Tab. 55). Der Tümpel trocknete vor der Metamorphose kurzfristig aus. Larven konnten daher keine beobachtet werden.

Tab. 55: Im Gewässer 23 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	A
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	-	A

Gewässer 24 bis 29

Diese Gewässer gehörten zu einem Grabensystem, das seit Durchführung des „Hinterlandprojektes Nord“ im Jahr 1986 wieder mehr Wasser führt.

Gewässer 24

Abb. 26: Gewässer 24, Foto: April 2004

Lage: im Westen des Untersuchungsgebietes zwischen Kamp und Umleitungsgerinne
Koordinaten (GPS): N 48°23'24'' E 15°45'21''

Untersuchungsjahre 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 56 dargestellt.

Tab. 56: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 24 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 24	1985	1988	1989	2004
Habitat	H5	H5	H5	H5
Uferbesonnung	?	-	-	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	?	+	+	-
Röhricht	+	+	+	+
submerse Vegetation	-	-	-	+
Schwimblatt-Vegetation	-	+	-	+
Fische	?	-	-	-

1985 bestand das Gewässer aus mehreren kleinen Tümpeln in einem Graben. Der Gewässerboden war von Falllaub bedeckt, und es wuchsen zum Teil *Oenanthe* sp., *Alisma* sp., *Equisetum* sp., *Iris* sp. und *Typha* sp.

In den Untersuchungsjahren 1988, 1989 und 2004 wurde der Graben bei Hochwasser überflutet, wodurch es zu einer durchgängigen Verbindung mit dem Gewässer 25 kam. Bei niederem Wasserstand löste sich das Gewässer wieder in einzelne Tümpel auf, die durch den Auwald beschattet wurden. Besonnte Bereiche gab es im nordöstlichen Bereich, wo ein Damm das Gewässerufer bildete. Der Gewässergrund war schlammig und von Falllaub bedeckt.

Im Untersuchungsjahr 1988 wuchsen im Uferbereich unter anderem *Equisetum* sp. und *Phalaris arundinacea*. Vereinzelt wurde *Lemna* sp. und *Spirodela* sp. beobachtet.

Im Jahr 2004 bestand das Gewässer aus einem stark verkrauteten Tümpel neben dem Damm, der im September austrocknete. Neben *Oenanthe* sp. und *Alisma* sp. wuchsen hier u.a. *Equisetum* sp., *Iris* sp., *Phalaris arundinacea* sowie *Lemna* sp. und *Riccia* sp. Im Tümpel konnten *Dytiscus marginalis*-Larven sowie Anisoptera Larven und *Notonecta* sp. beobachtet werden.

Die im Gewässer 24 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 57 aufgelistet.

Tab. 57: Im Gewässer 24 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	A	(L)	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	A	A	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	A	-
Grümfrosch-Artenkreis	A	A	A	L
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	-	A	L
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	-	-	L	L
<i>Triturus dobrogicus</i> (Kiritzescu)	-	-	-	L
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	-	-	-	A

Gewässer 25

Abb. 27: Gewässer 25, Foto: April 2004

Lage: im westlichen Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne westlich an die Rollfährstraße anschließend

Koordinaten (GPS): N 48°23'06'' E15°45'47''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 58 dargestellt.

Tab. 58: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 25 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 25	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	n.u.	n.u.	H5
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				-
Röhricht				+
submerse Vegetation				+
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				+

1985 war dieser Bereich des Grabens trocken.

Der Altarm wurde 2004 bei Hochwasser vom Gewässerabschnitt 8c her, über Rohrdurchlässe unter einer Forststraße, dotiert. Im Laufe des Jahres trocknete er aus. Die Ufer waren steil und großteils von überhängenden Ästen beschattet. Nur im Bereich des Rohrdurchlasses weitete sich der Altarm aus, ein kurzer Seitenarm führte zum

Durchlass. Auf der Nordseite des Gewässers lag ein dicht mit Schilf bewachsener, son- niger Flachwasserabschnitt. Auch an anderen Stellen wuchsen auf dem schlammigen Gewässergrund vereinzelt Röhricht sowie *Oenanthe* sp. und *Ranunculus* sp. Im Gewässer befand sich ein Biberdamm und fast überall fand sich Totholz. Neben Fischen wurden Anisoptera-Larven, Dytiscidae-Larven und *Notonecta* sp. beobachtet.

Die im Gewässer 25 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 59 aufgelistet.

Tab. 59: Im Gewässer 25 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	-	L

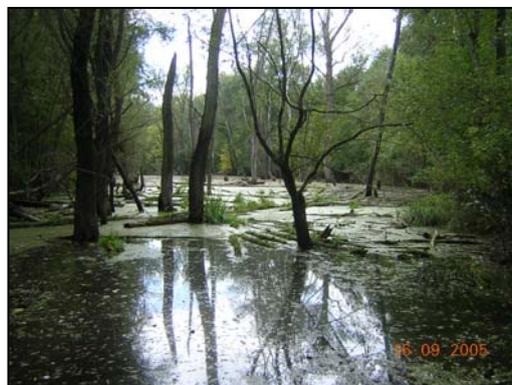
Gewässerabschnitt 26

Abb. 28: Gewässer 26, Foto: Sept. 2005

Lage: im westlichen Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne
 Koordinaten (GPS): N 48°23'06'' E 15°45'52''

Untersuchungsjahre: 1988 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 60 dargestellt.

Tab. 60: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 26 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 26	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	trocken	H3
Uferbesonnung		-		-
Stillwasserzonen		-		-
Flachufer		+		+
Röhricht		?		+
submerse Vegetation		?		-
Schwimmbblatt-Vegetation		+		+
Fische		+?		+?

Der im Jahr 1985 fossile Altarm füllte sich nach Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen wieder mit Wasser.

Bei Hochwasser erfolgte eine Dotation des Grabens vom Kamp her. Bei Mittelwasser gab es 1988 und 2004 keine Verbindung zum Kamp. Großteils abgestorbene Bäume waren vom Wasser überstanden. Im gesamten Gewässer lag sehr viel Totholz. Die flachen Ufer des im Auwald liegenden Altarmes waren beschattet. Auf schlammigem

und mit Falllaub bedecktem Gewässergrund wuchs 2004 spärlich *Phalaris arundinacea* und sehr vereinzelt *Oenanthe* sp. Die Gewässeroberfläche bedeckte an wenigen Stellen *Lemna* sp. Fische konnten während eines Hochwassers in den Altarm einwandern. Im Uferbereich wurde 2004 *Nepa cinerea* beobachtet.

Im Jahr 1989 war dieser Bereich trocken.

Die im Gewässer 26 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 61 aufgelistet.

Tab. 61: Im Gewässer 26 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	-	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grünfrosch-Artenkreis	-	-	-	A

Gewässerabschnitt 26a

Abb. 29: Gewässer 26a, Foto: Juni 2004

Lage: Seitenarm des Gewässers 26

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'07'' E 15°46'00''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 62 dargestellt.

Tab. 62: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 26a von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 26a	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	k.D.	k.D.	H5
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				+
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				?

Der Seitenarm war 2004 bei Mittelwasser mit dem Altarm 26 verbunden. Auwald begrenzte das nordwestliche Ufer, an das südöstliche Ufer grenzte ein Waldschlag, wodurch das Gewässer sonnenexponiert war. Direkt am Gewässerrand lagen am Südostufer große Totholzhaufen, auch im Wasser war sehr viel Totholz zu finden. An der Nordwestseite wechselten sich flache und steile Ufer ab.

Der Gewässergrund war schlammig und an seichten Stellen unter anderem von *Iris* sp. bewachsen. Fische wurden keine beobachtet, könnten allerdings über den Altarm 26 einwandern.

Die im Gewässer 26a nachgewiesenen Arten sind in Tab. 63 aufgelistet.

Tab. 63: Im Gewässer 26a nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	-	L

Gewässerabschnitt 27

Abb. 30: Gewässer 27, Foto links: Juli 1988 (A. Waringer), Foto rechts: März 2005

Lage: im westlichen Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne
 Koordinaten (GPS): N 48°23'11'' E15°46'16''

Untersuchungsjahre: 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 64 dargestellt.

Tab. 64: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 27 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 27	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	H5	H4
Uferbesonnung		+	+	+
Stillwasserzonen		+	?	+
Flachufer		+	+	+
Röhricht		+	?	+
submerse Vegetation		-	?	-
Schwimblatt-Vegetation		+	?	-
Fische		+	?	+

Der Graben ist die Verlängerung des Gewässerabschnittes 26 und füllte sich, wie dieser, erst nach Durchführung der Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 wieder mit Wasser. Auch hier erfolgte bei Hochwasser eine Dotation vom Kamp her. Bei Mittelwasser trocknete die Furt zum Gewässerabschnitt 28 aus. Das Gewässer ist auf der Südseite von Auwald, auf der Nordseite durch Auwald und einer Forststraße begrenzt.

Das Südufer wurde durch den ans Wasser tretenden Auwald beschattet. Der schlammige Gewässergrund war von Falllaub bedeckt.

In den Uferbereichen wuchsen im Untersuchungsjahr 1988 verschiedene Makrophyten, unter anderem *Equisetum* sp., *Alisma* sp. sowie *Phragmites* sp. und *Phalaris arundinacea*. Stellenweise bedeckte *Spirodela* sp. die Wasseroberfläche. Am schlammigen Gewässergrund wurde auch Faulschlamm festgestellt.

Im Jahr 2004 war das Gewässer fast flächendeckend mit Röhricht bewachsen, nur an beschatteten bzw. tieferen Stellen befanden sich freie Wasserflächen. Fische konnten in allen Jahren während eines Hochwassers in den Altarm einwandern.

Die im Gewässer 27 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 65 aufgelistet.

Tab. 65: Im Gewässer 27 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	A	(L)	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	A	-	-
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	A	-	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	L	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	L	A	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	L	-	-

Gewässerabschnitt 28

Abb. 31: Gewässer 28, Foto: Mai 1985 (A. Waringer)

Lage: im westlichen Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne
 Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'10'' E 15°46'30''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989, 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 66 dargestellt.

Tab. 66: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 28 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 28	1985	1988	1989	2004
Habitat	H2	H2	H2	H2
Uferbesonnung	?	+	+	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	?	+	+	+
Röhricht	+	+	+	+
submerse Vegetation	?	-	?	-
Schwimmbblatt-Vegetation	?	-	?	-
Fische	+	+	+	+

Dieser Altarmabschnitt war bereits 1985 über einen Kanal mit dem Gewässerabschnitt 29 und dem Kamp verbunden.

Umligender Auwald trat 1988, 1989 und 2004 nur stellenweise bis ans Wasser heran. Der Großteil der Ufer lag im Halbschatten. In den Jahren 1988 und 1989 wuchsen in den Uferbereichen *Phragmites* sp. und *Iris* sp.

Im Jahr 2004 befanden sich am Westende des relativ strukturlosen Altarmes (bei der Furt zum Gewässer 27) ein mit *Phragmites* sp. bewachsener Flachwasserbereich und eine Bucht. Bäume waren hier bei höherem Wasserstand vom Wasser überstanden. Bei niedrigem Wasserstand trocknete dieser Bereich aus. Über die Verbindung zum Kamp wanderten in allen Jahren Fische in den Altarm ein.

Die im Gewässer 28 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 67 aufgelistet.

Tab. 67: Im Gewässer 28 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	A	(L)	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	L	A	A	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	A	L	-
Grümfrosch-Artenkreis	L	A	A	-
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	A	-	-
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	-	-	A	-

Gewässerabschnitt 29

Abb. 32: Gewässer 29, Foto links: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: Ostende des Altarmes, März 2005

Lage: im westlichen Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne direkt am Kamp

Koordinaten (GPS): N 48°23'14'' E 15°46'56''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 68 dargestellt.

Tab. 68: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 29 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 29	1985	1988	1989	2004
Habitat	H2	H2	H2	H2
Uferbesonnung	+	+	+	+
Stillwasserzonen	?	-	?	+
Flachufer	?	+	?	+
Röhricht	+	+	?	+
submerse Vegetation	?	-	?	-
Schwimmbblatt-Vegetation	?	-	?	-
Fische	+	+	?	+

In allen Untersuchungsjahren umgab den parapotamalen Altarm Auwald, der bis an die steilen Ufer reichte. Überhängende Äste beschatteten das Südufer großteils, das Nordufer war sonnenexponierter. Bei Mittelwasser war das Gewässer mit dem Kamp über einen Kanal verbunden.

An der Südseite wuchs 1985 an seichten Standorten *Iris pseudacorus*. Totholz war in großen Mengen vertreten.

Im Untersuchungsjahr 1988 wurden an wenigen Stellen Flachufer verzeichnet und vereinzelt kam auf dem schlammigen Gewässergrund *Phalaris arundinacea* auf.

Im Untersuchungsjahr 2004 befand sich am Ostende (vor einer Furt zum Kamp) des sonst relativ strukturarmen Altarmes eine größere Flachwasserstelle, welche großflächig von Schilf bedeckt war und die bei niedrigem Wasserstand austrocknete. Die Furt zum Kamp wurde nur bei Hochwasser überströmt. Über die Verbindung zum Kamp wanderten in allen Untersuchungsjahren Fische in den Altarm ein.

Die im Gewässer 29 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 69 aufgelistet.

Tab. 69: Im Gewässer 29 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	(L)	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	L	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	A	-

Gewässer 29b

Lage: im Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne südlich vom Gewässerabschnitt 29

Koordinaten (GPS): N 48°23'09'' E 15°46'52''

Untersuchungsjahre: 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 70 dargestellt.

Tab. 70: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 29b von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 29b	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	H5	H5
Uferbesonnung		+	+	-
Stillwasserzonen		+	?	-
Flachufer		+	+	+
Röhricht		+	?	+
submerse Vegetation		-	?	-
Schwimblatt-Vegetation		-	?	-
Fische		+	-	+?

Der 1985 trockene Altarm füllte sich nach den Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 wieder mit Wasser.

1988 war das von Auwald umgebene Gewässer teilweise besonnt und wies auch flache Ufer auf. Auf dem schlammigen Gewässergrund wuchsen *Phragmites* sp., *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus*, im Freiwasser schwammen Algenwatten. Im Wasser lag Totholz, Jungfische wurden 1988 gesichtet, im Jahr 1989 hingegen keine Fische beobachtet.

Die Ufer säumte 2004 ein Auwaldstreifen, dahinter befanden sich Wiesen und Forstwege. Überhängende Zweige beschatteten das Gewässer. Vereinzelt waren kleine Röhrichtbestände ausgebildet. Der Gewässergrund war schlammig, von Falllaub bedeckt, und es lag reichlich Totholz im Wasser. Bei Hochwasser kam es zu einer Verbindung mit dem Gewässer 29. Fische wurden keine beobachtet, könnten aber bei höherem Wasserstand in den Altarm einwandern.

Die im Gewässer 29b nachgewiesenen Arten sind in Tab. 71 aufgelistet.

Tab. 71: Im Gewässer 29b nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	A	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	-
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	-	-	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	-	L	-
Grümfrosch-Artenkreis	-	A	-	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	L	-

Gewässer 30

Abb. 33: Gewässer 30, Foto: Juli 2004

Lage: im Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne südlich vom Gewässer 29

Koordinaten (GPS): N 48°23'11'' E15°46'56''

Untersuchungsjahr: 2004

Bei dem vom Grundwasser gespeisten Gewässer handelt es sich um einen Tümpel, der ca. 2 Jahre vor den Erhebungen im Jahr 2004 durch Schotterentnahme, um Forststraßen im Augebiet zu befestigen, entstand.

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 72 dargestellt.

Tab. 72: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 30 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 30	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				-
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

Das sonnenexponierte Gewässer befindet sich auf einer Lichtung, die von Auwald und einer Pappelaufforstung im Norden umgeben ist. Die Ufer sind, bis auf die frühere

Grubenzufahrt, steil. Der Gewässergrund bestand 2004 aus Schotter, vereinzelt fanden sich Algenwatten. Im Wasser wurden *Notonecta* sp. beobachtet.

Die im Gewässer 30 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 73 aufgelistet.

Tab. 73: Im Gewässer 30 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	-	L

Gewässer 31

Abb. 34: Gewässer 31, Foto: Juni 2004

Lage: im westlichen Untersuchungsgebiet zwischen Kamp und Umleitungsgerinne südlich vom Gewässerabschnitt 29

Koordinaten (GPS): N 48°23'11'' E 15°47'14''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 74 dargestellt.

Tab. 74: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 31 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 31	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				+
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				+
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

Der ca. 10 Jahre vor den Erhebungen im Jahr 2004 durch Materialentnahme entstandene Tümpel (wie Gewässer 31) wird durch Grundwasser gespeist. Das sonnenexponierte Gewässer liegt auf einer Auwaldlichtung, im Norden befindet sich eine Pappelaufforstung. Im Osten schließt an die Wiese ein Acker an.

Die Ufer sind, bis auf die frühere Zufahrt, steil. Makrophyten und vor allem Algen bedeckten 2004 den schlammigen Gewässergrund fast vollständig. Neben *Carex* sp.

und Röhricht wuchs unter anderem *Sparganium erectum*. Am Wasserrand wachsende Weiden waren bei höherem Wasserstand überstaut. *Notonecta* sp., Anisoptera-Larven sowie Dytiscidae-Larven wurden im Wasser beobachtet.

Die im Gewässer 31 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 75 aufgelistet.

Tab. 75: Im Gewässer 31 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	-	-	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	-	-	L

Gewässer 32

Abb. 35: Gewässer 32, Foto links: Juni 1985 (A. Waringer), Foto rechts: April 2004

Lage: im Süden des Untersuchungsgebietes zwischen Mühlkamp und Kamp
 Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'14'' E 15°48'00''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 76 dargestellt.

Tab. 76: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 32 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 32	1985	1988	1989	2004
Habitat	H1	H1	H1	H1
Uferbesonnung	?	+	+	+
Stillwasserzonen	?	-	?	+
Flachufer	?	-	+	+
Röhricht	+	+	+	+
submerse Vegetation	?	-	-	-
Schwimtblatt-Vegetation	?	-	-	-
Fische	?	+	+	+

Das euptamale Gewässer ist ein Seitenarm des Kamps. Durch den bis an das Wasser tretenden Auwald waren die großteils steilen Ufer 1988, 1989 und 2004 beschattet. Nur vereinzelt gab es Hochstaudenbereiche bzw. Schlägerungen. Auf wenigen kleinen Inselchen im Wasser und auf flachen Überschwemmungsbereichen wuchs in allen Jahren *Phalaris* sp.

Den Großteil des schlammigen Gewässergrundes einer größeren, sonnenexponierten Bucht nahe des Verbindungsgraben zum Gewässerabschnitt 34 bedeckte im Untersuchungsjahr 2004 *Phalaris* sp.

Die im Gewässer 32 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 77 ersichtlich.

Tab. 77: Im Gewässer 32 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grünfrosch-Artenkreis	-	-	-	A

Gewässer 33

Abb. 36: Gewässer 33, Foto: Juni 2004

Lage: im Untersuchungsgebiet zwischen Mühlkamp und Umleitungsgerinne westlich des Gewässerabschnittes 35

Koordinaten (GPS): N 48°23'39'' E 15°48'18''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 78 dargestellt.

Tab. 78: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 33 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 33	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				+
Röhricht				+
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

Der neben einer Forststraße liegende Graben wird durch Grundwasser gespeist. 2004 wurden die im Graben wachsenden Bäume bei Hochwasser von einer geschlossenen Wasserfläche überstaut und die Ufer waren durchwegs steil. Bei niedrigerem Wasserstand bildeten sich Tümpel mit flachen Ufern. Der umliegenden Auwald beschattete das Gewässer. Nur an wenigen Stellen kamen Röhricht und *Iris pseudacorus* auf. Der

Gewässergrund war schlammig und mit Falllaub bedeckt. *Notonecta* sp. wurden im Wasser beobachtet.

Die im Gewässer 33 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 79 aufgelistet.

Tab. 79: Im Gewässer 33 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L

Gewässerabschnitt 34

Abb. 37: Gewässer 34, Foto: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: Juli 2004

Lage: im Süden des Untersuchungsgebietes zwischen Mühlkamp und Umleitungsgerinne

Koordinaten (GPS): N 48°23'15'' E 15°48'01''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 80 dargestellt.

Tab. 80: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 34 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 34	1985	1988	1989	2004
Habitat	H2	H2	H2	H2
Uferbesonnung	+	+	?	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	-	+	?	+
Röhricht	+	+	+	+
submerse Vegetation	?	-	?	-
Schwimblatt-Vegetation	?	-	?	-
Fische	?	+	+	+

Der aufgelassene Schotterteich war bereits 1985 mit dem Gewässer 32 ständig über einen Kanal verbunden. Seine Ufer waren durchwegs steil.

Im Untersuchungsjahr 1985 schlossen sich Auwald und Wiesen an die steilen Ufer an. Nur vereinzelt wuchs *Phragmites* sp.

1988 befand sich südlich der Einmündung des Kanals eine mit *Phalaris* sp. bewachsene Überschwemmungsfläche mit flachen Ufern. Auch am besonnten Ostufer wuchs vereinzelt Röhricht, im Gewässer wurden Fische beobachtet.

Im Jahr 2004 befand sich auf der Westseite des sehr strukturlosen Gewässers eine lichte Aufforstung. Nur im südlichen Bereich trat der Auwald bis an die steilen Ufer heran. Den Großteil des Schotterteiches umgab eine Forststraße. Auch in diesem Jahr wurde der Bereich südlich der Kanaleinmündung bei Hochwasser überflutet, wodurch sich stark verschilfte Flachwasserzonen und Tümpel bildeten. Der schotterige Gewässergrund war von einer dünnen Schlammschicht überzogen und im Wasser wurden Fische beobachtet.

Die im Gewässer 34 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 81 aufgelistet.

Tab. 81: Im Gewässer 34 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	-	A
Grünfrosch-Artenkreis	A	A	-	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	A	-	-

Gewässerabschnitt 35

Abb. 38: Gewässer 35, Foto: Juli 2004

Lage: im Untersuchungsgebiet zwischen Mühlkamp und Umleitungsgerinne, mündet an seinem nördlichen Ende in den Mühlkamp

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'26'' E 15°48'23''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 82 dargestellt.

Tab. 82: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 35 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 35	1985	1988	1989	2004
Habitat	H1	H1	n.u.	H1
Uferbesonnung	?	+		+
Stillwasserzonen	?	-		+
Flachufer	?	-		+
Röhricht	?	+		+
submerse Vegetation	?	-		-
Schwimblatt-Vegetation	?	-		-
Fische	?	+		+

Bereits 1985 war das eupotamale Gewässer über Kanäle mit dem Gewässer 32 verbunden. Die steilen Ufer des im Auwald liegenden Altarmes wurden 1988 und 2004 großteils von überhängender Vegetation beschattet. Nur selten lichtete sich der Wald auf. Stellenweise waren kleine Bestände von *Phalaris* sp. ausgebildet.

Im Untersuchungsjahr 2004 wurde der südwestliche Bereich des Altarmes auf seinem Nordufer von einer Forstraße begleitet. Die steile, primär von Hochstauden bewachsene Böschung war hier sonnenexponiert. Die Ufer in diesem Bereich säumte Röhricht, welcher sich auf Überschwemmungsflächen und an einer Bucht am südlichsten Ende des Altarmes flächendeckend ausbreitete.

Die im Gewässer 35 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 83 aufgelistet.

Tab. 83: Im Gewässer 35 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	-	L
Grünfrosch-Artenkreis	-	-	-	A

Gewässer 36

Abb. 39: Gewässer 36, Foto: April 2004

Lage: im Untersuchungsgebiet südlich vom Mühlkamp zwischen den Gewässern 35 und 37

Koordinaten (GPS): N 48°23'32'' E 15°48'54''

Untersuchungsjahr: 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 84 dargestellt.

Tab. 84: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 36 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 36	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	trocken	trocken	H5
Uferbesonnung				-
Stillwasserzonen				+
Flachufer				-
Röhricht				-
submerse Vegetation				-
Schwimblatt-Vegetation				-
Fische				-

Der in einem Graben mit steilen Ufern liegende Tümpel wird vom Grundwasser gespeist. 2004 war er durch den umliegenden Auwald vollständig beschattet. Der Ge-

wässergrund war schlammig und von Falllaub bedeckt. Im bräunlichen Wasser lag sehr viel Totholz. Im Gewässer wurden unter anderem Dytiscidae-Larven, *Notonecta* sp. und *Lymnea stagnalis* beobachtet.

Die im Gewässer 36 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 85 aufgelistet.

Tab. 85: Im Gewässer 36 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	-	L

Gewässer 37

Abb. 40: Gewässer 37, Foto: April 2004

Lage: im Osten des Untersuchungsgebietes zwischen Mühlkamp und Umleitungsgerinne nahe dem Mühlkamp

Koordinaten (GPS): N 48°23'34'' E 15°49'06''

Untersuchungsjahre: 1988 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 86 dargestellt.

Tab. 86: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 37 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 37	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	k.D.	H5
Uferbesonnung		+		+
Stillwasserzonen		+		+
Flachufer		+		+
Röhricht		?		+
submerse Vegetation		+		+
Schwimtblatt-Vegetation		-		-
Fische		-		-

Diese etwas westlich neben dem Gewässer 38 liegende Wagenspur war 1988 und 2004 mit Wasser gefüllt. Durch den umliegenden Auwald wurden das Gewässer und seine flachen Ufer teilweise beschattet. Der schlammige Grund war im Sommer von Makrophyten bedeckt. Im Untersuchungsjahr 1988 zählten dazu unter anderem *Chara* sp. und *Ranunculus* sp. Im Jahr 2004 fanden sich unter anderem *Ceratophyllum de-*

mersum und *C. submersum*, *Alisma* sp. sowie *Iris pseudacorus*. Im Gewässer wurden Dytiscidae und deren Larven, sowie Anisoptera-Larven beobachtet.

Die im Gewässer 37 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 87 aufgelistet.

Tab. 87: Im Gewässer 37 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	L	-	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	L	-	L
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	-	L	-	-

Gewässer 38

Abb. 41: Gewässer 38, Foto links: Juli 1988 (A. Waringer), Foto rechts: Juni 2004

Lage: im östlichen Untersuchungsgebiet zwischen Mühlkamp und Umleitungsgrinne nahe dem Mühlkamp

Koordinaten (GPS): N 48°23'36'' E 15°49'13''

Untersuchungsjahre: 1988 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 88 dargestellt.

Tab. 88: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 38 von 1985-2004. + = ja, - = nein.

Gewässer 38	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	trocken	H4
Uferbesonnung		+		+
Stillwasserzonen		+		+
Flachufer		+		+
Röhricht		+		+
submerse Vegetation		-		+
Schwimmbblatt-Vegetation		+		+
Fische		+		-

Der im Jahr 1985 trockene Graben war 1988 und 2004 mit Wasser gefüllt. An die besonnten, sehr steilen Ufer grenzte ein Schlag bzw. ein Aufforstungsgebiet. Nur im westlichen Bereich gab es flachere Ufer.

Neben Röhricht (*Phragmites* sp. und *Phalaris* sp.) fanden sich 1989 unter anderem *Spirodela* sp. und *Lemna* sp., außerdem lag Totholz im Wasser. Im Gewässer wurde eine Karausche beobachtet. Im Jahr 1989 war das Gewässer trocken.

Im Untersuchungsjahr 2004 nahmen Makrophyten (u.a. *Ceratophyllum* sp.) eine größere Fläche ein. Im Sommer war die Wasseroberfläche flächendeckend von *Lemna* sp. bedeckt, im Wasser lag Totholz. Dytiscidae-Larven, Anisoptera-Larven, *Notonecta* sp. sowie *Lymnea stagnalis* kamen im Gewässer vor. Fische wurden im Jahr 2004 nicht beobachtet.

Die im Gewässer 38 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 89 aufgelistet.

Tab. 89: Im Gewässer 38 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	(L)	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	A	-	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	A	-	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	-	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	-	L
Grümfrosch-Artenkreis	-	L	-	L
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	-	-	-	A

Gewässer 39

Abb. 42: Gewässer 39, Foto: April 2004

Lage: im östlichen Untersuchungsgebiet zwischen Mühlkamp und Umleitungsgerinne nahe dem Mühlkamp

Koordinaten (GPS): N 48°23'37'' E 15°49'18''

Untersuchungsjahre: 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 90 dargestellt.

Tab. 90: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 39 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 39	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H3	H3	H5
Uferbesonnung		-	-	-
Stillwasserzonen		+	?	+
Flachufer		+	+	+
Röhricht		+	?	+
submerse Vegetation		-	?	-
Schwimblatt-Vegetation		+	?	+
Fische		-?	?	-

Der im Untersuchungsjahr 1985 trockene Graben war 1988, 1989 und 2004 mit Wasser gefüllt. Durch bis an das Gewässer tretenden Auwald liegt das Gewässer im Schatten. Die Ufer sind großteils steil, nur am östlichen Altarmende gibt es einen flachen Bereich.

Der Gewässergrund war schlammig und von Falllaub bedeckt. Im Gewässer lag Totholz. *Phalaris* sp. wuchs 2004 vor allem am flachen Ostufer des Altarmes. Im

Sommer war die Wasserfläche vollständig von *Lemna* sp. bedeckt, im Wasser befanden sich Algen. Dytiscidae-Larven und *Lymnea stagnalis* waren im Gewässer vertreten. Fische wurden keine gesichtet.

Die im Gewässer 39 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 91 aufgelistet.

Tab. 91: Im Gewässer 39 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	-	-	-	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	(L)	-	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-

Gewässerabschnitte 41 bis 43

Die Gewässerabschnitte 41 bis 43 liegen im östlichen Untersuchungsgebiet zwischen Mühlkamp und Umleitungsgerinne.

Sie wurden im Jahr 1986 im Zuge des „Hinterlandprojektes Nord“ (NACHTNEBEL, 1989) miteinander verbunden. Über Rohrdurchlässe bzw. Furten erfolgte nun eine Dotierung der Gewässer. Im Jahr 2004 kam es bei Hochwasser (Pegel Stiefen/Kamp > 230 cm bzw. Pegel Kienstock/Donau > 410 cm) zu einer durchgängigen Verbindung zwischen Umleitungsgerinne und Mühlkamp über den Kanal (Gewässer 41), den Altarm (Gewässer 42) und das Grabensystem (Gewässer 43).

Gewässerabschnitt 41



Abb. 43: Gewässer 41, Foto: April 2004

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'13'' E 15°49'00''

Untersuchungsjahre: 1988, 2004

Der Kanal wurde im Zuge des „Hinterlandprojektes Nord“ errichtet und war 2004 bei Mittelwasserführung (Pegel Stiefen/Kamp 205 cm) vom Umleitungsgerinne her dotiert.

Die steilen, relativ strukturlosen Ufer wiesen 2004 einen nur sehr spärlichen Bewuchs von *Phalaris* sp. auf. Das Umland bestand aus Auwald, der abschnittsweise stark gelichtet war. Abhängig vom Sonnenstand waren die Ufer streckenweise besonnt. Fische konnten vom Umleitungsgerinne und vom Mühlkamp her einwandern.

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 92 dargestellt.

Tab. 92: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 41 von 1985-2004. + = ja, - = nein, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 41	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H2	n.u.	H2
Uferbesonnung		+		+
Stillwasserzonen		-		-
Flachufer		-		-
Röhricht		-		+
submerse Vegetation		-		-
Schwimblatt-Vegetation		-		-
Fische		+		+

Im Gewässer 41 wurden keine Amphibien nachgewiesen.

Gewässer 41a und 41b

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'14'' E 15°49'00''

Untersuchungsjahr: 1988

Beide Gewässer liegen neben dem Gewässerabschnitt 41.

Eine kurze Charakterisierung ist in Tab. 93 dargestellt.

Tab. 93: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 41a von 1985-2004. + = ja, - = nein, k.D. = keine Daten über den Standort verfügbar.

Gewässer 41a und 41b	1985	1988	1989	2004
Habitat	trocken	H5	k.D.	trocken
Uferbesonnung		+ (a), - (b)		
Stillwasserzonen		+		
Flachufer		+		
Röhricht		-		
submerse Vegetation		-		
Schwimblatt-Vegetation		-		
Fische		-		

Das Gewässer 41a war ein besonnter Tümpel. Im beschatteten Tümpel 41b waren Bäume vom Wasser überstanden und der Gewässergrund von Falllaub bedeckt. Im Wasser lag Totholz. Beide Gewässer trockneten im Sommer aus.

Die im Gewässer nachgewiesenen Arten sind in Tab. 94 und Tab. 95 aufgelistet.

Tab. 94: Im Gewässer 41a nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	-	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	-	-

Tab. 95: Im Gewässer 41b nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte		(L)		
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	-	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	A	-	-

Gewässerabschnitt 42

Abb. 44: Gewässer 42, Foto links: Mai 1985 (A. Waringer), Foto rechts: April 2004

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'24'' E 15°49'20''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung ist in Tab. 96 dargestellt.

Tab. 96: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 42 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 42	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H2	H2	H2
Uferbesonnung	+	+	+	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	?	+	+	+
Röhricht	+	+	+	+
submerse Vegetation	+	+	-	-
Schwimblatt-Vegetation	+	-	-	-
Fische	?	+	?	+

Das 1985 palaeopotamale Gewässer ist durch Ausbaggerung des verlandeten Altarmes entstanden. In dem stark verkrauteten Gewässer dominierte 1985 *Potamogeton natans* und *P. lucens*. Die Wasseroberfläche bedeckten *Lemna trisulca* und *Hydrocharis morsus-ranae*. Trockenfallender Schlamm war von verschiedenen Sumpfpflanzen wie *Sagittaria* sp. und *Alisma* sp. sowie Röhricht bewachsen. Am bzw. im Gewässer wurden *Natrix natrix*, Dytiscidae-Larven und *Lymnea stagnalis* beobachtet.

Im Zuge des „Hinterland Projektes Nord“ wurde das Gewässer über einen Kanal (Gewässerabschnitt 41) mit dem Umleitungsgerinne verbunden (siehe auch weiter oben). War der Altarm 1985 stark verwachsen, so fanden sich 1988 nur kleine Bestände von *Potamogeton lucens* und *Elodea canadensis*. Stellenweise säumten Röhrlicht und *Iris* sp. die Ufer. Totholz war reichlich vorhanden. Durch die Verbindung zum Umleitungsgerinne konnten Fische einwandern.

Im Untersuchungsjahr 2004 waren die Ufer des Altarmes auf der Nordwestseite durchwegs steil, auf der Südostseite flach, stellenweise fanden sich Flachwasserzonen. Der Auwald reichte bis an die Ufer und wurde bei Hochwasser teilweise überflutet. Von Röhrlicht und *Iris* sp. zeigten sich nur vereinzelt kleine Bestände. Auch 2004 fand sich reichlich Totholz im Wasser.

Die im Gewässer 42 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 97 aufgelistet.

Tab. 97: Im Gewässer 42 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	(L)	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	L	-	-	-
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	(L)	A	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	L	L	-
Grümfrosch-Artenkreis	A	A	-	-
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	L	-	-	-
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	L	-	-	-
<i>Triturus dobrogicus</i> (Kiritzescu)	A			

Gewässerabschnitt 43

Abb. 45: Gewässer 43, Foto: Juni 2004

Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'23'' E 15°49'26''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989, 2004

Eine kurze Charakterisierung ist in Tab. 98 dargestellt.

Tab. 98: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 43 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 43	1985	1988	1989	2004
Habitat	H5	H5	H5	H5
Uferbesonnung	?	+	+	+
Stillwasserzonen	+	+	?	+
Flachufer	?	+	+	+
Röhricht	?	+	?	+
submerse Vegetation	?	+	?	-
Schwimblatt-Vegetation	?	-	?	-
Fische	?	+?	?	?

Das von Auwald umgebene Grabensystem schließt an den Altarm 42 an und beinhaltete 1985 mehrere kleine Tümpel.

Seit den Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 wird der Graben bei Hochwasser vom Umleitungsgerinne her dotiert. Bei Mittelwasser war die Furt im Jahr 1988 zwischen den Gewässerabschnitten 42 und 43 trocken, und es bildeten sich wieder mehrere schlammige Tümpel mit flachen Ufern, die im Halbschatten lagen. Auf teilweise über-

schwemmen Bereichen wuchsen vor allem Seggen und Röhricht. In einigen Tümpeln wuchs wenig *Elodea* sp.

Im Untersuchungsjahr 2004 bestand der Gewässergrund, an bei Hochwasser stark strömenden Stellen, aus Schotter. Auf flachen, sehr schlammigen Überschwemmungsflächen wuchsen vor allem *Iris* sp. und Röhricht. Bei Mittelwasser bildeten sich im Hauptgerinne mehrere kleine, strukturlose und beschattete Tümpel. Daneben lag ein etwas größerer, vor allem mit Röhricht bewachsener, teilweise besonnener Tümpel.

Die im Gewässer 43 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 99 aufgelistet.

Tab. 99: Im Gewässer 43 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	-	(L)	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	-	A	A
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	-	A	A
Grünfrosch-Artenkreis	A	-	-	-

Gewässer 44

Abb. 46: Gewässer 44, Foto: Juni 2004

Lage: im östlichen Untersuchungsgebiet zwischen Mühlkamp und Kamp neben dem Gewässerabschnitt 42

Koordinaten (GPS): N 48°23'20''; E 15°49'17''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989 und 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 100 dargestellt.

Tab. 100: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 44 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 44	1985	1988	1989	2004
Habitat	H5	H3	H3	H3
Uferbesonnung	?	+	+	+
Stillwasserzonen	?	+	?	+
Flachufer	?	+	+	+
Röhricht	+	+	?	+
Submerse Vegetation	?	-	?	+
Schwimmbblatt-Vegetation	?	+	+	+
Fische	?	+?	?	-?

Der im Untersuchungsjahr 1985 sumpfige, mit Schilf bewachsene Tümpel löste sich in mehrere Lacken auf.

Im Jahr 1988 lag der Weiher neben einem Schlag. Die bei niedrigem Wasserstand flachen Ufer waren besonnt. Auf dem schlammigen Gewässergrund wurden kleine Bestände an *Phragmites sp.* und *Phalaris sp.* festgestellt. Die Wasseroberfläche

bedeckten *Spirodela* sp., *Lemna minor* und *L. trisulca*. Eine große Menge an Totholz war vorhanden, Fische wurden vermutet.

Auch 1989 waren die flachen Ufer des Gewässers besonnt, *Lemna* sp. bedeckte die Wasseroberfläche und Totholz lag im Wasser.

Im Jahr 2004 wurde das Gewässer bei Hochwasser vom Gewässerabschnitt 42 her leicht dotiert. Die Ufer gestalteten sich an den Längsseiten – je nach Wasserstand – steil bis flach. An den jeweiligen Altarmenden befanden sich flache Ufer. Das Gewässer wurde vom unmittelbar an die Ufer herantretenden Auwald fast vollständig beschattet. Nur im westlichen Bereich befand sich eine Lichtung, wodurch dieser Altarmabschnitt sonnenexponiert war. Im besonnten bei Niedrigwasser trocken fallenden Bereich wuchsen vor allem Röhricht und *Iris pseudacorus*, aber auch *Oenanthe* sp. und andere Makrophyten. Im permanenten Wasserkörper fanden sich größere Flächen mit *Elodea canadensis* und vereinzelt *Nuphar* sp. Im Wasser wurden Dytiscidae-Larven, *Notonecta* sp., *Lymnea stagnalis* und eine *Natrix natrix* gesichtet. Im Zuge einer Dotation bei Hochwasser vom Gewässerabschnitt 42 her könnten Fische einwandern, gesichtet wurden allerdings keine.

Die im Gewässer 44 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 101 aufgelistet.

Tab. 101: Im Gewässer 44 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	(L)	-	L
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	A	-	L
<i>Rana temporaria</i> , Linnaeus	-	(L)	-	L
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	-	L	-	L
Grünfrosch-Artenkreis	-	A	A	A
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	-	-	L	L
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	-	-	A	L

Gewässer 45

Abb. 47: Gewässer 45, Foto: Mai 1985 (A. Waringer)

Lage: im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes nahe dem Umleitungsgerinne
 Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'04'' E 15°49'16''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988, 1989, 2004

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 102 dargestellt.

Tab. 102: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 45 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt.

Gewässer 45	1985	1988	1989	2004
Habitat	H3	H3	H3	H3
Uferbesonnung	+	+	+	+
Stillwasserzonen	?	+	+	+
Flachufer	+	+	+	+
Röhricht	-	-	-	+
Submerse Vegetation	+	+	+	-
Schwimtblatt-Vegetation	-	-	-	-
Fische	+	+	+	+

Der Schotterteich wurde an der Stelle eines alten Augewässers angelegt und wird als Fischteich genutzt. Am schattigen Ostufer befand sich im Untersuchungsjahr 1985 eine sandige Uferbank. Im Gewässer wurden verschiedene sub- und emerse Makrophyten festgestellt (u.a. *Ceratophyllum* sp., *Elodea* sp. sowie *Ranunculus* sp.).

In den Jahren 1988 und 1989 war das Gewässer von einem Schlag und einer Aufforstung umgeben. Die mit Weiden bewachsenen Ufer waren besonnt. Stillwasserzonen

und Flachufer wurden verzeichnet. Der Gewässergrund war schotterig, die Vegetation entsprach der von 1985. Vereinzelt lag Totholz im Wasser.

Im Untersuchungsjahr 2004 umgaben Forststraßen und Auwald das Gewässer. Die großteils steile Böschung war dicht mit Bäumen und Sträuchern bewachsen. Die Ufer lagen dort, wo keine überhängenden Weiden wuchsen, in der Sonne. Bei hohem Wasserstand waren Weiden vom Wasser überstanden, an einigen flachen Überschwemmungsbereichen wuchs Röhricht. Den schotterigen Gewässergrund bedeckte Schlamm. Neben Fischen wurden im Wasser zwei Ringelnattern, von denen eine halb im Schlamm eingegraben lauerte, beobachtet.

Die im Gewässer 45 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 103 aufgelistet.

Tab. 103: Im Gewässer 45 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	-	A	-
<i>Rana arvalis</i> , Nilsson	-	A	-	A
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	L	L	L
Grümfrosch-Artenkreis	A	L	A	L
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Linnaeus)	-	-	A	-
<i>Bombina bombina</i> (Linnaeus)	-	-	A	-

Gewässer 46

Abb. 48: Gewässer 46, Foto: 1985 (A. Waringer)

Lage: im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes nahe der Mühlkamp-Mündung, Koordinaten (Austrian Map): N 48°23'16'' E 15°50'00''

Untersuchungsjahre: 1985, 1988 und 1989

Eine kurze Charakterisierung des Gewässers ist in Tab. 104 dargestellt.

Tab. 104: Übersicht über die Entwicklung des Gewässers 46 von 1985-2004. + = ja, - = nein, ? = keine Angaben im Datenblatt, n.u. = das Gewässer wurde nicht untersucht.

Gewässer 46	1985	1988	1989	2004
Habitat	H4	H3	H3	n.u.
Uferbesonnung	+	+	+	
Stillwasserzonen	?	+	?	
Flachufer	?	+	+	
Röhricht	?	+	?	
submerse Vegetation	+	+	?	
Schwimblatt-Vegetation	?	-	?	
Fische	?	+	?	

Der von Wiesen und Auwald umgebene Weiher wurde als Ententeich genutzt und war 1985 stark verkrutet. Das Nord- und Südufer war steil, am flachen Westufer wuchsen 1988 im Überschwemmungsbereich *Phalaris* sp., *Phragmites* sp. und *Iris pseudacorus*. *Potamogeton pectinatus* wurde im Wasser, *Callitriche* sp. am Ufer gefunden. Der Gewässergrund war schlammig. Das Nord- und das Westufer befanden sich in sonnenexponierter Lage. Fische und ein verstärkter Stockentenbesatz wurden beobachtet.

Das durch die Enten eutrophierte Gewässer war 1989 stark veralgt. Das Gewässer war 2004 eingezäunt und konnte nicht untersucht werden.

Die im Gewässer 46 nachgewiesenen Arten sind in Tab. 105 aufgelistet.

Tab. 105: Im Gewässer 46 nachgewiesene Arten. L = Laich/Larven, A = Adulte.

Art	1985	1988	1989	2004
<i>Rana dalmatina</i> , Bonaparte	L	-	A	-
Braunfrosch-Artenkreis	-	L	L	-
<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus)	L	L	A	-
Grümfrosch-Artenkreis	L	L	-	-
<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus)	L	L	-	-
<i>Pelobates fuscus</i> (Laurenti)	L	-	-	-

2.4. Überblick über das Gewässerangebot

Tab. 106 liefert eine Übersicht über die untersuchten Gewässer in den Donauauen bei Altenwörth und deren Veränderung.

Tab. 106: Übersicht der in den Jahren 1985, 1988, 1989 und 2004 untersuchten Gewässer in den Donauauen bei Altenwörth mit Angabe der Habitattypen H1 bis H5. k.D. = keine Daten verfügbar, n.u. = Gewässer wurde nicht auf Amphibien untersucht, Lage der Gewässer siehe Abb. 4 bis 6.

Gew. Nr.	1985	1988	1989	2004
1	H5	H5	k.D.	trocken
2	H5	H5	k.D.	H5
3	H3	H3	H3	H3
4	trocken	k.D.	k.D.	H5
5	trocken	trocken	trocken	H5
6	trocken	n.u. (H1)	n.u. (H1)	H1
6a	H5	H2	k.D.	H2
7	H3	n.u. (H1)	n.u. (H1)	H1
7b	trocken	k.D.	k.D.	H2
7c	trocken	n.u. (H2)	k.D.	H2
8	H4	H1	H1	H1
8a	trocken	H5	k.D.	trocken
9	H4	H1	H1	H1
9a	H4	H2	n.u. (H2)	H2
9b	H4	H2	H2	H2
9c	trocken	H3	H3	H5
10	trocken	n.u. (H1)	n.u. (H1)	H1
11 - 14	trocken	k.D.	H5 (= 2 Gew)	H5 (=4 Gew.)
16	H3	H2	H2	H3
17	H4	H3	H3	H3

Gew. Nr.	1985	1988	1989	2004
18	trocken	trocken	trocken	H5
19	trocken	trocken	trocken	H3
20	H3	H3	H3	H3
21	H4	H3	H3	H4
22	trocken	trocken	trocken	H5
23	trocken	trocken	trocken	H5
24	H5	H5	H5	H5
25	trocken	n.u. (H5)	n.u. (H5)	H5
26	trocken	H5	trocken	H3
26a	trocken	k.D.	k.D.	H5
27	trocken	H5	H5	H4
28	H2	H2	H2	H2
29	H2	H2	H2	H2
29b	trocken	H5	H5	H5
30	trocken	trocken	trocken	H5
31	trocken	trocken	trocken	H5
32	H1	H1	H1	H1
33	trocken	trocken	trocken	H5
34	H2	H2	H2	H2
35	H1	H1	n.u. (H1)	H1
36	trocken	trocken	trocken	H5
37	trocken	H5	k.D.	H5
38	trocken	H5	trocken	H4
39	trocken	H3	H3	H5
41	trocken	H2	n.u. (H2)	H2
41a	trocken	H5	k.D.	trocken
41b	trocken	H5	k.D.	trocken
42	H4	H2	H2	H2
43	H5	H5	H5	H5
44	H5	H3	H3	H3
45	H3	H3	H3	H3
46	H4	H3	H3	n.u. (H3)

3. Material und Methoden

3.1. Datenbasis

Die Daten basieren auf Erhebungen aus den Jahren 1985, 1988, 1989 und 2004. Die Erhebungen in den Jahren 1985 und 1988 wurden von Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl, 1989 von Dr. Sabine Endel und 2004 von mir durchgeführt.

3.2. Bestimmungsliteratur

Zur Bestimmung der Amphibien (Adulttiere und Larven) im Freiland wurden die Arbeiten von NÖLLERT & NÖLLERT (1992), WARINGER-LÖSCHENKOHL & BAUMGARTNER (1996) und GRILLITSCH (2001) herangezogen.

3.3. Kartengrundlage

Zur Erhebung der Amphibienfauna wurde in den Jahren 1985, 1988, 1989 und 2004 eine Fläche von 10,4 km² flächendeckend kartiert (Abb. 4 bis 6).

Als Kartengrundlage für die Begehungen im Jahr 2004 wurde die ÖK BMN 6804 (Ausgabe 1996, Blatt 38, Krems, 1:25.000) verwendet. Nicht eingezeichnete Gewässer wurden jeweils während der Kartierung in die Karte eingetragen.

3.4. Gewässerbezeichnung und Habitatzuordnung

Die Bezeichnung der Gewässer orientierte sich an der schon im Jahr 1985 vorgenommenen Einteilung, wobei alle Gewässer – unabhängig von ihrer Größe – eine eigene Nummer erhielten (Abb. 4 bis 6).

Durch die Errichtung des Gießganges im Jahr 1986 wurden einige der 1985 isolierten Gewässer miteinander verbunden (Gewässer 6, 7, 8, 9). Auch in diesem Fall wurde weitgehend die Nummerierung von 1985 beibehalten. Dies ist konsistent mit den Gegebenheiten nach den Revitalisierungsmaßnahmen, da sich der Charakter des Gießganges in seinem Längsverlauf verändert. So ist der Gewässerabschnitt 6 ein Kanal mit steiler Uferböschung, der Gewässerabschnitt 7 ein breiterer Altarm mit Buchten und Röhrichtbestand.

Die einzelnen Gewässer bzw. Gewässerabschnitte wurden nach den Kriterien des Auen-Habitat-Index verschiedenen Habitattypen (H1 bis H5) zugeordnet. Diese

Habitattypen entsprechen dem Spektrum an Augewässern entlang des für Auen charakteristischen lateralen Konnektivitätsgradienten (Abb. 49).

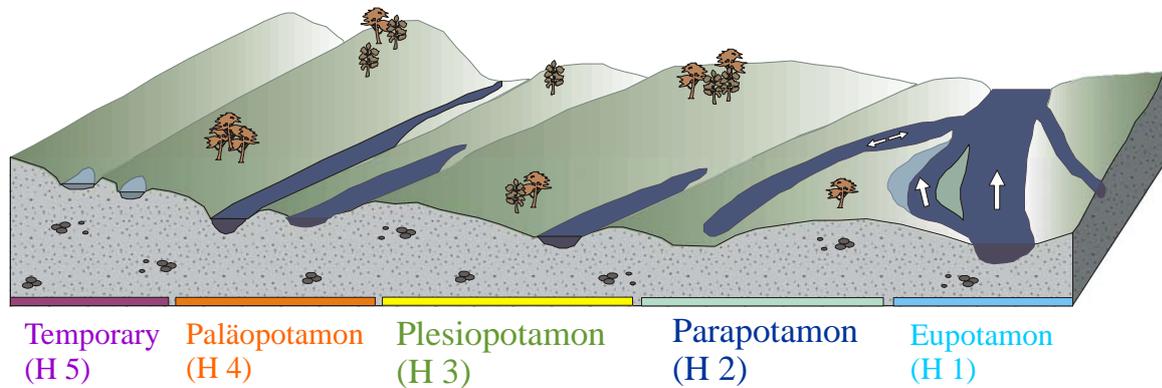


Abb. 49: Abfolge von Augewässern unterschiedlichen Typs nach der Klassifikation von AMOROS *et al.* 1987, 1988 (nach einer Zeichnung von DI Astrid Schmidt-Kloiber).

Kriterien für die Habitatzuordnung sind: die Anbindung des Gewässers an den Hauptstrom bei Mittelwasser (eu- und parapotamale Gewässer), die Makrophytenbedeckung (plesio- und palaeopotamale Gewässer) bzw. die Austrocknungstendenz des Gewässers (AMOROS *et al.* 1987, AMOROS & ROUX 1988, WARD & STANFORD 1995, Tab. 107 und Abb. 50).

Tab. 107: Beschreibung der Habitattypen (nach WARD & STANFORD 1995, CHOVANEC & WARINGER 2001, beide zitiert in Chovanec *et al.* 2005; verändert).

Habitat type	Characterisation
H1	Eupotamon Hydrologically dynamic water bodies, connected with the main channel at both ends at mean water discharge; in case of connectivity high water velocities; no macrophyte communities in the open water; open banks or <i>Phalaridetum</i> stands in the littoral area; sand and gravel substrate are dominating.
H2	Parapotamon Water bodies which lack unidirectional current, connected only at the downstream end at mean water levels; only few macrophytes (e.g. <i>Phalaridetum</i>); high proportion of sand and gravel substrates.

H3	Plesiopotamon	No connectivity with the main channel at mean water levels; terrestrialisation processes; coverage of open water areas by macrophytes does not exceed 20% of open water area; dominating macrophyte communities: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Myriophyllo-Nupharetum, Magnocaricetum; increased degree of sedimentation.
H4	Palaeopotamon	No connectivity with the main channel at mean water levels; terrestrialisation processes; coverage of open water areas by macrophytes exceeds 20% of open water area; dominating macrophyte communities: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Myriophyllo-Nupharetum, Magnocaricetum; high degree of sedimentation.
H5	temporary waters	Temporary pools, water level primarily dependent on ground water levels; dominating macrophyte communities: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Magnocaricetum; terrestrial vegetation.

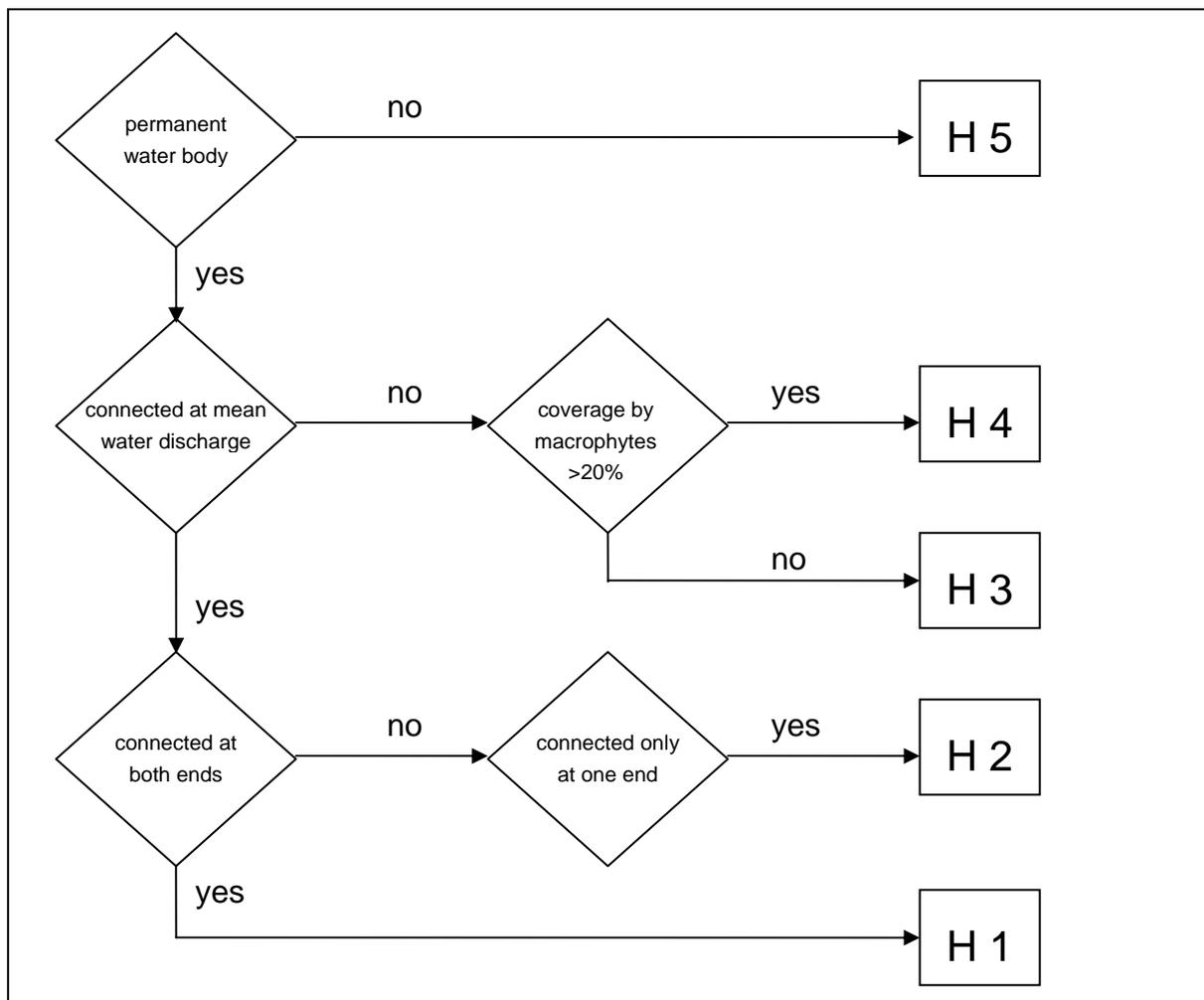


Abb. 50: Schema der Habitat-Voreinstufung. Beschreibung der Habitattypen siehe Tab. 107 (nach CHOVANEC *et al.* 2005).

Relevant für die Zuordnung ist die jeweilige Situation des Gewässers im aktuellen Untersuchungsjahr. Gewässer, die ca. alle 5 Jahre austrocknen, wurden dem Habitattyp H3 zugeordnet, wenn sie im Untersuchungsjahr nicht austrockneten. Die Größe der Gewässer ist bei der Habitatzuordnung nicht berücksichtigt: so kann z.B. der Habitattyp H3 sowohl ein Schotterteich, ein See oder ein beschatteter Waldweiher sein. Zur Bewertung der Mittelwasser-Situation wurde im Jahr 2004 der Durchfluss des Kamps (Messstation Stieferrn) (AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG 2004) herangezogen. Die Donau übt bei Mittelwasserführung keinen Einfluss auf das Augebiet aus.

3.5. Frühjahrs- und Sommerkartierung

Die Kartierung des Untersuchungsgebietes (Abb. 4 bis 6) fand 1985 Ende April, Ende Mai und Ende Juni sowie im August statt. Im Jahr 1988 wurden die Augewässer Mitte April, Ende Juni und Anfang August, im Jahre 1989 Ende März/Anfang April und im Juni kartiert (WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Im Jahr 2004 fand die Kartierung Mitte/Ende April, im Juni sowie im Juli statt.

Im Frühjahr wurden die Gewässer an beiden Ufern begangen und nach Gelegen von Frühlaichern (*Rana temporaria*, *R. arvalis*, *R. dalmatina*, *Bufo bufo*) abgesucht. Größere Altarme wurden mit dem Schlauchboot befahren.

Bei der Sommererhebung wurde besonders an den Flachufeln, in verkrauteten Bereichen und an den Altarmenden bzw. an Stellen, an denen Larven beobachtet wurden, gekeschert. Laich und Larven wurden, soweit möglich, auf Artniveau bestimmt. Bei Braunfröschen ist dies anhand von gut gequollenem Laich mit noch kaum entwickelten Embryonen (GRILLITSCH *et al.* 1983, NÖLLERT & NÖLLERT 1992) und anhand der Larven möglich. Während der Erhebungen im Jahr 2004 erfolgte der Artnachweis von nicht eindeutig zuordenbarem Laich auch durch Larvenaufzucht bzw. Elektrophorese.

Gelege und Larven von Grünfröschen (*Pelophylax* spp.) sind nicht mit Sicherheit auf Artniveau bestimmbar. Grünfrösche wurden daher nicht weiter aufgetrennt. Adulttiere wurden durch Fang und/oder Rufe nachgewiesen.

3.6. Stärkeelektrophorese

Von im Freiland nicht zuordenbarem Laich wurden Eierproben mitgenommen und die Keime ohne Gallerte bis zur Analyse einzeln in Eppendorfröhrchen bei -20°C aufbewahrt. Für die Analyse wurden die Eierproben mit jeweils 0,04 ml destilliertem Wasser homogenisiert und anschließend bei 2°C 20 Minuten lang mit 17608 g zentrifugiert. Der Überstand wurde mit einem Filterpapierstreifen aufgenommen und an einer Schnittstelle des vorbereiteten Gels aufgebracht.

Die elektrophoretische Auftrennung erfolgte für 3,5 Stunden bei 380 V/38 mA in horizontalem, 12% igem Connaught Gel. Als Brückenpuffer diente ein Tris-Zitrat Puffer mit pH 7. Untersucht wurde das Enzym Lactat Dehydrogenase (LDH). Als Referenz dienten den einzelnen Arten eindeutig zugeordnete Eier, die gemeinsam mit den fragwürdigen Proben analysiert wurden. Eine genaue Beschreibung der Analyse befindet sich in HILLIS *et al.* (1996).

3.7. Kriterien für die Beurteilung als Fortpflanzungsgewässer

Ein Gewässer wird als Fortpflanzungsgewässer eingestuft, wenn Gelege und/oder Larven nachgewiesen werden können. Während der Erhebungen wurden Erdkröte, Braunfrösche und Grünfrösche anhand ihrer Gelege und Larven, Molche, Rotbauchunke, Knoblauchkröte und Laubfrosch anhand von Larvenfunden nachgewiesen. Für die Einstufung als Fortpflanzungsgewässer bleibt unberücksichtigt, ob die Larven oder Gelege tatsächlich diesem Gewässer entstammen oder in dieses verdriftet wurden.

3.8. Zuverlässigkeit der Methode

Durch dichte Schilfbestände in einigen Altarmen waren Amphibiengelege leicht zu übersehen (z.B. im Jahr 2004 Gewässerabschnitte 7, 7b, 9b, 11-14, 25, 27, 29, 32, 34, 35, 43). Das Auffinden von Laichballen von *Rana dalmatina* in diesen Bereichen wird auch dadurch erschwert, dass er seine Laichballen bis zu 30 cm unter Wasser an Schilfhalm heftet (PINTAR & STRAKA 1990, KECSKES & PUKY 1992, GÜNTHER 1996a, eigene Beobachtung).

Kamp- und Donauhochwasser während der Sommererhebungen (am 7.6.2004 Durchfluss Stiefen/Kamp: 18,7 m³/s; Durchfluss Kienstock/Donau: 3.184 m³/s) führten zu einer Durchströmung mancher Gräben mit Tümpeln (z.B. Gewässerabschnitt 43), wodurch eventuell dort lebende Kaulquappen verdriftet wurden.

3.9. Quantifizierung ausgewählter Arten

Ein Abschätzen der Population und der Schwerpunkte der Laichaktivität ist nur bei Braunfröschen und Erdkröten aufgrund ihrer kurzen Laichperiode im Frühjahr möglich. Bei den einzelnen Braunfroscharten kann eine Quantifizierung anhand von Laichballenzählungen vorgenommen werden. Aufgrund der fortgeschrittenen Entwicklung der Laichballen war in den Jahren 1988 und 1989 allerdings keine Zuordnung zu den einzelnen Braunfroscharten möglich. Die Braunfroschgelege mussten daher gemeinsam gezählt werden (WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1989, WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Da die Unterscheidung im Freiland, vor allem zwischen Grasfrosch- und Moorfroschlaich, oft nicht eindeutig möglich ist, erfolgte der Artnachweis während der Erhebungen im Jahre 2004 durch Larvenaufzucht bzw. Elektrophorese. Eine 100% ige Zuordnung war auch in diesem Jahr nicht möglich, da manche Eier sich nicht weiterentwickelten bzw. die Elektrophorese teilweise keine eindeutigen Ergebnisse lieferte.

Bei der Erdkröte (*Bufo bufo*) kann nach der Zahl der laichenden Paare und nach Mengenabschätzungen der Laichschnüre quantifiziert werden. Eine quantitative Aufnahme der Erdkröte war nur 1988 und 1989 möglich. Aus den Jahren 1985 (WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000) liegen keine Vergleichsdaten vor. Auch 2004 konnten keine Laichschnüre oder Erdkrötenpaare beobachtet werden.

Bei allen übrigen in den Donauauen bei Altenwörth vorkommenden Arten, deren Fortpflanzung sich über einen längeren Zeitraum erstreckt, ist eine Quantifizierung der Bestände nicht möglich (WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000).

3.10. Parameter zur Charakterisierung der Laichgewässer

Im Jahr 2004 wurden die Gewässer fotografisch dokumentiert und folgende Parameter erhoben:

Koordinaten des Gewässers bzw. Gewässerabschnittes, Wasserführung (Austrocknungstendenz), Durchströmung, Stillwasserzonen/Flachwasser, Uferstruktur (Steilufer/Flachufer), Uferbesonnung, Gewässerboden (Falllaub/Schlamm/Schotter), Vegetation (Röhricht/Schwimmbblätter/submerse Vegetation), Begleitfauna (Fische, Evertebraten), Wetter, Umland, Wasserchemie (Erhebung von O₂, pH, Leitfähigkeit Mitte April und Mitte Juli 2004).

Verwendete Geräte:

Digitalkamera: Nikon Coolpix 2100

GPS: Motorola, Traxar MG+

Leitfähigkeit: WTW Cond 197i

Sauerstoff: WTW Microprocessor Oximeter OXI 196

pH: pH 330i/Set (Sommermessung)

3.11. Software

Dias aus den Jahren 1985 und 1988 wurden mit Artix Scan 2020 der Firma Microtex eingescannt. Die Bearbeitung von Bildern und Grafiken erfolgte im Adobe Photoshop.

Statistische Auswertungen (Chi-Quadrat-Anpassungstest, Ivlev-Selectivity-Index) und andere Berechnungen wurden in Excel vorgenommen.

Sämtliche landkartenbezogene Daten (z.B. Koordinaten, Entfernung, Fläche) wurden mit Hilfe der Software Austrian-Map-Ost (Austrian MAP/32, Version 1.0 (Build 1.0.4.147), © 1999 BEV) ermittelt. Die Landkarten wurden aus diesem Programm kopiert und teilweise in Adobe-Photoshop weiterbearbeitet.

3.12. Stetigkeit

Die Stetigkeit gibt den relativen Anteil der Gewässer mit Laich- bzw. Larven-Nachweis einer Art, bezogen auf die Gesamtzahl der Amphibien-Brutgewässer an.

Zum Beispiel laichen in einem definierten Gebiet *Rana dalmatina* und *Hyla arborea*. Beide gemeinsam sind in insgesamt 10 Laichgewässern (= 100%) zu finden. Der Laubfrosch laicht davon in nur 5 Gewässern. Daraus ergibt sich eine Stetigkeit für *Hyla arborea* von $5 * 100 / 10 = 50 \%$.

3.13. Auen-Habitat-Index

Der Auen-Habitat-Index (CHOVANEC *et al.* 2005) ist eine Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fluss-Au-Systemen im Sinne der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL). Die Untersuchungsmethode kann sowohl zur Charakterisierung einzelner Gewässer als auch zur Einschätzung ganzer Auegebiete angewandt werden.

Der Auen-Habitat-Index basiert auf den Habitatpräferenzen einzelner Arten, wodurch sich an verschiedenen Standorten entlang des lateralen Konnektivitätsgradienten (Abb. 49) unterschiedliche Artengesellschaften bilden.

Auf Basis der jeweiligen Artengesellschaften kann die Verteilung der „ökologischen Habitate“ im Gebiet mit Hilfe einer Formel errechnet werden (siehe unten und Tab. 109). Diese Ergebnisse – verglichen mit einer Referenzsituation (= unbeeinflusster Naturzustand) – geben Auskunft, ob und in welchem Ausmaß die laterale Konnektivität des Auegebiets gestört ist.

Als Indikatorgruppen des Auen-Habitat-Index werden Amphibien, Fische, Mollusken, Köcherfliegen und Libellen erhoben, da sich diese Gruppen in ihren Lebensraumansprüchen ergänzen und so ein möglichst holistisches Bild eines Auegebietes liefern können.

Durch den Vergleich des „Amphibien-Habitat-Index“ („AHI“) zwischen unterschiedlichen Untersuchungsjahren können Rückschlüsse auf die Veränderung des Gewässerangebotes gemacht werden.

3.13.1. Berechnung des Auen-Habitat-Index

Jede Art zeigt spezifische Habitatansprüche. Entsprechend dieser Ansprüche werden für jeden der 5 Habitattypen (Abb. 50) 10 Valenzpunkte vergeben. Kommt eine

Art in allen Habitattypen vor, werden die Punkte auf alle 5 Habitattypen gleichmäßig verteilt. Ist eine Art aber ausschließlich an einen bestimmten Habitattyp gebunden, so werden alle 10 Punkte an diesen einen Habitattyp vergeben (Tab. 108).

Tab. 108: Beispiel für die Vergabe von Valenzpunkten, den dazugehörigen Habitatwert (HW) und Indikationsgewicht (IG); H1-H5 = Habitattypen; Berechnungen siehe Text.

Art	Valenzpunkte					HW	IG
	H1	H2	H3	H4	H5		
<i>Gobio gobio</i>	10					1	5
<i>Bombina variegata</i>					10	5	5
<i>Rana arvalis wolterstorffi</i>		1	2	3	4	4	1

Der spezifische Habitatwert errechnet sich durch die Formel:

$$HW = (1 \cdot H1 + 2 \cdot H2 + 3 \cdot H3 + 4 \cdot H4 + 5 \cdot H5) / 10$$

Rheophile Arten erhalten so einen artspezifischen Habitatwert 1. Arten, die temporäre Gewässer bevorzugen, erhalten den artspezifischen Habitatwert 5.

Die Werte für das artspezifische Indikationsgewicht reichen von 1 für euryöke Arten bis 5 für stenöke Arten. Stenöke Arten mit einem engen ökologischen Toleranzbereich haben einen höheren Zeigerwert und werden so vor euryöken Arten mit einem weiten Toleranzbereich bevorzugt. Sensitive Arten sind durch ein Indikationsgewicht von ≥ 3 gekennzeichnet. Das Konzept der Indikationsgewichte orientiert sich nach dem Algorithmus von SLADECEK (1964). Eine detaillierte Auflistung des gesamten Arteninventars mit Habitatwerten und Indikationsgewichten ist in WARINGER *et al.* (2005) publiziert und für die Amphibien in Tab. 143 aufgelistet.

Der Auen-Habitat-Index (Floodplain-Index; FI) errechnet sich entsprechend der Formel:

$$FI = \sum (HW \cdot IG) / IG$$

HW steht für den Habitatwert und IG für das Indikationsgewicht. Abundanzen werden in der Berechnung nicht berücksichtigt („present/absent“ Methode). Der Index wird für jede Probenstelle erstellt und resultiert in einer Zahl zwischen 1 und 5. Diese gibt die Habitatpräferenz des Artensets an diesem Standort wieder. Die Einteilung der Habitattypen nach Werten des Auen-Habitat-Index (CHOVANEK *et al.* 2005) ist in Tab. 109 dargestellt.

Tab. 109: Einteilung der Habitattypen („ökologische Habitate“) nach Werten des Auen-Habitat-Index.

FI	Habitattyp
1.0 – 1.8	H1
1.9 – 2.6	H2
2.7 – 3.4	H3
3.5. – 4.2	H4
4.3 – 5.0	H5

Ein erhöhter FI-Wert zeigt eine Zunahme von stehenden Gewässern bzw. eine Zunahme der Verlandung an. Aufgrund ihrer Habitatansprüche verändern Amphibien den errechneten Wert in Richtung stehender, verlandender Gewässer. In der vorliegenden Arbeit wurde nur der auf Amphibien basierende Teil des FI (= „Amphibien-Habitat-Index“) berücksichtigt.

3.14. Ivlev-Selectivity-Index

Mit dem „Ivlev-Selectivity-Index“ (IVLEV 1961) wurde getestet, welche Habitattypen von Amphibien bevorzugt angenommen werden. Nach KREBS (1989) errechnet sich der Index wie folgt:

$$E_i = (r_i - n_i) / (r_i + n_i)$$

wobei r_i der Prozentsatz eines Habitattyps (z.B. H1) mit Amphibien im Verhältnis zu allen im Gebiet vorkommenden Gewässern desselben Habitattyps (z.B. H1), und n_i der Prozentsatz eines Habitattyps (z.B. H1) im Verhältnis zu allen im Gebiet vorkommenden Habitattypen (H1 bis H5) ist. Werte zwischen 0 bis +1 weisen auf eine Bevorzugung, Werte zwischen 0 bis -1 auf eine Vermeidung des Habitattyps hin, wobei auch die Verfügbarkeit des jeweiligen Habitattyps berücksichtigt wird.

4. Ergebnisse

4.1. Arteninventar

Von den 20 in Österreich vorkommenden Amphibienarten (CABELA *et al.* 2001) wurden 13 Arten in den Niederösterreichischen Donauauen nachgewiesen (u.a. PINTAR 1984, WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 1986, STEINER *et al.* 1988, PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989, PINTAR & STRAKA 1990, PINTAR 2001a).

Davon wurden in den nördlichen Donauauen bei Altenwörth in den Erhebungsjahren 1985, 1988, 1989 jeweils zehn Arten und 2004 elf Arten gefunden (Tab. 110).

Tab. 110: In den Jahren 1985, 1988, 1989 und 2004 in der Altenwörther Au nachgewiesene Amphibienarten; L/L=Laich/Larve; A/R=Adult/Ruf⁴.

Art	1985		1988		1989		2004	
	L/L	A/R	L/L	A/R	L/L	A/R	L/L	A/R
Caudata (Schwanzlurche)								
<i>Triturus dobrogicus</i> (Kammolch)	✓	✓	X	x	x	x	✓	x
<i>Lissotriton vulgaris</i> (Teichmolch)	✓	x	✓	x	✓	✓	✓	x
Anura (Froschlurche)								
<i>Bombina bombina</i> (Rotbauchunke)	✓	✓	X	✓	x	✓	✓	✓
<i>Pelobates fuscus</i> (Knoblauchkröte)	✓	✓	✓	x	✓	✓	✓	✓
<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Hyla arborea</i> (Europ. Laubfrosch)	✓	✓	✓	✓	✓	x	✓	x
<i>Rana arvalis</i> (Moorfrosch)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Rana dalmatina</i> (Springfrosch)	✓	x	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Braunfrösche	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Pelophylax ridibundus</i> (Seefrosch)	x	x	x	x	x	✓	x	✓
<i>Pelophylax lessonae</i> (Kl. Wasserfrosch)	x	x	x	✓	x	✓	x	x
<i>Pelophylax kl. esculentus</i> (Teichfrosch)	x	✓	x	✓	x	x	x	✓
Grünfrösche	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

⁴ Die Daten aus den Jahren 1985, 1988 und 1989 sind aus WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000 entnommen. Die deutschen Namen richten sich nach CABELA *et al.* 2001, die wissenschaftlichen Namen nach WEIßMAIR & MOSER 2008, basierend auf der Empfehlung von VENCES 2007 bzw. GARCIA-PARIS *et al.* 2004.

Das Arteninventar der Altenwörther Au entspricht somit 92% der in den Niederösterreichischen Donauauen nachgewiesenen Amphibien und stellt 57% der gesamten österreichischen Amphibienfauna dar.

4.2. Anzahl aller Laichgewässer im Vergleich, Habitatzuordnung

Von den 24 untersuchten Gewässern des Jahres 1985 wurden 15 als Laichgewässer angenommen (Tab. 111). 1988 waren es 34 Gewässer und 27 Laichgewässer. 1989 konnten in 22 von 24 Gewässern Laich bzw. Larven nachgewiesen werden, und 2004 wurden von den 50 untersuchten Gewässern 45 als Laichplatz angenommen.

Tab. 111: Anzahl der auf Amphibien untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil⁵.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommen	
	n		n	[%]
1985	24		15	62,5
1988	34		27	79,4
1989	24		22	91,7
2004	50		45	90,0

Der Unterschied zwischen der Anzahl der Laichplätze wurde mit dem Chi-Quadrat-Anpassungstest auf seine Signifikanz untersucht und zeigte, dass nur zwischen 1985 als Bezugsjahr und allen anderen Jahren ein signifikanter Unterschied bestand (Tab. 112).

Tab. 112: Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2) der Laichgewässer, $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-	-
	1988	4,15*	x	-	-
	1989	8,71**	2,20 ^{ns}	x	-
	2004	16,13***	3,43 ^{ns}	0,18 ^{ns}	x

⁵ Nicht in der Tabelle aufgenommen wurden die folgenden Gewässerabschnitte (GA), die nicht auf Amphibien untersucht wurden, sowie Gewässer über die in den einzelnen Jahren keine Daten verfügbar sind (siehe S 9, Tab. 106).

1988: Drei GA vom Habitattyp H1 und jeweils ein GA vom Habitattyp H2 und H5.

1989: Vier GA vom Habitattyp H1, zwei vom Habitattyp H2 und eines vom Habitattyp H5.

2004: Ein GA vom Habitattyp H3 (eingezäunter Fischteich).

Die Abb. 51 zeigt alle untersuchten Gewässer bzw. Gewässerabschnitte und deren Habitatzuordnung. In Abb. 52 sind die Laichgewässer und deren Habitatzuordnung dargestellt.

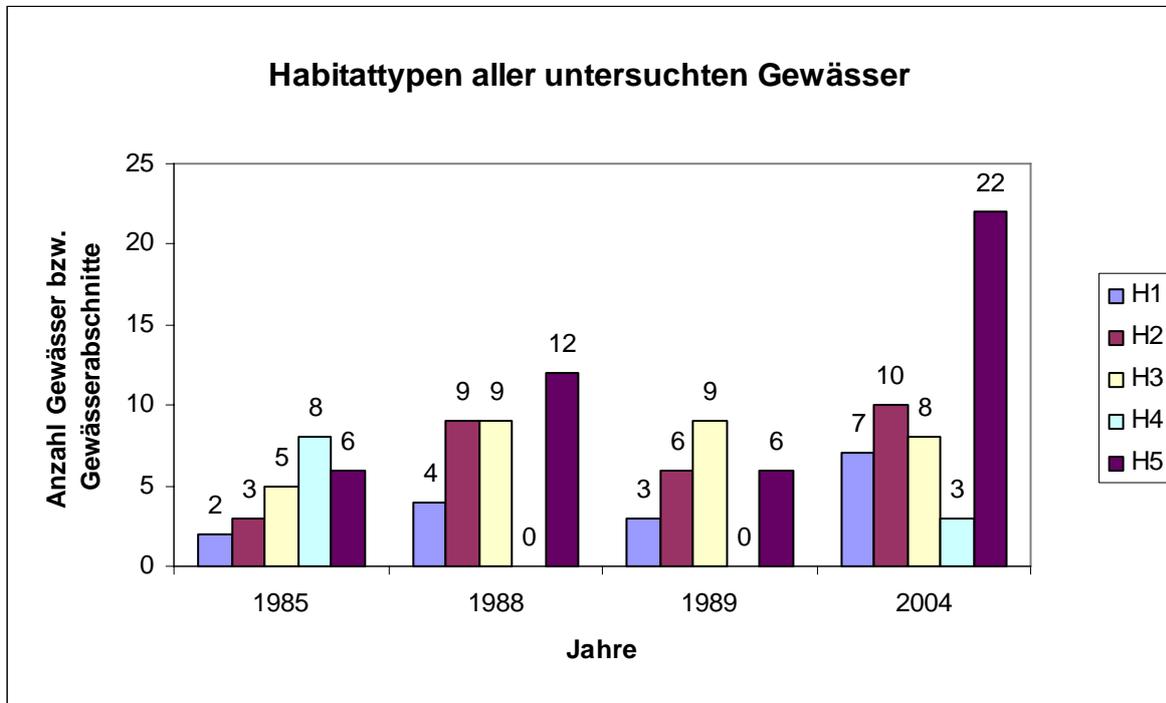


Abb. 51: Untersuchte Gewässer bzw. Gewässerabschnitte und deren Habitatzuordnung. H1-H5 = Habitat-Voreinstufung (siehe Abb. 50).

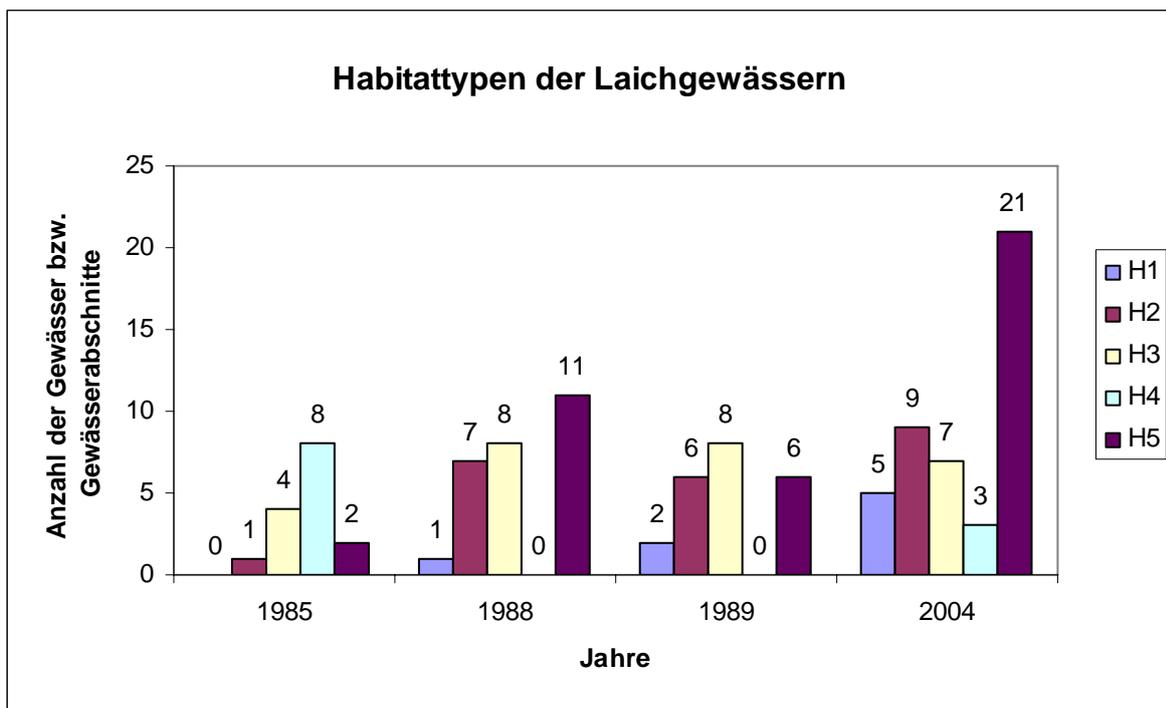


Abb. 52: Laichgewässer und deren Habitatzuordnung. H1-H5 = Habitat-Voreinstufung (siehe Abb. 50).

Bei allen untersuchten Gewässern (Abb. 51) war der Habitattyp H4 im Jahr 1985, vor den Dotationsmaßnahmen, dominierend. Nach den Dotationsmaßnahmen konnte er, in den Jahren 1988 und 1989, nicht mehr festgestellt werden. Im Jahr 2004 fällt auf, dass ein Großteil der Gewässer dem Habitattyp H5 zugeordnet ist.

Bei der Betrachtung der als Laichgewässer angenommenen Habitattypen (Abb. 52) ist ersichtlich, dass der Habitattyp H4 im Jahr 1985 als Laichgewässer eine große Rolle spielte. Ab 1988 verlagerte sich das Laichgeschehen aus Mangel an diesem Habitattyp vor allem in die Habitattypen H3 und H5. Im Jahr 2004 machte der Habitattyp H5 fast die Hälfte der im Augebiet vorkommenden Laichgewässer aus.

Ab 1988 wurden auch als Habitattyp H1 eingestufte Gewässer zur Laichablage angenommen. Laich oder Larven wurden hier allerdings nur in Buchten und Stillwasserbereichen dieser Gewässer nachgewiesen (siehe Kapitel 5.3.).

Die Auswertung des „Ivlev-Selectivity-Index“ (IVLEV 1961, Tab. 113 – Tab. 115) zeigt nur im Jahr 2004 mit Werten zwischen 0,7 bis 0,9 eine starke Bevorzugung des Habitattyps H4 bei fast allen Arten. In allen anderen Jahren können keine eindeutigen Präferenzen festgestellt werden. Es fällt auf, dass der Habitattyp H1 in den Jahren 1988/89 und 2004 von den Braunfröschen, im Jahr 2004 auch von der Erdkröte, verhältnismäßig gerne angenommen wurde.

Tab. 113: Ivlev-Selectivity-Index 1985. Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Art	1985				
	H1	H2	H3	H4	H5
<i>Rana dalmatina</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,4 ^{ns}	0,1 ^{ns}
<i>Rana arvalis</i>	-1,0 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,0 [*]	-0,1 [*]	-1,0 [*]
<i>Rana temporaria</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	-1,0 [*]	-0,5 [*]	-1,0 [*]
Braunfrösche	-1,0 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,4 ^{ns}	0,1 ^{ns}
<i>Bufo bufo</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,3 ^{ns}	-1,0 [*]
Grünfrösche	-1,0 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,0 [*]	0,3 ^{ns}	-1,0 [*]
<i>Hyla arborea</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	-1,0 [*]	0,2 ^{ns}	-1,0 [*]
<i>Lissotriton vulgaris</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	-1,0 [*]	-0,1 [*]	-1,0 [*]
<i>Pelobates fuscus</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	-1,0 [*]	0,2 ^{ns}	-1,0 [*]
<i>Triturus dobrogicus</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	-1,0 [*]	-0,5 [*]	-1,0 [*]
<i>Bombina bombina</i>	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{ns}	-1,0 [*]	-0,1 [*]	-1,0 [*]
alle Arten	-1,0 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,1 ^{ns}

Tab. 114: Ivlev-Electivity-Index 1988/89. Die Braunfrösche wurden in den Jahren 1988/89 nicht näher bestimmt. Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Art	1988/89				
	H1	H2	H3	H4	H5
<i>Rana dalmatina</i>	-	-	-	-	-
<i>Rana arvalis</i>	-	-	-	-	-
<i>Rana temporaria</i>	-	-	-	-	-
Braunfrösche	0,6 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,5 ^{ns}	-	0,5 ^{ns}
<i>Bufo bufo</i>	-1,0 ^{**}	0,4 ^{ns}	0,2 [*]	-	-0,2 ^{***}
Grünfrösche	-1,0 ^{**}	-0,3 ^{***}	0,1 ^{**}	-	-1,0 ^{***}
<i>Hyla arborea</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{***}	-0,3 ^{***}	-	-0,3 ^{***}
<i>Lissotriton vulgaris</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{***}	-0,5 ^{***}	-	-1,0 ^{***}
<i>Pelobates fuscus</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{***}	-1,0 ^{***}	-	-0,5 ^{***}
<i>Triturus dobrogicus</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{***}	-1,0 ^{***}	-	-1,0 ^{***}
<i>Bombina bombina</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{***}	-1,0 ^{***}	-	-1,0 ^{***}
alle Arten	0,6 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,5 ^{ns}	-	0,5 ^{ns}

Tab. 115: Ivlev-Electivity-Index 2004. Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Art	2004				
	H1	H2	H3	H4	H5
<i>Rana dalmatina</i>	0,7 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,9 ^{ns}	0,4 ^{ns}
<i>Rana arvalis</i>	-1,0 ^{**}	-0,3 ^{**}	0,5 ^{ns}	0,8 ^{ns}	-0,1 ^{**}
<i>Rana temporaria</i>	-1,0 ^{**}	-0,3 ^{**}	0,2 [*]	-1,0 ^{ns}	-1,0 ^{***}
Braunfrösche	0,7 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,9 ^{ns}	0,4 ^{ns}
<i>Bufo bufo</i>	0,6 ^{ns}	0,3 ^{ns}	0,5 ^{ns}	0,8 ^{ns}	-0,5 ^{***}
Grünfrösche	0,0 [*]	-1,0 ^{**}	0,2 [*]	0,7 ^{ns}	-0,5 ^{***}
<i>Hyla arborea</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	-0,1 [*]	0,7 ^{ns}	-0,2 ^{**}
<i>Lissotriton vulgaris</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	0,7 ^{ns}	-0,2 ^{**}
<i>Pelobates fuscus</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	-0,1 [*]	-1,0 ^{ns}	-0,8 ^{***}
<i>Triturus dobrogicus</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	0,7 ^{ns}	-0,8 ^{***}
<i>Bombina bombina</i>	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	-1,0 ^{**}	0,7 ^{ns}	-1,0 ^{***}
alle Arten	0,7 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,7 ^{ns}	0,9 ^{ns}	0,4 ^{ns}

4.3. Die Situation der einzelnen Arten

4.3.1. Habitatwahl

Aufgrund unterschiedlicher Lebensraumansprüche besiedeln die einzelnen Arten unterschiedliche Habitattypen. Tab. 116 gibt einen Überblick über die Habitatwahl der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet in den jeweiligen Untersuchungsjahren. Die Reihung der Arten erfolgt nach der Anzahl ihrer Laichgewässer, wobei die meistverbreiteten Arten am Anfang stehen.

Tab. 116: Habitatwahl der einzelnen Arten. LG = Anzahl aller Laichgewässer der jeweiligen Art. H1-H5 = Habitattypen-Voreinstufung (siehe Abb. 50), darunter die Anzahl der Laichgewässer je Kategorie. In den Jahren 1988/89 wurden die Braunfrösche nicht näher bestimmt.

Art	1985						1988					
	LG	H1	H2	H3	H4	H5	LG	H1	H2	H3	H4	H5
		Aufteilung der ang. LG						Aufteilung der ang. LG				
<i>Rana dalmatina</i>	11	-	-	3	6	2	-	-	-	-	-	-
<i>Rana arvalis</i>	4	-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rana temporaria</i>	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Braunfrösche	13	-	1	3	7	2	25	1	7	8	-	9
<i>Bufo bufo</i>	8	-	-	3	5	-	13	-	5	5	-	3
Grünfrösche	7	-	1	1	5	-	10	1	1	5	-	3
<i>Hyla arborea</i>	4	-	-	-	4	-	4	-	1	1	-	2
<i>Lissotriton vulgaris</i>	2	-	-	-	2	-	3	-	1	1	-	1
<i>Pelobates fuscus</i>	4	-	-	-	4	-	1	-	-	-	-	1
<i>Triturus dobrogicus</i>	1	-	-	-	1	-	0	-	-	-	-	-
<i>Bombina bombina</i>	2	-	-	-	2	-	0	-	-	-	-	-

Art	1989						2004					
	LG	H1	H2	H3	H4	H5	LG	H1	H2	H3	H4	H5
		Aufteilung der angen. LG						Aufteilung der angen. LG				
<i>Rana dalmatina</i>	-	-	-	-	-	-	43	5	8	6	3	21
<i>Rana arvalis</i>	-	-	-	-	-	-	15	-	1	4	2	8
<i>Rana temporaria</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	1	2	-	-
Braunfrösche	22	2	6	8	-	6	43	5	8	6	3	21
<i>Bufo bufo</i>	9	1	4	3	-	1	17	4	4	4	2	3
Grünfrösche	3	-	1	2	-	-	7	1	-	2	1	3
<i>Hyla arborea</i>	3	-	-	2	-	1	9	-	-	1	1	7
<i>Lissotriton vulgaris</i>	1	-	-	1	-	-	8	-	-	-	1	7
<i>Pelobates fuscus</i>	1	-	-	-	-	1	2	-	-	1	-	1
<i>Triturus dobrogicus</i>	0	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	1
<i>Bombina bombina</i>	0	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-

4.3.2. Anzahl der Laichgewässer im Jahresvergleich, Amphibienverbreitungskarten

Zur Feststellung der quantitativen Veränderungen der als Laichplatz angenommenen Gewässer wird die Anzahl der in den Erhebungsjahren (1985, 1988, 1989, 2004) untersuchten Gewässer mit der Anzahl der als Laichplätze angenommenen Gewässer mittels Chi-Quadrat-Anpassungstest auf ihre statistische Signifikanz hin überprüft. Die statistische Auswertung erfolgt nach Art getrennt. Außerdem werden Gewässer mit Amphibienvorkommen, unter Bezugnahme auf die jeweilige Art, in Kartenform dargestellt.

4.3.2.1. Braunfrösche - *Rana dalmatina* (Springfrosch), *Rana arvalis* (Moorfrosch), *Rana temporaria* (Grasfrosch)

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung zeigen einen signifikanten Anstieg der Braunfrosch-Laichplätze innerhalb des Untersuchungszeitraums.

Während 1985 insgesamt 13 Laichplätze nachgewiesen werden konnten, betrug deren Anzahl im Jahr 2004 insgesamt 43, das Verhältnis der als Laichplatz angenommenen Gewässer zu den untersuchten Gewässern stieg von 54% im Jahr 1985 auf 86% im Jahr 2004 an (Tab. 117).

Tab. 117: Anzahl der auf Braunfrösche untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n		n	%
1985	24		13	54,2
1988	34		25	73,5
1989	24		22	91,7
2004	50		43	86,0

Der Chi-Quadrat-Anpassungstest ergibt zwischen allen Untersuchungsjahren (mit Ausnahme zwischen 1989 und 2004) signifikante Abweichungen (Tab. 118) in der Anzahl der als Laichplatz angenommenen Gewässer.

Tab. 118: Braunfrösche - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-	-
	1988	7,53**	x	-	-
	1989	16,67***	4,06**	x	-
	2004	25,92***	4,00**	2,10 ^{ns}	x

Bei der Klassifizierung der beprobten Gewässer nach Anzahl der Braunfroschlaichballen (Tab. 119) sind große Unterschiede feststellbar: während 1985 und 2004 Gewässer mit maximal 200 Laichballen belegt werden konnten, wurden 1988 an zwei Gewässern 431 bzw. 459 Gelege und 1989 in einem Gewässer 1.074 Gelegen nachgewiesen (Abb. 53).

Im Jahr 1985 und 2004 entsprach der Großteil der Laichplätze (62,5% bzw. 48,6%) der Kategorie 1 (1-10 Gelege). 1988 war sowohl die Kategorie 1 (1-10 Gelege) als auch die Kategorie 5 (201-400 Gelege) mit jeweils 29,2% vertreten. 1989 traten die Kategorien 2 und 4 (11-50 und 101-200 Gelege) zu jeweils 28,6% auf.

Tab. 119: Klassifizierung der Gewässer nach Anzahl festgestellter Braunfroschlaichballen (Spring-, Moor-, Grasfrosch) pro Untersuchungsjahr. Angegeben sind die Anzahl der Gewässer bzw. Gewässerabschnitte (G) einer Kategorie (Kat.) und deren prozentueller Anteil an der Gesamtsumme der Gewässer mit Laichballennachweis⁶.

Kat.	Laichballen-Anzahl	1985		1988		1989		2004	
		G	%	G	%	G	%	G	%
1	1 – 10	5	62,5	7	29,2	0	0,0	18	48,6
2	11 – 50	2	25,0	4	16,7	6	28,6	12	32,4
3	51 – 100	0	0,0	2	8,3	2	9,5	6	16,2
4	101 – 200	1	12,5	2	8,3	6	28,6	1	2,7
5	201 – 400	0	0,0	7	29,2	5	23,8	0	0,0
6	401 – 600	0	0,0	2	8,3	1	4,8	0	0,0
7	601 – 1000	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
8	1001 – 2000	0	0,0	0	0,0	1	4,8	0	0,0
Summe		8		24		21		37	

⁶ Unterschiede zur Publikation von WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) ergeben sich durch eine detailliertere Aufschlüsselung der Gewässer. Der Unterschied zwischen der Gewässeranzahl mit Laichballen-Nachweis (Tab. 119) und der Gesamtzahl der Laichplätze (Tab. 117) ergibt sich daraus, dass nicht an allen Gewässern mit Larvennachweis auch Laich gefunden wurde.

Nachweise von Braunfrosch-Laich (*Rana dalmatina*, *R. arvalis*, *R. temporaria*) liegen in allen Habitattypen vor (Abb. 53, Tab. 116). Der Habitattyp H1 wurde erstmals im Jahr 1988 besiedelt. Die Verteilung der einzelnen Braunfroscharten *Rana dalmatina*, *Rana arvalis* und *Rana temporaria* im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1985 und 2004 ist in Abb. 54 dargestellt. Für 1988 und 1989 gibt es keine Vergleichsdaten.

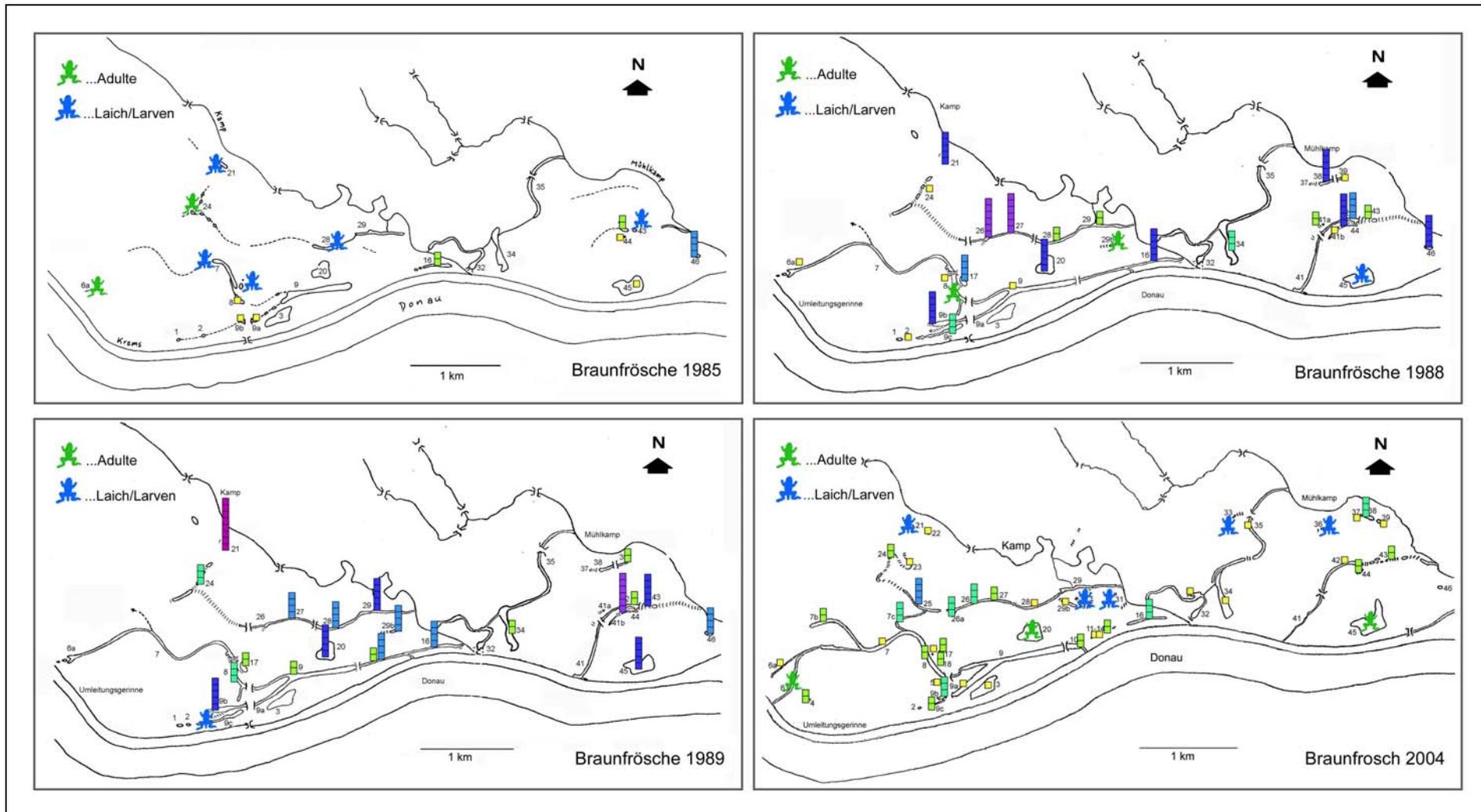
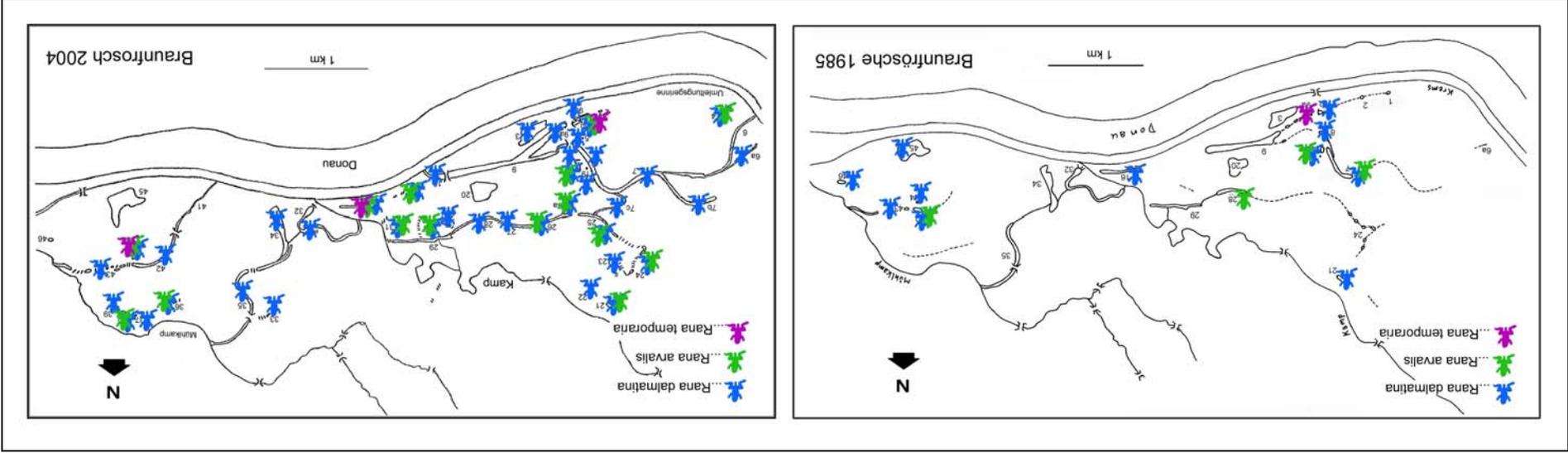


Abb. 53: Fortpflanzungsnachweis und Beobachtung von adulten Braunfröschen in den Jahren 1985, 1988, 1989 und 2004. Gelegeanzahl: gelb=bis 10, grün=11-50, türkis=51-100, hellblau=101-200, dunkelblau=201-400, lila=401-600, dunkelviolett 1001-2000 Gelege. Blauer Frosch=Larvennachweis, grüner Frosch=Adulttier.

Abb. 54: Laichgewässer von *Rana dalmatina*, *Rana arvalis* und *Rana temporaria* in den Jahren 1985 und 2004. Eine Auftrennung der Arten in den Jahren 1988 und 1989 ist aufgrund fehlender Daten nicht möglich.



4.3.2.2. *Bufo bufo* (Erdkröte)

Die Anzahl der Erdkröten-Laichplätze nahm im Laufe der Jahre von 8 Laichgewässern im Jahr 1985 auf 17 Laichgewässer im Jahr 2004 zu (Tab. 120). Demgegenüber blieb das Verhältnis der als Laichplatz angenommenen Gewässer zu der Anzahl an untersuchten Gewässern in etwa gleich.

Tab. 120: Anzahl der auf Erdkröten untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer	als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n	n	%
1985	24	8	33,3
1988	34	13	38,2
1989	24	9	37,5
2004	50	17	34,0

Die statistische Auswertung weist keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl von Erdkröten-Laichplätzen auf (Tab. 121).

Tab. 121: Erdkröte - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-	-
	1988	0,37 ^{ns}	x	-	-
	1989	0,19 ^{ns}	0,01 ^{ns}	x	-
	2004	1,01 ^{ns}	0,38 ^{ns}	0,26 ^{ns}	x

Die Klassifizierung der Gewässer anhand der beobachteten Erdkröten-Paare (Tab. 122) zeigt, dass der Großteil der Gewässer in die Kategorie der kleinen Laichplätze fällt (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Nur im Jahr 1989 wurden zwei große Laichplätze mit über 50 Paaren gefunden (Gewässer 28 und 42).

Für die Jahren 1985 und 2004 liegen keine Vergleichsdaten vor.

Tab. 122: Gewässer-Klassifizierung nach geschätzter Anzahl laichender Erdkröten-Paare. Kat. = Kategorie, n = Anzahl der Laichgewässer, % = ihr relativer Anteil an den Gesamtlaihpätzen.

Kat.	Anzahl Paare	1988		1989	
		n	%	n	%
1	1-10 Paare	9	69,2	4	44,4
2	11-50 Paare	4	30,8	3	33,3
3	51-100 Paare	0	0,0	2	22,2
	Summe	13		9	

Laichnachweise von Erdkröten (*Bufo bufo*) konnten in allen Habitattypen erbracht werden (Abb. 55, Tab. 116). Der Habitattyp H1 wurde erstmals im Jahr 1989 besiedelt.

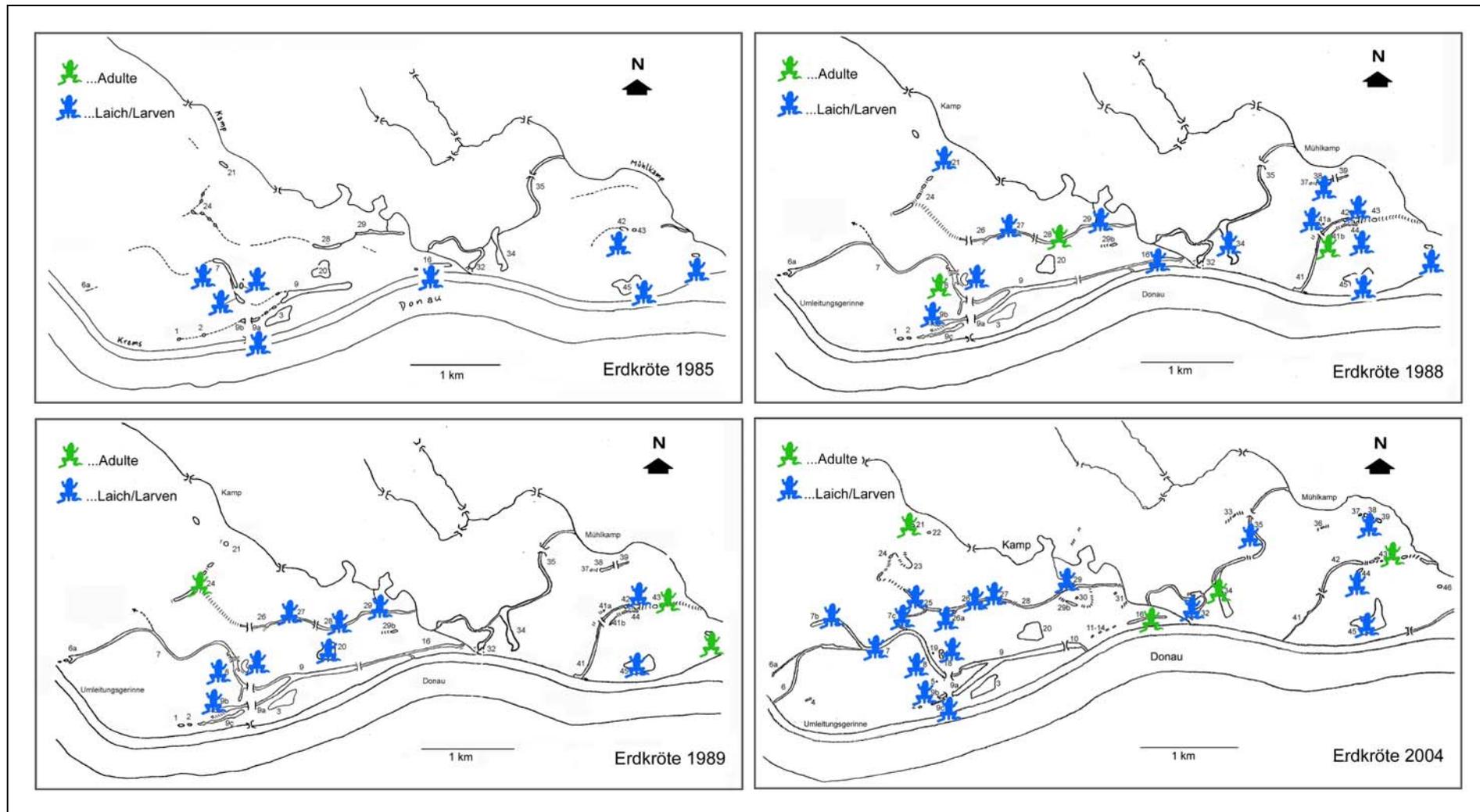


Abb. 55: Nachweis von *Bufo bufo* (Erdkröte) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den unterschiedlichen Untersuchungsjahren.

4.3.2.3. Grünfrösche – *Pelophylax ridibundus* (Seefrosch), *Pelophylax lessonae* (Kleiner Wasserfrosch), *Pelophylax kl. esculentus* (Teichfrosch)

Die Anzahl der Grünfrosch-Laichplätze blieb über die Untersuchungsjahre hinweg relativ stabil (Tab. 123). Im Verhältnis zwischen der Anzahl der untersuchten Gewässer und den als Laichplatz angenommenen Gewässern ist im Laufe der Jahre eine Abnahme der Laichgewässer festzustellen: der relative Anteil der Laichplätze ging von 29% im Jahr 1985 auf 14% im Jahr 2004 zurück.

Tab. 123: Anzahl der auf Grünfrösche untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n		n	%
1985	24		7	29,2
1988	34		10	29,4
1989	24		3	12,5
2004	50		7	14,0

Der Chi-Quadrat-Anpassungstest zeigt nur zwischen den Jahren 1985 und 2004 sowie 1988 und 2004 eine signifikante Abweichung in der Anzahl der Grünfrosch-Laichplätze (Tab. 124). Zwischen den anderen Jahren traten keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der Laichgewässer auf.

Tab. 124: Grünfrosch - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-	-
	1988	0,00 ^{ns}	x	-	-
	1989	3,23 ^{ns}	3,31 ^{ns}	x	-
	2004	5,57*	5,72*	0,10 ^{ns}	x

Laichnachweise von Grünfröschen (*Pelophylax ridibundus*, *P. lessonae*, *P. kl. esculentus*) konnten in allen Habitattypen erbracht werden (Abb. 56, Tab. 116). Der Habitattyp H1 wurde erstmals im Jahr 1988 besiedelt.

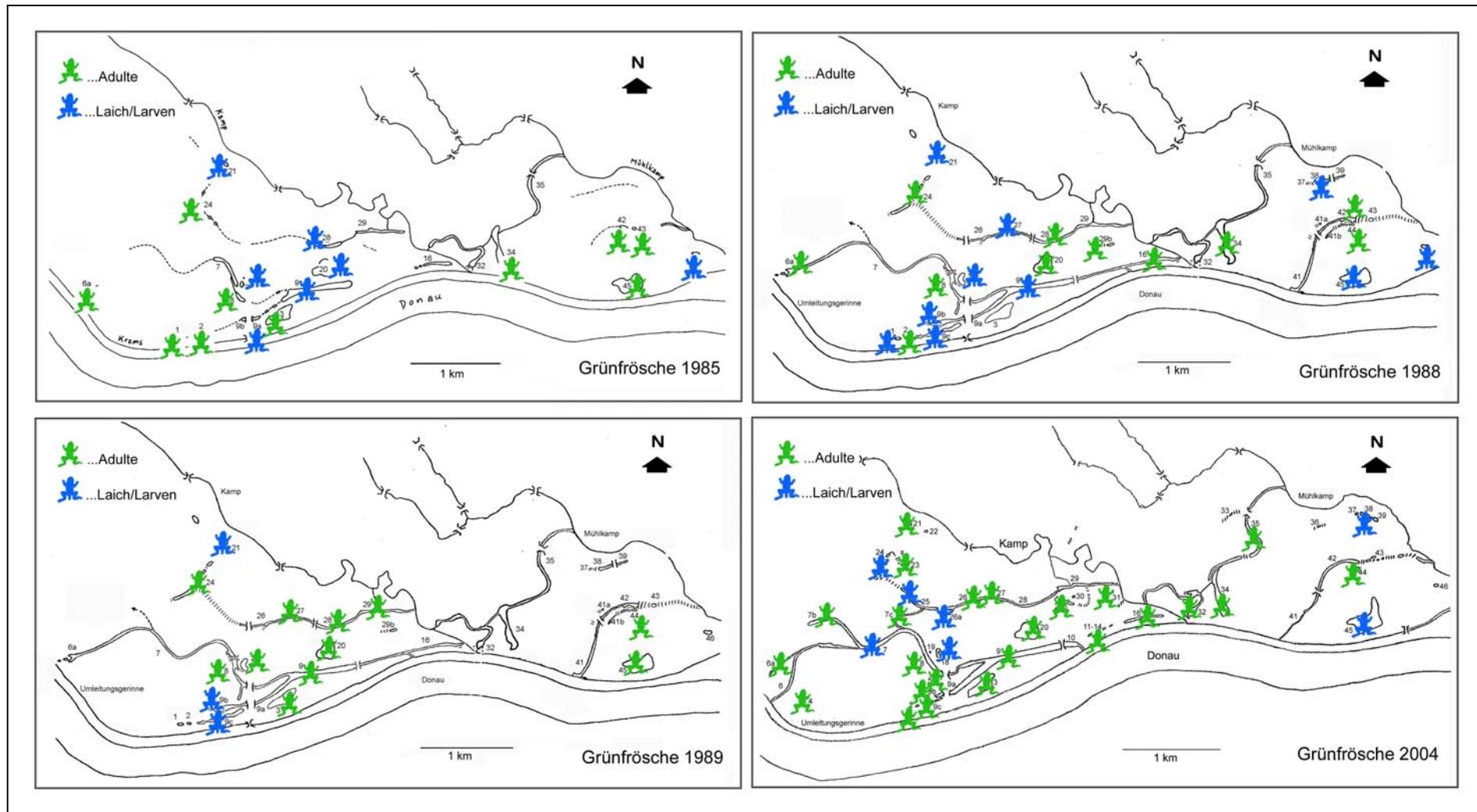


Abb. 56: Nachweis von *Pelophylax* spp. (Grünfrösche) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

4.3.2.4. *Hyla arborea* (Laubfrosch)

Während der ersten drei Untersuchungsjahre blieb die Anzahl von vier bzw. drei Laubfrosch-Laichplätzen relativ stabil. Im Jahr 2004 wurde ein Anstieg auf neun Laichplätze nachgewiesen (Tab. 125). Im Verhältnis der als Laichplatz angenommenen Gewässer zu den insgesamt untersuchten Gewässern gab es von 1985 bis 2004 keine auffälligen Veränderungen.

Tab. 125: Anzahl der auf Laubfrösche untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n		n	%
1985	24		4	16,6
1988	34		4	11,8
1989	24		3	12,5
2004	50		9	18,0

Die statistische Auswertung ergab über die Jahre hinweg keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der als Laichplatz angenommenen Gewässer (Tab. 126).

Tab. 126: Laubfrosch - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-	-
	1988	0,59 ^{ns}	x	-	-
	1989	0,30 ^{ns}	0,01 ^{ns}	x	-
	2004	0,06 ^{ns}	1,87 ^{ns}	1,38 ^{ns}	x

Die Gewässer mit Laichnachweis entsprachen den Habitattypen H2 bis H5 (Abb. 57, Tab. 116). Adulte Individuen bzw. rufende Laubfrösche wurden in den Habitattypen H2, H3 und H4 beobachtet.

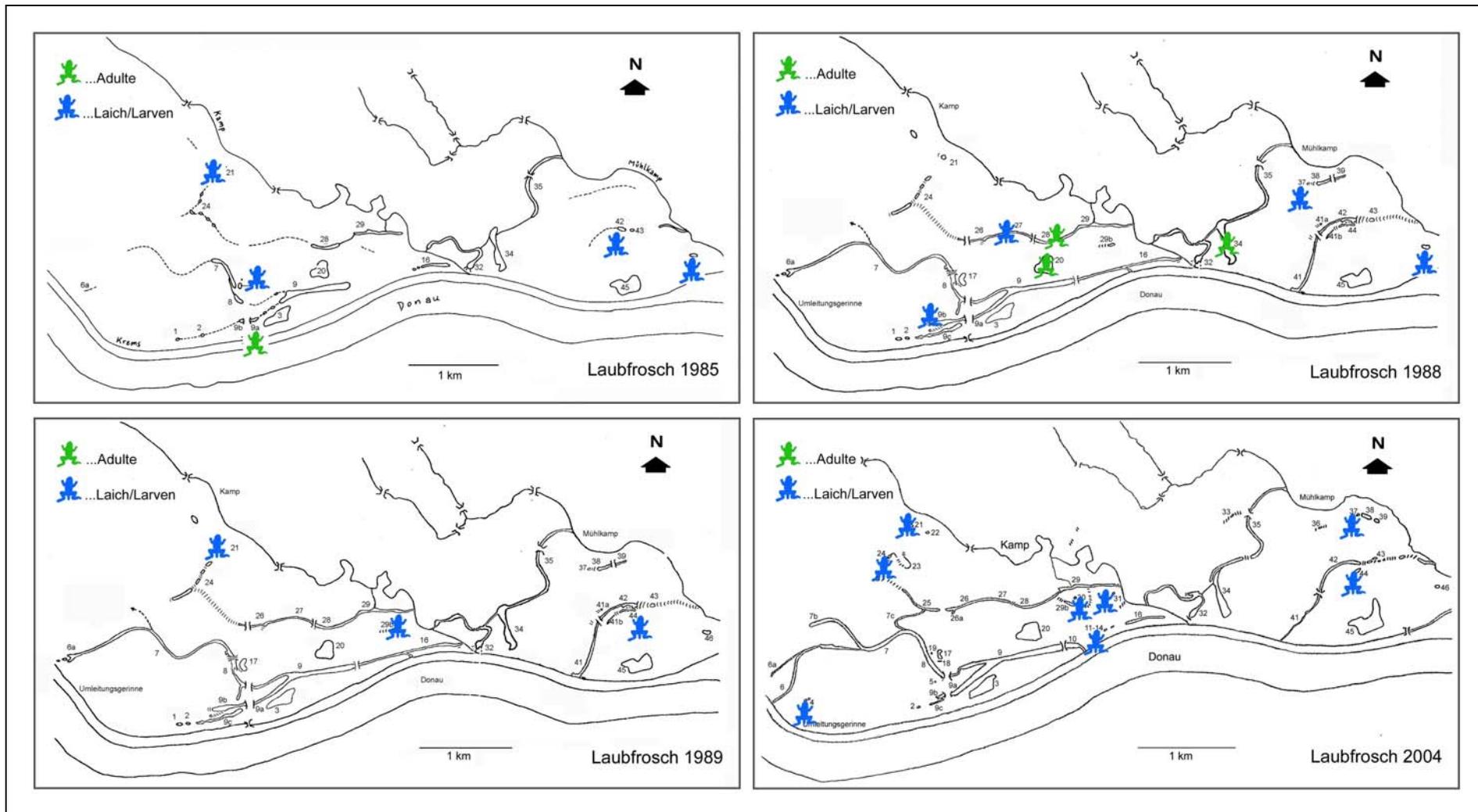


Abb. 57: Nachweis von *Hyla arborea* (Laubfrosch) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

4.3.2.5. *Lissotriton vulgaris* (Teichmolch)

Die Anzahl der Laichplätze stieg nach Durchführung des „Hinterlandprojektes Nord“ von zwei Laichgewässern im Jahr 1985 nur auf drei Laichgewässer im Jahr 1988 an. Während 1989 nur ein Gewässer zum Ablachen angenommen wurde, konnten im Jahr 2004 insgesamt acht Laichgewässer festgestellt werden.

Das Verhältnis der Laichgewässer zu den insgesamt untersuchten Gewässern nahm von rund 8% im Jahr 1985 auf 16% im Jahr 2004 zu (Tab. 127).

Tab. 127: Anzahl der auf Teichmolche untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n		n	%
1985	24		2	8,3
1988	34		3	8,8
1989	24		1	4,2
2004	50		8	16,0

Die statistische Überprüfung mit Hilfe des Chi-Quadrat-Anpassungstests ergab eine signifikante Abweichung in der Anzahl der Teichmolch-Laichgewässer zwischen den Jahren 1985 und 2004 sowie zwischen den Jahren 1989 und 2004 (Tab. 128). In allen anderen Vergleichsjahren konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Tab. 128: Teichmolch - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungs-	1985	x	-	-	-
	1988	0,01 ^{ns}	x	-	-
	1989	0,55 ^{ns}	0,65 ^{ns}	x	-
	2004	3,85*	3,20 ^{ns}	17,53***	x

Die Laichgewässer entsprachen den Habitattypen H2, H3, H4 und H5 (Abb. 58, Tab. 116). Adulte Individuen wurden in den Habitattypen H3 und H5 beobachtet.

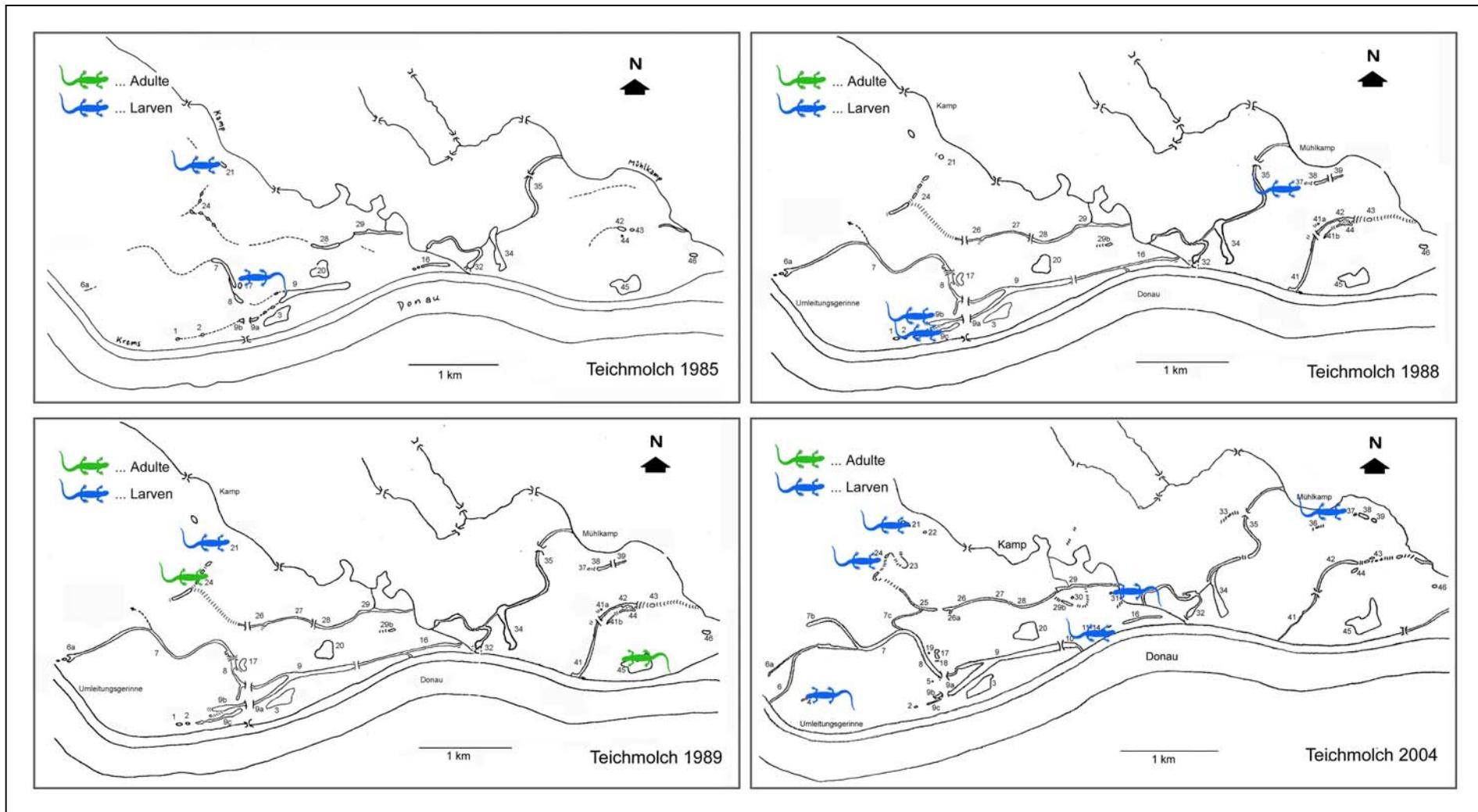


Abb. 58: Nachweis von *Lissotriton vulgaris* (Teichmolch) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

4.3.2.6. *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte)

Die Anzahl der Knoblauchkröten-Laichplätze sank von vier im Jahr 1985 auf jeweils einen in den Jahren 1988 und 1989 und zwei im Jahr 2004. Auch das Verhältnis der Laichgewässer zu den insgesamt untersuchten Gewässern nahm stark ab (Tab. 129).

Tab. 129: Anzahl der auf Knoblauchkröten untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n		n	%
1985	24		4	16,6
1988	34		1	2,9
1989	24		1	4,2
2004	50		2	4,0

Der Unterschied in der Anzahl der Knoblauchkröten-Laichplätze ist zwischen den Jahren 1985 und 1988 sowie zwischen den Jahren 1985 und 2004 signifikant (Tab. 130). In allen anderen Jahren konnte keine signifikante Änderung festgestellt werden.

Tab. 130: Knoblauchkröte - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-	-
	1988	4,61*	x	-	-
	1989	2,70 ^{ns}	0,13 ^{ns}	x	-
	2004	5,78*	0,20 ^{ns}	0,00 ^{ns}	x

Die Laichgewässer entsprachen den Habitattypen H3, H4 und H5 (Abb. 59, Tab. 116). Adulte Individuen bzw. rufende Knoblauchkröten wurden in den Habitattypen H2, H3, H4 und H5 beobachtet.

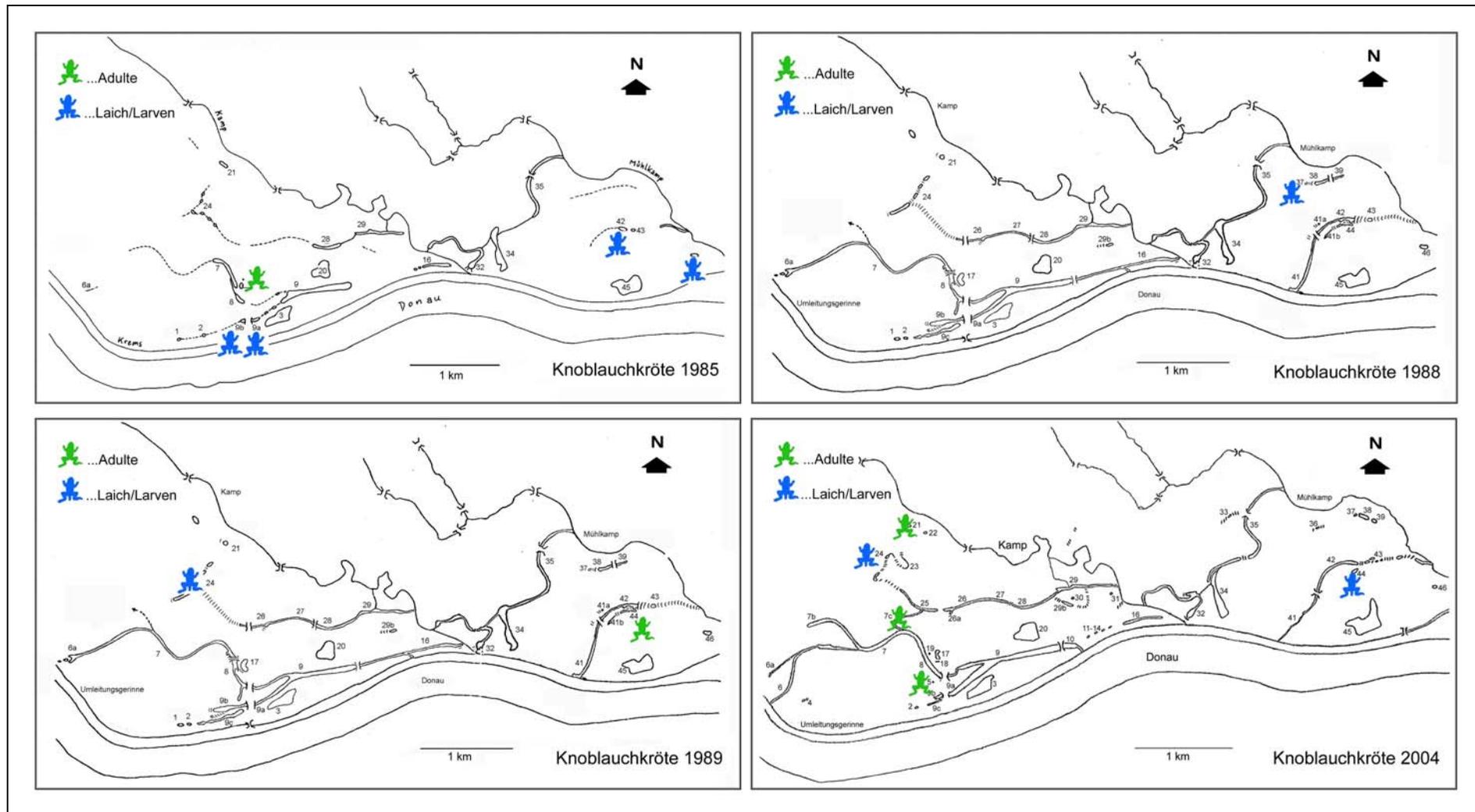


Abb. 59: Nachweis von *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

4.3.2.7. *Triturus dobrogicus* (Donaukammolch)

Die Anzahl der Donaukammolch-Laichplätze nahm nach Durchführung des „Hinterlandprojektes Nord“ ab. Während 1985 noch ein Laichgewässer festgestellt werden konnte, war der Kammolch 1988 und 1989 nicht mehr nachweisbar. Erst im Jahr 2004 wurden wieder 2 Laichplätze verzeichnet.

Das Verhältnis der Laichgewässer zu den insgesamt untersuchten Gewässern blieb 1985 und 2004 mit jeweils 4% gleich (Tab. 131).

Tab. 131: Anzahl der auf Donaukammolche untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer		als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n		n	%
1985	24		1	4,2
1988	34		0	0,0
1989	24		0	0,0
2004	50		2	4,0

Die statistische Auswertung ergab keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der Laichgewässer zwischen den Jahren 1985 und 1988, 1985 und 1989 sowie 1985 und 2004 (Tab. 132).

Für die Jahre 1988/1989, 1988/2004 und 1989/2004 kann keine Aussage getroffen werden, da sowohl 1988 als auch 1989 keine Laichgewässer nachgewiesen werden konnten.

Tab. 132: Donaukammolch - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre		1985	1988	1989	2004
		χ^2	χ^2	χ^2	χ^2
Beobachtungs-	1985	x	-	-	-
	1988	1,48 ^{ns}	x	-	-
	1989	1,04 ^{ns}	-	x	-
	2004	0,00 ^{ns}	-	-	x

Die Laichgewässer des Donaukammolchs entsprachen den Habitattypen H4 und H5 (Abb. 60, Tab. 116). Adulte Individuen wurden im Habitattyp H4 beobachtet.

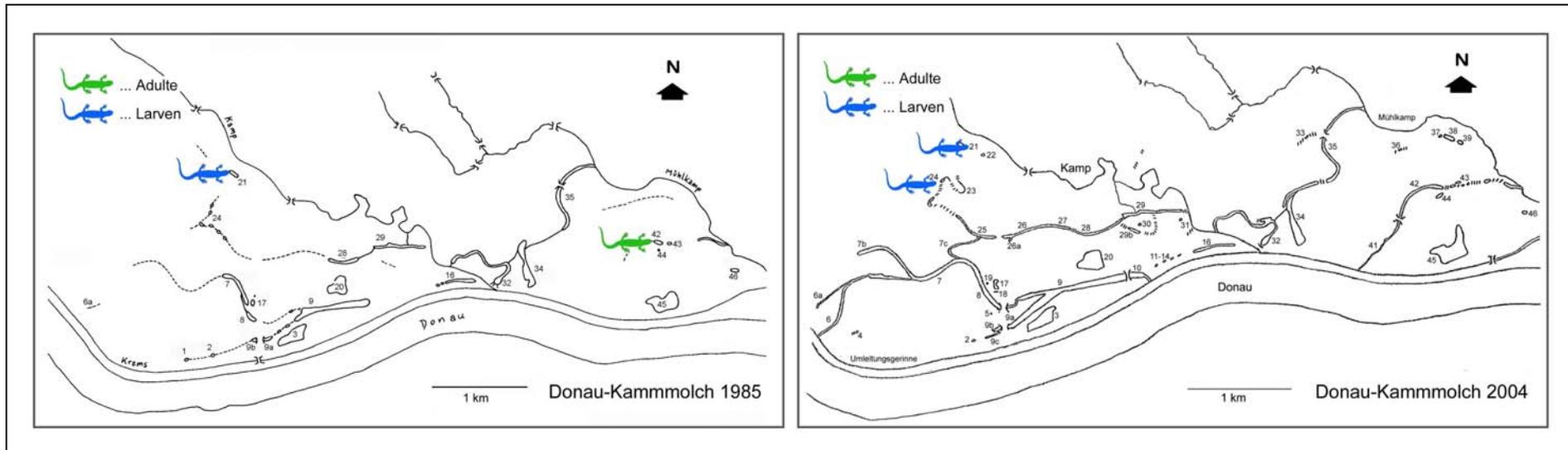


Abb. 60: Nachweis von *Triturus dobrogicus* (Donau-Kammolch) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

4.3.2.8. *Bombina bombina* (Rotbauchunke)

Nach den Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 konnten in den Jahren 1988 und 1989 keine Rotbauchunken-Laichplätze nachgewiesen werden (Tab. 133). Erst im Jahr 2004 wurde wieder ein Laichnachweis an einem Gewässer erbracht. Die Anzahl der Laichplätze nahm von zwei im Jahr 1985 auf einen im Jahr 2004 ab.

Tab. 133: Anzahl der auf Rotbauchunken untersuchten Gewässer im jeweiligen Untersuchungsjahr und die als Laichplatz angenommenen Gewässer. n = Anzahl, % = relativer Anteil.

Jahr	untersuchte Gewässer	als Laichplatz angenommene Gewässer	
	n	n	%
1985	24	2	8,3
1988	34	0	0,0
1989	24	0	0,0
2004	50	1	2,0

Für die Jahre 1985/1988, 1985/1989 und 1985/2004 liegen keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der Laichplätze vor (Tab. 134).

Über die Jahre 1988/1989, 1988/2004 und 1989/2004 kann keine Aussage getroffen werden, da in den Jahren 1988 und 1989 keine Laichgewässer nachgewiesen werden konnten.

Tab. 134: Rotbauchunken - Chi-Quadrat-Anpassungstest (χ^2), $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$, nicht signifikant = ns.

Bezugsjahre	1985 χ^2	1988 χ^2	1989 χ^2	2004 χ^2
Beobachtungsj.	1985	x	-	-
	1988	3,09 ^{ns}	x	-
	1989	2,18 ^{ns}	-	x
	2004	2,63 ^{ns}	-	-

Alle Gewässer mit Laichnachweis entsprachen dem Habitattyp H4 (Abb. 61, Tab. 116). Adulte Individuen bzw. rufende Rotbauchunken wurden auch an den Habitattypen H2, H3 und H5 beobachtet.

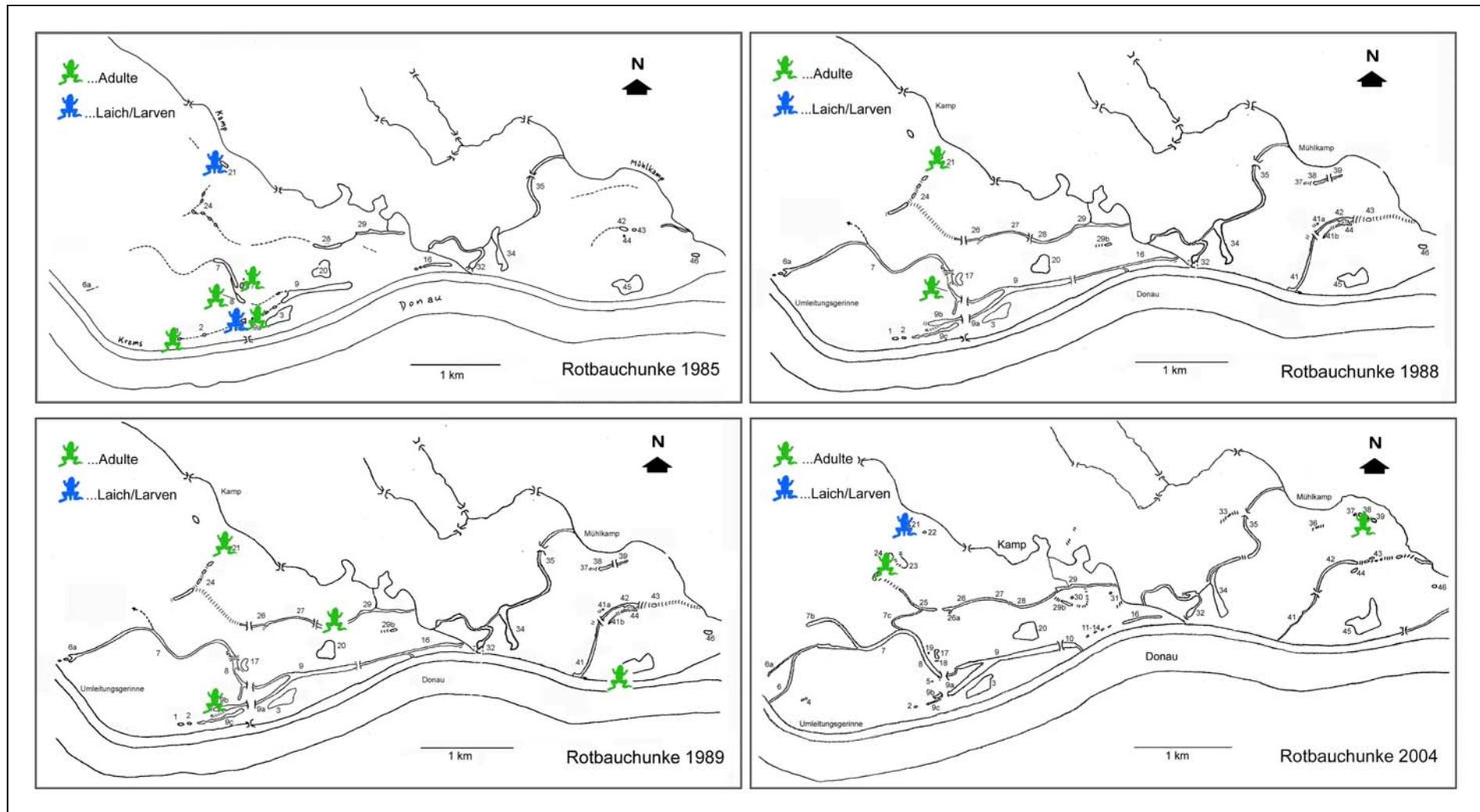


Abb. 61: Nachweis von *Bombina bombina* (Rotbauchunke) an Gewässern der Altenwörther Donauauen in den jeweiligen Untersuchungsjahren.

4.3.3. Zusammenfassung der statistischen Auswertung

Ein zusammenfassender Überblick über die Anzahl der Laichplätze von 2004 gegenüber 1985 zeigt:

- eine signifikant höhere Laichplatzannahme bei den Braunfröschen und *Lissotriton vulgaris* bei stark gestiegenem Laichplatzangebot;
- eine signifikant geringere Laichplatzannahme bei den Grünfröschen trotz stark gestiegenem Laichplatzangebot;
- keinen signifikanten Unterschied in der Laichplatzannahme bei *Bufo bufo* und *Hyla arborea* trotz stark gestiegenem Laichplatzangebot.

Die Auswertung des „Ivlev-Selectivity-Index“ zeigt nur im Jahr 2004 mit Werten zwischen 0,7 bis 0,9 eine starke Bevorzugung des Habitattyps H4 bei fast allen Arten. In allen anderen Jahren können keine eindeutigen Präferenzen festgestellt werden. Es fällt auf, dass der Habitattyp H1 in den Jahren 1988/89 und 2004 von den Braunfröschen, im Jahr 2004 auch von der Erdkröte, verhältnismäßig gerne angenommen wurde.

4.4. Stetigkeit und Diversität

4.4.1. Stetigkeit der Arten

Die Stetigkeit (Tab. 135) gibt den relativen Anteil der Gewässer mit Laich- bzw. Larven-Nachweis einer Art bezogen auf die Gesamtzahl der Amphibien-Brutgewässer an.

Tab. 135: Stetigkeit der einzelnen Arten. nLG = Anzahl der Laichgewässer, % = Stetigkeit.⁷

	1985		1988		1989		2004	
	nLG	%	nLG	%	nLG	%	nLG	%
<i>Rana dalmatina</i>	11	73,3	-	-	-	-	43	95,6
<i>Rana arvalis</i>	4	26,7	-	-	-	-	15	33,3
<i>Rana temporaria</i>	1	6,7	-	-	-	-	3	6,7
Braunfrosch-Artenkr.	13	86,7	25	92,6	22	100,0	43	95,6
<i>Bufo bufo</i>	8	53,3	13	48,1	9	40,9	17	37,8
Grümfrosch-Artenkr.	7	46,7	10	37,0	3	13,6	7	15,6
<i>Hyla arborea</i>	4	26,7	4	14,8	3	13,6	9	20,0
<i>Lissotriton vulgaris</i>	2	13,3	3	11,1	1	4,5	8	17,8
<i>Pelobates fuscus</i>	4	26,7	1	3,7	1	4,5	2	4,4
<i>Triturus dobrogicus</i>	1	6,7	0	0,0	0	0,0	2	4,4
<i>Bombina bombina</i>	2	13,3	0	0,0	0	0,0	1	2,2
Anzahl der Laichgew.	15		27		22		45	

Die dominierende Amphibiengruppe des Untersuchungsgebietes waren in allen Untersuchungsjahren die Braunfrösche, die sich in bis zu 100% der Amphibienlaichgewässer fortpflanzten. Von den Braunfröschen war der Springfrosch in den Jahren 1985 und 2004 am weitesten verbreitet. Da Braunfroschlaich bzw. -larven in den Jahren 1988 und 1989 nicht durchgängig getrennt erhoben wurden, kann über diese Jahre keine Aussage getroffen werden.

Bei Teichmolch und Laubfrosch war nach den Dotationsmaßnahmen eine Abnahme in ihrer Stetigkeit zu beobachten, die im Jahr 2004 aber wieder anstieg.

Die Stetigkeit der Knoblauchkröte, der Erdkröte und dem Grümfrosch-Artenkreis sank nach den Dotationsmaßnahmen stark ab.

⁷ Unterschiede zur Publikation von WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) ergeben sich durch eine andere Aufschlüsselung der Gewässer.

Donaukammolch und Rotbauchunke verschwanden nach der Umsetzung des „Hinterlandprojektes Nord“ und konnten erst wieder im Jahr 2004 – mit geringerer Stetigkeit als im Jahr 1985 – nachgewiesen werden.

4.4.2. Artenvielfalt in den Laichgewässern

In allen Untersuchungsjahren wurde der Großteil der Gewässer von nur ein bis zwei Arten zur Fortpflanzung genutzt (Tab. 136, Abb. 62).

Tab. 136: Klassifizierung der Laichgewässer nach der Anzahl der festgestellten Arten. Die drei Braunfroscharten (Spring-, Moor-, Grasfrosch) und die drei Grünfroscharten (See-, Teich-, Kleiner Teichfrosch) wurden jeweils als eine „Art“ gezählt. n = die Anzahl der untersuchten Gewässer, % = der prozentuelle Anteil an allen Laichgewässern.

Artenzahl	1985		1988		1989		2004	
	n	%	n	%	n	%	n	%
1-2	9	60,0	18	66,7	20	90,9	32	71,1
3-4	3	20,0	8	29,6	2	9,1	11	24,4
5-6	3	20,0	1	3,7	0	0,0	2	4,4
Summe	15		27		22		45	

Die Gewässeranzahl mit 3 bis 4 Arten nahm von drei Gewässern im Jahr 1985 auf 11 Gewässer im Jahr 2004 zu, wobei sich der relative Anteil dieser Gewässer an den Gesamtlaichplätzen, abgesehen vom Jahr 1989, nur geringfügig änderte.

Umgekehrt verhält es sich bei den sehr artenreichen Gewässern mit 5-6 Arten. Die Anzahl der Laichgewässer zwischen 1985 und 2004 blieb mit drei bzw. zwei Gewässern fast gleich. Das Verhältnis der artenreichen Gewässer zu allen Laichgewässern verringerte sich allerdings von 20% im Jahr 1985 auf nur mehr ca. 4% im Jahr 2004.

Eine Übersicht über die Gewässer und die darin nachgewiesenen Arten findet sich im Anhang in Tab. 139 – 142.

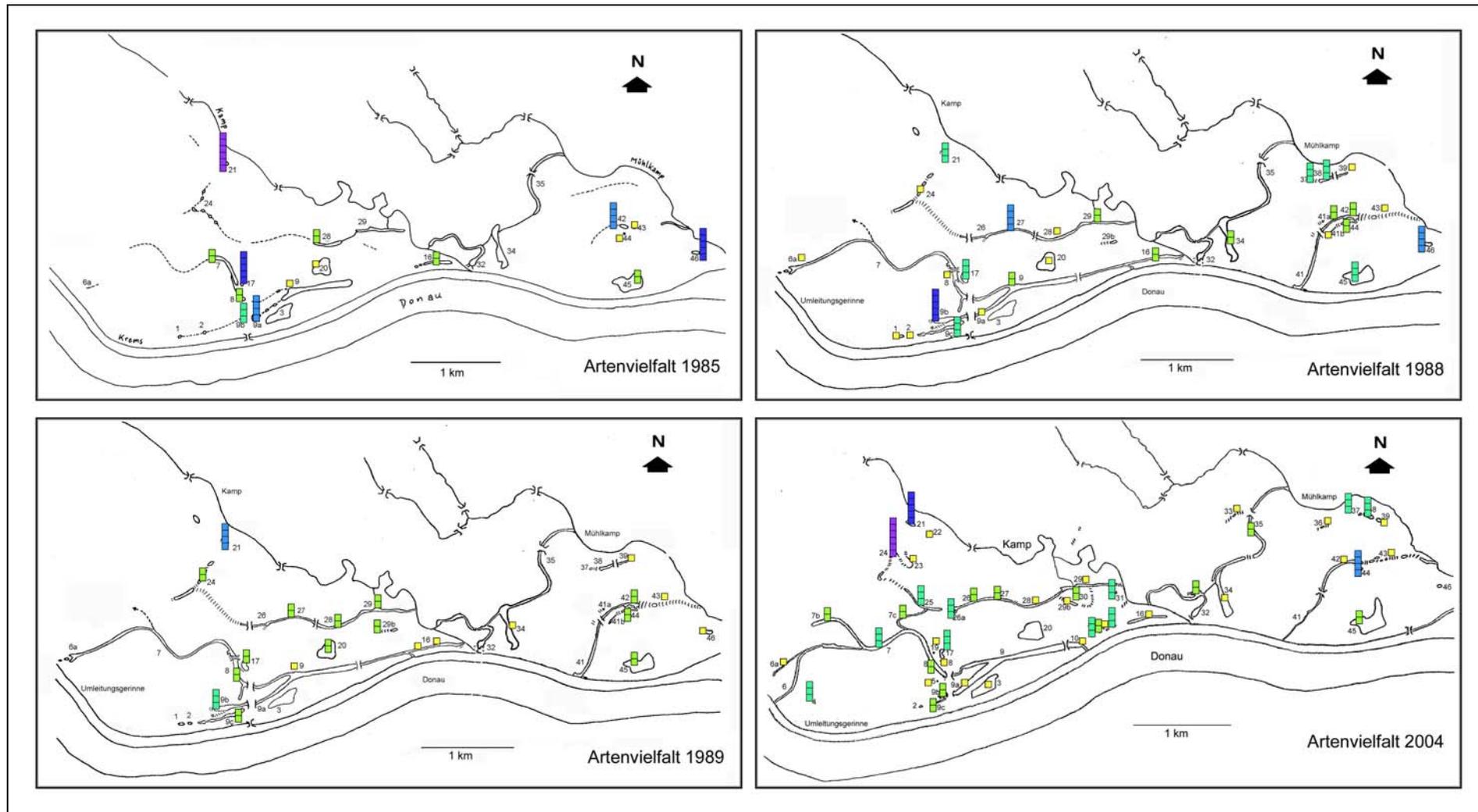


Abb. 62: Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet. Gelb = 1 Art, grün = 2 Arten, türkis = 3 Arten, hellblau = 4 Arten, dunkelblau = 5 Arten, violett = 6 Arten.

Die durchschnittlichen Artenzahlen, bezogen auf die Habitattypen H1-H5 (Abb. 50), sind in Abb. 63 dargestellt. In die Berechnung fließen alle im Untersuchungsgebiet untersuchten Gewässer ein, wodurch amphibienlose Gewässer den durchschnittlichen Artenbestand vermindern. Die Präferenz der Frühlaicher (Braunfrösche, *Bufo bufo*) und Sommerlaicher (Grünfrösche, Molche, *Bombina bombina*, *Pelobates fuscus*, *Hyla arborea*) wird getrennt dargestellt.

Sowohl im Jahr 1985 als auch im Jahr 2004 konnte im Habitattyp H4 die größte Artenvielfalt festgestellt werden.

In den Jahren 1988 und 1989 war der Habitattyp H4 im Untersuchungsgebiet nicht vertreten, die Amphibien wichen auf andere Habitattypen aus. Allerdings wurde in keinem der angenommenen Habitattypen eine ähnlich hohe Artenvielfalt wie im Jahr 1985 im Habitattyp H4 erreicht. Weiters waren die Artenzahlen, vor allem im Jahr 1989, zwischen den Habitattypen ausgeglichener als im Jahr 1985.

Bei der Betrachtung der Früh- und Sommerlaicher fällt auf, dass vor allem die Sommerlaicher ihre größte Artenvielfalt im Habitattyp H4 aufwiesen.

Zeigten Frühlaicher im Jahr 1985 eine Präferenz für permanente stehende Gewässer vom Habitattyp H3 bzw. H4, war diese Tendenz in späteren Jahren nicht mehr feststellbar. Im Jahr 2004 wiesen alle Habitattypen eine ähnliche Artenvielfalt auf. Bemerkenswert hoch ist die durchschnittliche Artenzahl der Frühlaicher im Habitattyp H1.

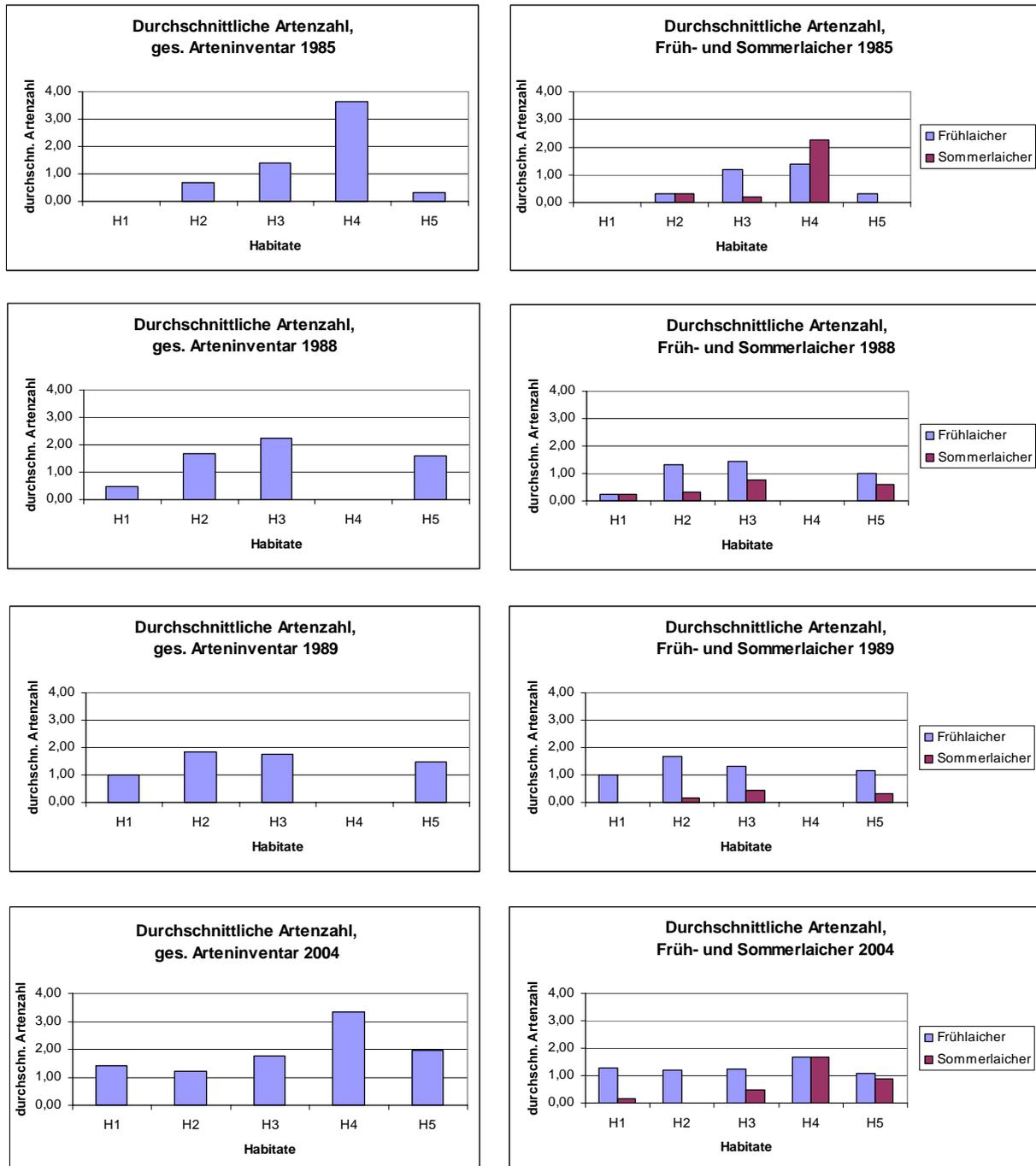


Abb. 63: Durchschnittliche Artenzahlen von Früh- und Sommerläufer und des gesamten Arteninventars, aufgedgliedert auf die Habitattypen H1-H5 (siehe Abb. 50). Braunfrösche (*Rana dalmatina*, *R. temporaria*, *R. arvalis*) sowie Grünfrösche (*Pelophylax lessone*, *P. kl. esculentus*, *P. ridibundus*) wurden jeweils als eine „Art“ gezählt.

4.5. „Amphibien-Habitat-Index“

Der „Amphibien-Habitat-Index“ (Tab. 137) zeigt bei Berücksichtigung aller untersuchten Gewässer- und Gewässerabschnitte eine Zunahme von stehenden Gewässern bzw. eine zunehmende Verlandung im Untersuchungsgebiet an.

Tab. 137: Ergebnis des „Amphibien-Habitat-Index“ („AHI“).

	1985	1988	1989	2004
„AHI“	2,69	3,35	3,87	3,81

Daten für die Berechnung finden sich im Anhang in Tab. 144 - 145.

5. Diskussion

5.1. Arteninventar

Die großflächigen Reste der Flussauen beherbergen in Europa die artenreichsten Vorkommen von Amphibien (PINTAR 2001a, BAUMGARTNER 2004). Auch im Untersuchungsgebiet, den nördlichen Donauauen bei Altenwörth, konnte zumindest die Hälfte von 20 in Österreich bekannten Arten beobachtet werden. So wurden in den Erhebungsjahren 1985, 1988, 1989 jeweils zehn Arten und 2004 elf Arten nachgewiesen (Tab. 110). Damit konnten über die Jahre fast alle 13 in den Niederösterreichischen Donauauen dokumentierten Arten (u.a. PINTAR 1984, WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 1986, STEINER *et al.* 1988, PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989, PINTAR & STRAKA 1990, PINTAR 2001a, b) nachgewiesen werden.

Die Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet ergibt sich durch das Zusammentreffen von Arten mit unterschiedlichen geographischen und ökologischen Schwerpunkten: So sind z.B. neben den planar-collinen Arten Rotbauchunke (*Bombina bombina*) und Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) der schwerpunktmäßig submontan-alpin verbreitete Grasfrosch (*Rana temporaria*), sowie der eher in offenen Lebensräumen der tieferen Lagen verbreitete Moorfrosch (*Rana arvalis*) anzutreffen (vgl. PINTAR 2001a).

Besonders erfreulich ist, dass von den FFH-Arten (im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie angeführte Arten; Tab. 138) *Bombina bombina* und *Triturus dobrogicus*, für die 1988 und 1989 kein Laichnachweis erbracht werden konnte, im Jahr 2004 wieder Larven gefunden wurde. Auf die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten wird im Folgenden (Kapitel 5.4.) genauer eingegangen.

Tab. 138: Status nach der „Roten Liste“ (GOLLMANN 2007) und nach der Fauna und Flora Habitat Richtlinie (FFH-RL): Anhang II „Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen“; Anhang IV „Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse“ (ZANINI & REITHMAYER 2004).

Art	Rote-Liste	FFH RL
Caudata (Schwanzlurche)		
<i>Lissotriton vulgaris</i>	Near Threatened/nahezu gefährdet	
<i>Triturus dobrogicus</i>	Endangered/ stark gefährdet	Anhang II
Anura (Froschlurche)		
<i>Bombina bombina</i>	Vulnerable/gefährdet	Anhang II, IV
<i>Pelobates fuscus</i>	Endangered/stark gefährdet	Anhang IV
<i>Bufo bufo</i>	Near Threatened/ nahezu gefährdet	
<i>Hyla arborea</i>	Vulnerable/gefährdet	Anhang IV
<u>Braunfrösche</u>		
<i>Rana arvalis</i>	Vulnerable/gefährdet	Anhang IV
<i>Rana temporaria</i>	Near Threatened/nahezu gefährdet	
<i>Rana dalmatina</i>	Near Threatened/nahezu gefährdet	Anhang IV
<u>Grünfrösche</u>		
<i>Pelophylax ridibundus</i>	Vulnerable/gefährdet	
<i>Pelophylax lessonae</i>	Vulnerable/gefährdet	Anhang IV
<i>Pelophylax kl. esculentus</i>	Near Threatened/nahezu gefährdet	

Im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen wurde die in Auegebieten nur sporadisch festgestellte Wechselkröte (*Bufo viridis*), die als Steppenart kein typischer Auenbewohner ist (GÜNTHER & PODLOUCKY 1996, CABELA *et al.* 2001). Einzelnachweise aus den Donauauen, sind u.a. aus der Wiener Lobau (WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* 1986), von Schottergruben bei Spillern und Stockerau im östlichen Tullnerfeld (zum Teil am Aurand) und aus dem Gebiet von Orth an der Donau bekannt (PINTAR & STRAKA 1990).

Im Untersuchungsgebiet fehlen natürlich auch die montan-alpin verbreiteten Amphibien wie Alpensalamander, Bergmolch, Alpenkammolch und Gelbbauchunke (vgl. PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989), sowie Feuersalamander und die in Österreich nur an maximal zwei Stellen verbreitete Kreuzkröte (CABELA *et al.* 2001, PINTAR 2001a).

5.2. Die Gewässersituation

Im Untersuchungsgebiet in den nördlichen Donauauen bei Altenwörth wurde durch den Bau des Wasserkraftwerkes Altenwörth in den Jahren 1973 bis 1976 der Kontakt zwischen Donau und dem Auegebiet unterbunden. Eine Dotation des Untersuchungs-

gebietes durch die Donau über eine Überströmstrecke beim Kremser Hafen (ungefähr 7 km donauaufwärts) konnte erst ab einer Wasserführung der Donau von $5.600 \text{ m}^3/\text{s}$ erfolgen (NACHTNEBEL 1989). Im Jahr 1985 wurde diese Marke nur an drei Tagen Anfang August überschritten (Tab. 1). Die Bewässerung des Gebietes erfolgte nach dem Kraftwerkbau primär durch die Flüsse Krems, Kamp und Mühlkamp. Als Folge des reduzierten Grundwasserspiegels und drastisch reduzierter Überschwemmungen trockneten, wie auch in Abb. 4 ersichtlich ist, viele Gräben und Altarme aus (vgl. NACHTNEBEL 1989).

Durch die Dotationsmaßnahmen im Rahmen des „Hinterlandprojektes Nord“ im Jahr 1986 - Absenken der Überströmstrecke beim Kremser Hafen und damit einhergehende vermehrte Dotation durch die Donau (Tab. 1), Anheben des Grundwasserspiegels durch Sohlschwellen im Krems/Kamp-Umleitungsgerinne; Errichten von Gießgängen (NACHTNEBEL 1989) - kam es zu einer Zunahme der dynamischen und stehenden Gewässer. So waren in den Untersuchungsjahren nach den Dotationsmaßnahmen (1988, 1989, 2004) ehemals trockene Gräben und Tümpel wieder mit Wasser gefüllt und der Wasserstand in existierenden Gewässern erhöht. (Abb. 5, 6). Schilf (*Phragmites communis*) reagiert empfindlich auf stärkere Hochwässer (OBERDORFER 1977), womit sich das Verschwinden des Habitattyps H4 in den Jahren 1988 und 1989 erklärt. So beobachtete WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) im Jahr 1988 z.B. im Gewässer 21 tote Halmstümpfe von Röhricht. Da sich das Gewässerangebot nach dem Abflussregime der Flüsse richtet, ist der Durchfluss somit Ausdruck von feuchten und trockenen Jahren (PINTAR 2001b). Trotzdem das Jahr 1989 ein eher trockenes Jahr ohne nennenswerte Donauhochwasserspitzen war (Tab. 1, Abb. 70), führten wesentlich mehr Gräben und Tümpel Wasser als vor der Umsetzung des Projektes „Hinterland Nord“. Das höhere Wasserangebot kann also auf die Dotationsmaßnahmen zurückgeführt werden (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000).

Das Jahr 2004 ist im Bezug auf die Wasserführung des Kamp als feuchtes Jahr einzustufen. Die Donau führte im Jahresmittel weniger Wasser als im langjährigen Durchschnitt (Tab. 1 bis 3).

Im Frühjahr gab es kein Donauhochwasser, welches das Untersuchungsgebiet nennenswert beeinflusste, sehr wohl aber Hochwasserereignisse bei Kamp und Krems (Abb. 71, 75, 79). Während der Frühjahrserhebungen im April konnte ein erhöhter Wasserstand beobachtet werden, Traversen und Furten waren überströmt.

An wenigen Tagen während der Sommererhebung im Juni zeigten Gewässer mit direktem Kontakt zum Umleitungsgerinne (Kalblsaumlacke 6 bis 10, Putenhauslacke 9a und Kälberbodenlahn 41 bis 43) einen relativ hohen Wasserstand – bei der

Kälberbodenlahn war z.B. die bei Mittelwasser trockene Furt zwischen Abschnitt 42 und 43 überströmt - während weiter nördlich liegende bzw. nicht mit dem Umleitungsgerinne verbundene Gewässer einen Pegelstand ähnlich wie bei Mittelwasser aufwiesen (z.B. Gewässer 29b: keine Verbindung zu Gewässerabschnitt 28, Graben 33 weist nur mehr einen sehr kleinen Tümpel auf). Hier zeigte sich der Einfluss der Donau auf das Untersuchungsgebiet, da zu diesem Zeitpunkt die Donau Hochwasser führte, während sich der Durchfluss des Kamp um den Mittelwasserbereich bewegte (13.6.04: Kienstock (Donau) 3.205 m³/s, Stiefen (Kamp) 8,99 m³/s, Imbach (Krems) 2,29 m³/s). Bei Mittelwasser hat die Donau allerdings keinen Einfluss auf das Untersuchungsgebiet (siehe Tab. 1).

Großflächige Überschwemmungen konnten im Jahr 2004 nicht beobachtet werden. Nach Auskunft von Fischern im Untersuchungsgebiet waren nur im Jahr 2002, in dem es im August zum „Jahrtausendhochwasser“ des Kamp kam (TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN 2002) – größere Teile des Auegebietes überstaut.

Alle Biotope unterliegen einer natürlichen Sukzession. Bei Gewässern zeigt sich das in einer langfristigen Verlandung (DURRER 1992, PINTAR 2001a). Um die Diversität der Gewässer auf lange Sicht zu erhalten, ist eine ungestörte Flussdynamik nötig. Dynamische Auegebiete zeichnen sich durch einen großen Reichtum an Gewässern aus, durch laufende Neubildung von Weihern und Tümpeln werden verlandete Gräben ersetzt und eine breite Palette von Kleingewässern garantiert (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989, PINTAR & STRAKA 1990, SCHUSTER 2001b, PINTAR 2001b, SPOLWIND *et al.* 2001). Die Gewässerdynamik sorgt dafür, dass Teile wieder ausgeräumt und die Sukzession über Pionierarten wieder von vorne beginnen kann (DURRER 1992). Fehlende Dynamik bedingt das Fehlen temporärer, sommerwarmer Gewässer als Habitate von Pionier- oder Initialarten (SCHLUDERMANN & SPOLWIND 2001). Die durch Überschwemmungen neu geschaffenen und immer wieder veränderten Kleingewässer verschiedenster Ausprägung bildeten in den Donauauen den Hauptanteil an Laichhabitaten (PINTAR 2001a). Durch Regulierung und Kraftwerksbau ist dieser Verjüngungsprozess stark abgebremst worden, sodass nunmehr die Verlandungsprozesse überwiegen und keine neuen Laichbiotope entstehen (WARINGER & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1986, PINTAR 2001a).

Die Gewässersituation im Untersuchungsgebiet zwischen den Jahren nach der Revitalisierung stellte sich relativ stabil dar. So war 1988 und 2004 der Großteil der Gewässer ident (Abb. 5 und 6, Tab. 106). Einige Gräben (z.B. Gewässer 4, 33, 36) waren nur im Jahr 2004 mit Wasser gefüllt, was als Folge der guten Wasserverfügbarkeit in diesem Jahr gewertet wird. Im gesamten Untersuchungsgebiet kam es durch Sukzession zu Verlandungsprozessen. So waren die Gewässer 10 und 16

im Jahr 2004 nicht mehr verbunden. Auch bei Hochwasser fanden sich zwischen diesen beiden Gewässern nur mehr einzelne stark verschilfte Tümpel. Bei den Gewässern 21, 9c und 39 war eine Veränderung des Habitattyps von H3 auf H4 respektive von H3 auf H5 zu beobachten (Tab. 106). Einige Tümpel (z.B. Gewässer 1, 8a, 41a, b) existierten im Jahr 2004 nicht mehr. Das Gewässer 17, welches dem Habitattyp H3 entsprach, wäre, ohne aktives Entfernen der Makrophyten durch Fischer, dem Habitattyp H4 zuzuordnen. Gänzlich neue Gewässer (Gewässer 30 und 31) entstanden nur durch Materialentnahme.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Gewässerangebot nach den Dotationsmaßnahmen gestiegen ist (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Besonders in feuchten Jahren werden Gräben gefüllt und verhältnismäßig viele Tümpel angeboten. Das Gebiet wird von mehreren Donauzubringern durchströmt, die zeitweise zu unterschiedlichen Zeiten vermehrt Wasser führen. Eine positive Auswirkung auf die Wasserführung von Gewässern im Gebiet, v.a. von grundwassergespeisten Tümpeln, ist anzunehmen. Aufgrund mangelnder Dynamik im Gebiet werden wichtige Amphibiengewässer allerdings langfristig verlanden. Neue Gewässer wurden nicht gebildet, natürliche Verjüngungsprozesse nicht beobachtet.

Dies spiegelt sich auch im errechneten „Amphibien-Habitat-Index“ (Tab. 137) wider. Die erhöhten Werte zeigen für das untersuchte Gebiet eine Zunahme der stehenden Gewässer bzw. eine zunehmende Verlandung an (siehe Kapitel 3.13.).

5.3. Habitattyp H1 als Laichgewässer

Im Jahr 2004 wurden an 5 Gewässern, die nach der Habitat-Voreinstufung dem Habitattyp H1 zugewiesen wurden, Amphibien nachgewiesen. Es handelte sich hierbei um die Gewässer 7, 8, 10, 32 und 35.

Der ganzjährig an das Krems-Kamp-Umleitungsgerinne angebundene Gießgang (Kalblsaum, Gewässer 6 bis 10) war durch Traversen und Rohrdurchlässe über große Strecken aufgestaut. Der fließende Charakter ging dadurch größtenteils verloren, das Gewässer wies streckenweise Weihercharakter auf.

Der artenreichste Sonderstandort befand sich im Gewässerabschnitt 7.

Durch eine Traverse mit Rohrdurchlass, die einem im Verhältnis zur Wassermenge relativ geringen Durchmesser aufwies, kam es bei Mittelwasser zu einem Rückstau des Wassers (Abb. 64). Bei Hochwasser war auch die Traverse selbst überströmt und durchgängig durchflossen.



Abb. 64: Habitatsondertyp H1, Gewässerabschnitt 7. Blick Richtung Westen. Im Vordergrund ist die Traverse sichtbar.

Auf der Westseite des Schilfgürtels befand sich eine Bucht (Abb. 65), die bei Mittelwasser im Staubereich – und damit im strömungsberuhigten Bereich – lag. Hier wuchs *Ceratophyllum* sp. (raues Hornblatt), *Elodea* sp. (Wasserpest), *Iris pseudacorus* und *Phalaris* sp., Fische konnten einwandern.

Es konnten im Jahr 2004 Laich bzw. Larven von *Bufo bufo*, *Rana dalmatina* und Grünfröschen nachgewiesen werden.



Abb. 65: Habitatsonderstandort H1, Gewässerabschnitt 7. Blick Richtung Osten. Der weiße Pfeil zeigt die Strömungsrichtung. Das Wasser fließt rechts vom Schilf in Richtung Traverse.

Ein weiteres Laichgewässer befand sich im durchgängig fließenden Gewässerabschnitt 32 (Abb. 66) etwas oberhalb des Durchstiches Richtung Gewässerabschnitt 34 (Abb. 6).



Abb. 66: Habitatsondertyp H1, Gewässerabschnitt 32.
Der weiße Pfeil gibt die Strömungsrichtung an.

Der Schilfbereich einer strömungsberuhigten Bucht (im Bild rechts) war bei Hochwasser überflutet. Hier konnte im Frühjahr Laich von *Rana dalmatina* festgestellt werden. Bei Rückgang des Wasserspiegels trockneten große Bereiche und ein Teil der Laichballen aus.

Im Sommer konnte nur eine Larve von *Bufo bufo* nachgewiesen werden, wobei die Vermutung nahe liegt, dass diese hierher verdriftet wurde. Durch den uneingeschränkten Zugang von Fischen in diese Bucht lag hier ein hoher Prädationsdruck vor.

Die Amphibienfundorte in den Gewässern 10 und 35 wiesen eine ähnliche Struktur wie Gewässer 32 auf.

Stark durchflossene Altarme ohne Buchten und Flachwasserzonen sind als Laichplätze ungeeignet (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989). So wurden strukturlose Kanäle mit durchwegs steilen Ufern und stärkerer Dynamik (Gewässer 6 und 41) nicht als Laichgewässer angenommen.

5.4. Die Situation der einzelnen Arten

Das Untersuchungsgebiet bildet mit Auwald, Schlägen, Wiesen und wenigen Ackerflächen eine reich strukturierte Landschaft. Nach den Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 nahm das Angebot an Laichgewässern signifikant zu (Tab. 112). Aufgrund unterschiedlicher Ansprüche sind allerdings nicht alle Gewässer und Landlebensräume für die unterschiedlichen Amphibienarten gleich attraktiv. Im Folgenden wird die Situation der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet diskutiert.

5.4.1. Früh- und Explosivlaicher

Zu den Früh- und Explosivlaichern zählen Springfrosch (*Rana dalmatina*), Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Grasfrosch (*Rana temporaria*) sowie die Erdkröte (*Bufo bufo*). Diese Arten laichen zu Frühlingsbeginn innerhalb einer kurzen Zeitspanne ab (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER & GEIGER 1996, GLANDT 2006). Eine quantitative Erhebung anhand von Laichballen, Laichschnüren bzw. Paaren ist möglich.

5.4.1.1. Braunfrösche (*Rana dalmatina*, *Rana arvalis*, *Rana temporaria*)

In allen Untersuchungsjahren wurden im Untersuchungsgebiet alle drei Braunfroscharten (*Rana dalmatina*, *Rana arvalis*, *Rana temporaria*) nachgewiesen (Tab. 110).

Rana dalmatina

Vor allem *Rana dalmatina* kann – wie auch HEINS & WESTPHAL (1987) und PINTAR (2001b) beobachteten - neu entstandene Gewässer rasch annehmen. Hierdurch kam es im Untersuchungsgebiet durch die Besiedelung neu gefüllter Gräben und Tümpel zwischen den Jahren 1985 und 2004 zu einem Anstieg der Anzahl der Laichgewässer (Tab. 117, Abb. 54). Mit einer Stetigkeit von rund 73% im Jahr 1985 und rund 96% im Jahr 2004 (Tab. 135) war er in beiden Jahren die dominierende Art im Augebiet. Neben allen anderen Habitattypen wurde im Jahr 2004 vor allem der Habitattyp H5 (austrocknende Gewässer) besiedelt (Tab. 116). Der auffallend hohe Anteil mit 21 Laichgewässern von insgesamt 43 Laichgewässern resultiert auch daraus, dass in diesem Jahr rund die Hälfte des gesamten Gewässerangebots dem Habitattyp H5 (temporäre Gewässer) zuzuordnen war (Abb. 51) und fast alle diese Tümpel von *Rana dalmatina* angenommen wurden. Als Laichplatz dienten hier auch kleine, relativ strukturlose Tümpel, die nach dem Laubaustrieb vollständig beschattet

waren (z.B. Gewässer 36), sowie Tümpel, die verhältnismäßig rasch austrockneten und somit keinen Fortpflanzungserfolg garantierten (z.B. Gewässer 18, 22).

Alle Laichplätze im H1 (Gewässerabschnitte 7, 8, 10, 32 und 35) befanden sich in strömungsberuhigten Bereichen (siehe auch Kapitel 5.3.). Zu einer erfolgreichen Reproduktion kam es allerdings nur im Gewässer 7. Dynamischere, strukturlose Kanäle mit steilen Ufern (z.B. Gewässer 6, 41) wurden nicht angenommen.

Auch aus anderen Untersuchungen ist bekannt, dass *Rana dalmatina* in den Niederösterreichischen Donauauen die häufigste und am weitesten verbreitete Art ist, welche die am wenigsten differenzierten Ansprüche an den Laichplatz stellt und auch in Buchten von Fließgewässern zu finden ist (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989, PINTAR & STRAKA 1990, PINTAR *et al.* 1997). Dies trifft auch in den Auwäldern der mittleren Rhone zu (PONSÉRO & JOLY 1998).

Rana arvalis

Auch *Rana arvalis* konnte im Jahr 2004 (15 Laichgewässer) im Vergleich zu 1985 (vier Laichgewässer) in mehr Gewässern reproduzieren (Tab. 116, Abb. 54). Mit Stetigkeiten von rund 27% im Jahr 1985 und rund 33% im Jahr 2004 kam die Art im Gebiet aber wesentlich seltener vor als *Rana dalmatina*.

Als Art des pannonischen Raums und der Flusslandschaften der Tieflagen des Südens und Ostens erreicht *Rana arvalis wolterstorffi* in Österreich seine westliche Verbreitungsgrenze und zeigt eine enge Bindung an große Feuchtgebiete und Flussauen (CABELA *et al.* 2001). Das Untersuchungsgebiet bei Altenwörth dürfte zur westlichsten Arealgrenze dieser Art zählen. In der Wachau (Auen bei Melk, Emmersdorf und Rossatz) konnten keine Moorfrosche nachgewiesen werden (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989). Auch in den Verbreitungskarten im Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien Österreichs (CABELA *et al.* 2001) sind die westlichsten Vorkommen bis knapp östlich der Wachau eingetragen.

Als Landlebensraum werden Gebiete mit hohem Grundwasserstand bevorzugt (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, GÜNTHER & NABROWSKY 1996). So ist der Moorfrosch in den Weichholzaunen großer Flüsse zu finden (NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Am Rhein, nördlich von Basel, konnte *Rana arvalis* nach Flusskorrekturen im 19. Jahrhundert nur noch in Bereichen mit hohem Grundwasserstand (teilweise höher als im Bezugsjahr 1880) beobachtet werden. In allen anderen Bereichen, in denen es durch Kraftwerkbau oder Dämme zu verminderten Überschwemmungen und Grundwasserabsenkung kam, war der Moorfrosch nicht mehr nachweisbar (LAUFER 2001). Auch im Rahmen von Untersuchungen der Landlebensräume in den Donauauen bei

Stockerau zeigte *Rana arvalis* vor allem in der Weidenau seine größte Abundanz. In der harten Au trat diese Art kaum noch in Erscheinung. Im Unterschied dazu, konnte *Rana dalmatina* die harte Au ebenso dicht besiedeln, wie die Anfangs- und Folgegesellschaften. Durch das Zurückweichen der beiden anderen Braunfroscharten (*Rana arvalis*, *Rana temporaria*) in der harten Au stellte er dort das prägende Element innerhalb dieser Gruppe dar (PINTAR 1984). Das geringe Vorkommen von *Rana arvalis* im Vergleich zu *Rana dalmatina* könnte ein Hinweis auf die relative Trockenheit des Gebietes sein. Die für Weichholzaunen typischen, regelmäßig länger andauernden Überschwemmungen größerer Bereiche konnten im Untersuchungsgebiet – wie im Kapitel 5.2. ausgeführt - nicht beobachtet werden.

Rana arvalis laichte im Untersuchungsgebiet im Jahr 2004 in sehr unterschiedlichen Gewässern. Der Großteil war besonnt und wies zumindest in Teilbereichen des Gewässers üppige Vegetation auf. Aber auch vegetationslose und/oder schattige Gewässer wurden besiedelt (z.B. Gewässer 26, 30, 36). In allen Gewässern war er mit dem Springfrosch vergesellschaftet. Die Laichgewässer umfassten die Habitattypen H2 bis H5, wobei der Habitattyp H5 zirka die Hälfte ausmachte (Tab. 116), und das Gewässer 9b (H2), das aufgrund seiner Verbindung über einen Rohrdurchlass mit dem Gießgang in Verbindung stand, aber eher den Charakter eines H3-Gewässers besitzt. Nicht anzutreffen war *Rana arvalis* vor allem in dynamischeren Gewässern, wie Buchten entlang des Gießganges oder dessen direkten Seitenarmen (Abb. 54). Dreizehn der Laichgewässer lagen in der Nähe von Waldrändern, Schlägen oder Aufforstungen. PINTAR (1984) erklärte die Vorliebe des Moorfrosches für die Weidenau unter anderem damit, dass diese am wenigsten einem geschlossenen Wald glich (fehlende Strauchschicht, üppige Krautschicht). Nach CABELA *et al.* (2001) wurde *Rana arvalis* im Vergleich zu *Rana dalmatina* öfter an Waldrändern/Lichtungen und seltener als der Springfrosch im Laubwald angetroffen. Auch FEJERVARY (1921), MERTENS (1947), GISLEN & KAURI (1959) sowie STUGREN (1966) bestätigen seine Vorliebe für offene, feuchte Lebensräume.

Alle genannten Faktoren, Vorkommen am Arealrand, relative Trockenheit des Gebietes und Anspruch an den Lebensraum, führen dazu, dass der Moorfrosch im Gebiet seltener anzutreffen war als der Springfrosch.

Rana temporaria

Der Grasfrosch ist die typische Art des Hügel- und Berglandes, kommt aber stellenweise auch im Flachland vor. Hier tritt er gegenüber Spring- und Moorfrosch zahlenmäßig zurück (BADER 2011). Dieser Sachverhalt war auch im Untersuchungsgebiet zu beobachten: Von allen nachgewiesenen Braunfroscharten ist *Rana*

temporaria mit einer Stetigkeit von nur knapp 7% (sowohl 1985 als auch 2004) eine der seltenen Arten im Untersuchungsgebiet (Tab. 135). Im Jahr 2004 wurde in drei Gewässer gelaicht. Das 1985 angenommene Laichgewässer 9a war 2004 direkt an den Gießgang angebunden und das Laichgeschehen verlagerte sich im selben Arm nach Westen (Abb. 54). Dieser Teil des Seitenarmes (Habitattyp H2) war nur durch einen Rohrdurchlass mit dem Gießgang in Verbindung und wies mehr den Charakter eines H3-Gewässers auf. Auch die beiden anderen, im Jahr 2004 besiedelten Gewässer, zählten zum Habitattyp H3.

Laichplatzsituation

Nach den Dotationsmaßnahmen wurde die größte Laichaktivität der Braunfrösche im Jahr 1989 mit insgesamt 4.264 Laichballen im gesamten Gebiet beobachtet, gefolgt von 1988 mit 3.436 Laichballen. Im Jahr 2004 wurden insgesamt nur 839 Laichballen aufgenommen. Da von der Laichballenanzahl auf die Größe der Amphibienpopulation geschlossen werden kann (JAHN & JAHN 1997), ergibt sich auf den ersten Blick das Bild einer signifikanten Zunahme der Laichplätze mit gleichzeitig starker Abnahme der Größe der Populationen.

Da die Laichaktivität von Amphibien von Jahr zu Jahr stark schwanken kann (z.B., BLAB 1986, PINTAR *et al.* 1997, KNEITZ 1998, MEYER *et al.* 1998, SCHUSTER 2001a, SCHUSTER 2001b, UTSCHICK 2001, HACHTEL *et al.* 2006, GOLLMANN 2007, eigene Beobachtung), ist ein zahlenmäßiger Vergleich zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren nicht möglich.

Um Aussagen über einen Trend in der Entwicklung der Amphibienpopulationen treffen zu können, sind regelmäßige Untersuchungen über mehrere Jahre hinweg nötig (MEYER *et al.* 1998). Überlegungen zu Ursachen von Populationsschwankungen sind in SCHUSTER 2001b, SCHUSTER 2004 und HACHTEL *et al.* 2006 angeführt. SCHUSTER (2001b) beobachtete, dass auf Jahre mit schrittweise zunehmenden Beständen Jahre mit abnehmenden Beständen folgten und eine Hypothese von PECHMANN & WILBUR (1994) besagt, dass Populationsgrößenschwankungen umso größer werden, je länger die Beobachtungsreihe dauert. Nach NEMESCHKAL (2005) kann eine seriöse Abschätzung über den Entwicklungstrend mit statistischen Methoden (z.B. Fourierzerlegung) erst ab mindestens 6 bis 7 Untersuchungsjahren durchgeführt werden.

WARIINGER-LÖSCHENKOHL (2000) führt in ihrem Bericht aus, dass sich nach den Dotationsmaßnahmen individuenreiche Laichplätze besonders in den neugefüllten Gräben, Tümpeln und flachen Überschwemmungszonen fanden. Im Jahr 1988 waren die in einem Graben liegenden Gewässer 26 und 27 mit gemeinsam ca. 900

Gelegen die individuenreichsten Laichgewässer. Der breite Graben war stark besonnt und wies eine reiche Uferstruktur auf. Diese Gewässer bestanden im April 1985 nur aus Wasserlacken mit hohem Cypriniden-Besatz, die vom Altarm 28 abgeschnitten waren. Auffällig war die geringere Laichaktivität in den Altarmen 28 und 29, einem dem Kamp näheren Teil desselben Grabens jenseits einer Traverse (Abb. 53). Hier war 1988 der Hochwassereinfluss größer, die Ufer großteils von Weiden beschattet und strukturärmer. Als diese Altarme im Frühjahr 1989 stagnierten (in diesem Jahr gab es kein Frühjahrshochwasser) und flache, sonnige Buchten aufwiesen, nahm die Laichaktivität wieder stark zu.

Im Jahr 2004 wiesen die Altarme 28 und 29 während des Frühjahrshochwassers wieder eine stärkere Dynamik auf. Im bei Hochwasser durchströmten Gewässer 29 wurde kein Laich nachgewiesen (Abb. 53). Die Laichaktivität im Gewässer 28 war mit nur einem Laichballen, der im westlichen Teil nahe der Traverse gefunden wurde, sehr gering. Mit zunehmender Distanz zum Kamp nahm die Anzahl der Gelege wieder zu. So konnten im Gewässer 27 insgesamt 22 und im Gewässer 26 insgesamt 66 Laichballen nachgewiesen werden. Diese Wasserstands- und Strömungsverhältnisse demonstrieren die negativen Auswirkungen einer stärkeren Dynamik auf Amphibienlaichplätzen.

Die Sommerquartiere von *Rana dalmatina* sind meist bis zu 700 m vom Laichgewässer entfernt. Aber auch Maximalwerte von 1.660 m wurden beobachtet (GÜNTHER *et al.* 1996). Nach BLAB (1986) kann die Wanderdistanz bis ca. 1.100 m betragen. Ein Austausch zwischen den Laichgewässern im Untersuchungsgebiet ist daher ohne Schwierigkeiten möglich.

Auch beim Moorfrosch liegen die meisten Laichgewässern innerhalb der Wanderdistanz (Jungtiere bis zu 1.000 m, Adulttiere von 500 m (GÜNTHER & NABROWSKY 1996) bis maximal 1.200 m (GLANDT 2006)). Ein Austausch zwischen den Laichgewässern westlich und östlich vom Kamp ist allerdings aufgrund der hohen Distanz (mind. 1.800 m) unwahrscheinlich.

Von *Rana temporaria* sind Wanderdistanzen von Adulttieren zum Sommerquartier bis 800 m (BLAB 1986) bzw. bis zu 2.000 m (SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996) bekannt. SCHÄFER (1994) ermittelte sogar maximale Ausbreitungsentfernungen geschlechtsreifer Grasfrösche von 3.800 m. Auch Jungtiere zeigen eine enorme Wanderleistung von bis zu 4.000 m in zwei Jahren (SCHLÜPMANN & GÜNTHER 1996). Im Jahr 2004 lagen die beiden Laichgewässer von *Rana temporaria* (Gewässer 9b und Gewässer 16) westlich des Kamp ca. 2.400 m Luftlinie auseinander. Die Entfernung zwischen Gewässer 16 westlich des Kamp und Gewässer 44 im östlichen Teil des

Untersuchungsgebietes betrug ungefähr 2.300 m Luftlinie. Trotz enormer Wanderleistungen einzelner Tiere wird ein Austausch zwischen den Fortpflanzungsgemeinschaften in nur sehr geringem Ausmaß angenommen.

5.4.1.2. *Bufo bufo* (Erdkröte)

Bufo bufo war nach *Rana dalmatina* in allen Jahren die zweithäufigste Art im untersuchten Auegebiet. Nach den Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 nahm die absolute Zahl der Laichgewässer zu (Tab. 120), die Stetigkeit der Art sank allerdings von rund 53% im Jahr 1985 auf rund 38% im Jahr 2004 ab (Tab. 135).

WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) führt aus, dass sich Laichplätze des Jahres 1985 die Teil des neu geschaffenen Gießgangsystems wurden, in strömungsärmere Gewässerabschnitte verschoben. Im Gewässer 29 bildete sich durch die hohe Wasserführung ein kleiner Flachuferbereich, der von einigen Paaren angenommen wurde. Ähnlich wie für die Braunfrösche gewann Gewässer 28 im Jahr 1989 durch den niedrigen Wasserstand auch für die Erdkröte an Attraktivität. Auch Gewässer 8 wurde wohl wegen der geringen Strömung und dem höheren Anteil von Flachwasserbuchten wieder als Laichgewässer angenommen. 1989 verlagerte sich das Laichgeschehen aus Tümpeln mit zu niedrigem Wasserstand in den dotierten benachbarten Graben 42.

In allen Laichgewässern der Jahre 1988/89 wurden auch im Jahr 2004 Erdkröten gefunden (Abb. 55). In einen Großteil davon (8 von 12 Gewässern) kam es auch zur erfolgreichen Reproduktion. Dieser Umstand spiegelt die in der Literatur wiederholt erwähnte Laichplatztreue von *Bufo bufo* wieder (z.B. JUNGFER 1943, HEUSSER 1960, NÖLLERT & NÖLLERT 1992). Die Zunahme der Laichplätze im Jahr 2004 gegenüber den Vorjahren zeigte allerdings, dass auch rasch neue Gewässer als Laichhabitat angenommen werden können.

Der Ivlev-Selectivity-Index (Tab. 113 – 115) zeigt in allen Jahren eine Bevorzugung permanenter Gewässer durch *Bufo bufo*. Nach den Dotationsmaßnahmen konnte eine Reproduktion in sehr geringem Ausmaß auch in temporären Gewässern nachgewiesen werden (Tab. 116). Dies deckt sich mit Beobachtungen in anderen Untersuchungsgebieten (PINTAR & STRAKA 1990, GÜNTHER & GEIGER 1996, TOCKNER *et al.* 2006, KUHN 2001, SCHUSTER 2001b).

Auch beruhigte Bereiche von Fließgewässern können von *Bufo bufo* genutzt werden (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989, SCHECKENHOFER 2008). Bei der Besiedlung des Habitattyps H1 (fließendes Gewässer) im Jahr 2004 durch *Bufo bufo* handelte es

sich um die Gewässerabschnitte 7, 8, 32 und 35. Wie schon beim Springfrosch beschrieben, befanden sich alle diese Laichplätze in strömungsberuhigten Bereichen (siehe auch Kapitel 5.3.). Eine erfolgreiche Reproduktion konnte auch bei *Bufo bufo* nur im Gewässer 7 nachgewiesen werden. Die einzelne Larve im fließenden Bereich außerhalb der Bucht des Gewässers 32 wurde vermutlich hierher verdriftet.

WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) führt aus, dass in den Jahren 1988/89 großteils die Kategorie der kleinen Laichplätze mit 1-10 Paaren vertreten war. Nur im Jahr 1989 konnten im Gewässer 28 und Gewässer 42 über 50 Paare gefunden werden. In beiden Fällen handelte es sich um breite Gräben, die nach den Dotationsmaßnahmen einer stärkeren Dynamik unterlagen, Gewässer 42 war in einen Gießgang eingebunden und bei Hochwasser durchströmt. Da es im Jahr 1989 kein Frühjahrshochwasser gab, hatten beide Gräben den Charakter eines stehenden Gewässers. In den Jahren 1985 und 2004 wurden keine Paare bzw. Gelege erhoben.

Der Wanderradius der Erdkröte beträgt nach BLAB (1986) bis zu 2.200 m, GÜNTHER & GEIGER (1996) geben sogar Maximalwerte bis 3.000 m zwischen Laichgewässer und Sommerlebensraum an. Mit Distanzen zwischen den Laichgewässern im Untersuchungsgebiet zwischen rund 400 m bis 1.600 m ist ein Austausch zwischen den Fortpflanzungsgemeinschaften, vor allem westlich des Kamp, grundsätzlich möglich.

5.4.2. Sommerlaicher

Bei Vertretern dieser Gruppe erstreckt sich die Laichzeit über eine längere Periode, wobei ein gutes Angebot an Laichplätzen im späten Frühjahr durchaus optimal genutzt werden kann (PINTAR 2001b).

5.4.2.1. Grünfrösche (*Pelophylax* spp.)

Aufgrund der Schwierigkeit der Artbestimmung im Feld wurden die Grünfrösche nicht nach Art getrennt behandelt.

Nach den Dotationsmaßnahmen im Jahr 1986 kam es im Jahr 1988 zu einem leichten Anstieg der Laichgewässeranzahl im Gebiet (Tab. 123). Adulte Individuen besiedelten nach den Revitalisierungsmaßnahmen fast alle neu gefüllten, besonnten Gräben und konnten über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt in bzw. an allen Habitattypen beobachtet werden (Abb. 56). In den Gießgängen waren sie auf Flachwasserbereiche beschränkt (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Nach GÜNTHER

(1996b) bewohnt *Pelophylax ridibundus* neben Seen, Altarmen und Weihern auch ruhige Streckenabschnitte und seenartige Erweiterungen von Flüssen sowie Kanäle und breite Gräben. Auch die Laichgewässer umfassten alle Habitattypen, mit Bevorzugung des Habitattyps H3. Der 1988 in den Gießgang eingebunden Altarm 9 hatte am Fundort aufgrund starken Bewuchses mit Schwimmblattpflanzen nach wie vor den Charakter eines H4-Gewässers.

WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) führt aus, dass die Abnahme der Grünfrösche im Jahr 1989 auf die spezielle Laichsituation in diesem Jahr zurückzuführen war: auch in der Wiener Lobau konnten im Juni keine Laichnachweise erbracht werden und im Greifensteiner Gießgang laichten sie erst im August.

Zwischen 1985 und 2004 blieb die absolute Anzahl der Grünfroschlaichplätze mit sieben Gewässern gleich. In Relation zum Gewässerangebot kam es aber zu einer signifikanten Abnahme der Laichgewässer. Die Stetigkeit sank zwischen 1985 und 2004 von rund 47% auf rund 16% ab (Tab. 135).

Auch im Jahr 2004 konnten adulte Grünfrösche an fast allen Gewässern beobachtet werden (Abb. 56). Nach Angaben in der Literatur bevorzugen sie permanente, größere und tiefere Gewässer mit üppiger Vegetation und zumindest stundenweiser Besonnung (BLAB 1986, GÜNTHER 1996b, CABELA *et al.* 2001). Temporäre Gewässer werden, wenn überhaupt, nur in sehr geringem Ausmaß als Laichgewässer angenommen (SCHIEMENZ & GÜNTHER 1994). Auch der Ivlev-Selectivity-Index (Tab. 113 – 115) deutet auf diesen Sachverhalt hin. Die Reproduktionsgewässer im Untersuchungsgebiet umfassten außer dem Habitattyp H2 alle Habitattypen, wobei temporäre Gewässer in diesem Jahr fast die Hälfte aller Laichgewässer stellten. In trockeneren Jahren besteht die Gefahr, dass diese trocken liegen bzw. für eine erfolgreiche Reproduktion nicht lange genug Wasser führen. Ob der im Untersuchungsgebiet sehr verbreitete Grünfrosch dann in anderen Gewässern günstige Laichbedingungen vorfindet wäre zu beobachten. Grundsätzlich wirken sich vollständige Verlandung von Laichgewässern und zunehmende Beschattung negativ aus.

Im Gießgangsabschnitt 7 erfolgte der Laichnachweis im Jahr 2004 in einer strömungsberuhigten Bucht (siehe Kapitel 5.3.). Der 1988 besiedelte Gießgangsabschnitt 9 wurde 2004 nicht mehr als Laichplatz angenommen. Er war in diesem Jahr mit mehr Wasser gefüllt, träge fließend und ohne nennenswerte Vegetation.

Grünfrösche sind auch außerhalb der Laichzeit stark an Gewässer gebunden. Der Aktionsradius um die Laichgewässer wird mit etwa 500 m angegeben. Jungtiere können auf Ausbreitungswanderungen aber auch bis zu 15 km zurücklegen (SINSCH 1998, TUNNER 1992). Ein Großteil der Adulten entfernt sich allerdings kaum weiter als

10 m vom Ufer (GÜNTHER 1996b). Die Ausbreitung erfolgt vornehmlich auf dem Wasserweg (GÜNTHER 1974, 1996b).

5.4.2.2. *Hyla arborea* (Laubfrosch)

Laubfrösche wurden in allen Untersuchungsjahren nachgewiesen.

Wie WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) ausführte, konnte bei gleich bleibender Laichplatzanzahl von vier Gewässern nach den Dotationsmaßnahmen eine Verschiebung der Laichgewässer beobachtet werden (Abb. 57). Im Jahr 1985 angenommene Gewässer, an denen das Schilf durch den höheren Wasserstand abgestorben bzw. die Makrophyten insgesamt stark dezimiert waren (Gewässer 17 und 21) und ein Laichplatz, der nun Teil des Gießganges war (Gewässer 42), wurden nicht mehr benutzt. Laubfrösche bevorzugten besonnte und fischfreie Gewässer mit ausgeprägter vertikaler Struktur, wie Röhricht oder Gebüsche. Reich verkrautete Flachwasserzonen sind von Vorteil (BLAB 1986, PINTAR & STRAKA 1990, GROSSE & GÜNTHER 1996b, CABELA *et al.* 2001, TESTER 2001). Kaulquappen von *Hyla arborea* sind aufgrund ihrer Lebensweise - sie bewegen sich im offenen Wasser und halten sich häufiger an der Wasseroberfläche auf als andere Anurenlarven - durch Fische besonders gefährdet (SCHADER 1983, WARINGER-LÖSCHENKOHL 1988, TESTER 2001). In Gewässer 17 könnte durch die Verbindung zum Dotationsgraben (Gewässer 8) bei Hochwasser, in Verbindung mit der verminderten Vegetation im Gewässer, auch der Räuberdruck durch Fische erhöht gewesen sein. Die Laubfrösche laichten stattdessen in neu entstandenen Tümpeln und einem neu gefüllten, schilfreichen und seichten Graben (Gewässer 27). Unverändert blieb das Vorkommen im Ententeich.

Die Annahme von insgesamt neun Laichgewässern im Jahr 2004 bedeutete, aufgrund des insgesamt größeren Gewässerangebotes in diesem Jahr, keine signifikante Erhöhung der relativen Akzeptanz (Tab. 125, 126). Die Stetigkeit der Art war mit 20% im Jahr 2004 wieder etwas höher als in den vorangegangenen Untersuchungsjahren mit rund 15% im Jahr 1988 und rund 14% im Jahr 1989, aber geringer als 1985 mit rund 27% (Tab. 135).

Waren im Jahr 1985 alle Laichgewässer dem Habitattyp H4 zugeordnet (Tab. 116), zählten 2004 sieben der insgesamt neun Laichgewässer zum Habitattyp H5 (temporäre Gewässer 4, 11, 14, 24, 30, 31, 37). Alle temporären Gewässer waren zumindest teilweise besonnt und fast alle wiesen dichte Vegetation auf. Auch WARINGER-LÖSCHENKOHL (2007) konnte in den Donauauen der Unteren Lobau eine Präferenz für temporäre, stark verwachsene Laichgewässer beobachten. Wie auch in

den Donauauen bei Korneuburg zeigt sich hier die Bedeutung der bei steigendem Grundwasserstand aufgefüllten Gewässer mit geringem Prädationsdruck (vgl. PINTAR 2001b). Als einziges Reproduktionsgewässer war im Untersuchungsgebiet der von einer Wiese umgebene kleine Schotterteich (Gewässer 30) struktur- und vegetationslos. Nach BLAB (1986) und GROSSE & GÜNTHER (1996b) nimmt der Laubfrosch als Pionierart auch strukturärmere Gewässer als Laichplatz an, wenn sich in unmittelbarer Nähe geeignete Strukturen (z.B. Gebüsche am Waldrand) befinden, und kann bei Fehlen vertikaler Strukturen auch über blankem Boden im Flachwasser rufen (BLAB 1986).

Vier der temporären Laichgewässer hatten in den vorhergehenden Untersuchungsjahren (in dieser Form) nicht existiert. Dazu zählen die beiden anthropogen entstandenen kleinen Schottergruben (Gewässer 30 und 31) und Tümpel 11 und 14 im stark verschilften Verlandungsbereich zwischen Gewässer 10 und 16.

Die beiden permanenten Laubfrosch-Laichgewässer (Weiher 21, Habitattyp H4 und Weiher 44, Habitattyp H3) wurden trotz Fischvorkommen, wohl aufgrund der üppigen submersen Vegetation, angenommen. Im Auweiher 44 war nur der westliche, an eine Lichtung grenzende Teil besonnt und mit Makrophyten bewachsen (siehe S. 101). Eine Vergesellschaftung von Kaulquappen mit Fischen wurde auch in anderen Untersuchungsgebieten beobachtet. Eine erfolgreiche Entwicklung von *Hyla arborea* ist bei ausreichenden Flachwasserzonen und guter Strukturierung (z.B. durch Makrophyten) möglich (CLAUSNITZER 1983, PINTAR & SPOLWIND 1998, TRAUTTMANSDORFF & SPOLWIND 1999). Nach ZYSSET (1995) ist der Fortpflanzungserfolg von *Hyla arborea* in sehr jungen (und daher fischfreien) und in über zehn Jahre alten Gewässern (mit dichter Unterwasservegetation) besonders hoch.

Im Jahr 2004 existierten die 1988 angenommenen Tümpel am Ende vom Gewässer 9b nicht und eventuell im Gewässer 27 anwesende Larven konnten aufgrund des dichten Schilfbestandes nicht nachgewiesen werden. Rufe wurden hier keine vernommen.

Als Pionierart ist der Laubfrosch sehr wanderfreudig und kann neu entstandene Gewässer rasch besiedeln (GROSSE & GÜNTHER 1996b, TESTER 2001). Nach FOG (1993) werden zwischen Laichgewässer und Sommer- bzw. Winterlebensraum Distanzen von mehreren hundert Metern bis, in Extremfällen, 3.400 m zurückgelegt. BLAB (1986) gibt die Wanderdistanz mit ca. 600 m und gelegentlich mehr an. Ein Austausch der Teilpopulationen, zumindest zwischen den nahen Gewässern im Gebiet, ist daher regelmäßig möglich. Aufgrund von Beobachtungen von LÜSCHER & GROSSENBACHER (2001) kann geschlossen werden, dass Laubfrösche auch rascher fließende Gewässer überwinden können. Eine Überquerung des Kamp, der das

Untersuchungsgebiet durchschneidet, sollte daher, zumindest eingeschränkt, möglich sein.

Temporäre Gewässer tragen immer die Gefahr in sich, in trockenen Jahren nicht bzw. nicht lange genug zu existieren. Die Möglichkeit, auf permanente Gewässer (Gewässer 21 und 44) auszuweichen, ist eingeschränkt gegeben. Um die Laubfroschpopulationen langfristig zu erhalten, sollten temporäre Gewässer nicht verlanden bzw. eine zunehmende Beschattung der Gewässer (v.a. Gewässer 4 und 44) hintangehalten werden. Weitere geeignete Laichgewässer zwischen den weiter entfernten Gewässern wären wünschenswert, da Populationsschwankungen aufgrund von unterschiedlichen Fortpflanzungsbedingungen zwischen den Jahren nur durch ein dichtes Gewässernetz aufgefangen werden können (TESTER 2001).

Da nach GROSSE & GÜNTHER (1996b) als Sommerlebensraum Schilfgürtel, Feuchtwiesen, Gebüsche und Waldränder bevorzugt, das Innere dichter Wälder und Ackerflächen aber gemieden werden, sollten vorhandene offenere Flächen im Auwald erhalten bleiben.

5.4.2.3. *Lissotriton vulgaris* (Teichmolch)

Auch der Teichmolch wurde in allen Untersuchungsjahren nachgewiesen.

Nach BUSCHENDORF & GÜNTHER (1996) hat *Lissotriton vulgaris* die breiteste ökologische Valenz der heimischen Molcharten. Bevorzugt werden permanente Stillgewässer mit besonnten Flachufern und heterogener, üppiger Vegetation (FELDMANN 1981, BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996, CABELA *et al.* 2001). Beim Fehlen größerer Gewässer werden auch temporäre Kleinstgewässer angenommen (BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996, CABELA *et al.* 2001). Die terrestrischen Lebensräume sind zumeist Auwälder, Grünland oder Feuchtwiesen (CABELA *et al.* 2001). Die beiden im Jahr 1985 angenommenen Laichgewässer (Gewässer 17 und 21) zählten zum Habitattyp H4 und entsprachen somit den in der Literatur bevorzugten Laichhabitaten (Gewässerbeschreibung siehe Kapitel 2.3.).

WARINGER-LÖSCHENKOHL (2000) konnte im Jahr 1988 Teichmolchlarven nur in Tümpeln (Habitattyp H5) an Altwasserenden (Gewässer 9b, 9c) bzw. in einer Wagenspur (Gewässer 37) nachweisen. Die 1985 angenommenen Gewässer 17 und 21 waren unbesetzt (Abb. 58): Durch den erhöhten Wasserstand nach den Dotationsmaßnahmen war an diesen Gewässern das Schilf abgestorben, die Ufer weitgehend beschattet und teilweise fehlte die submerse Vegetation. Im Gewässer 17 könnte durch die Hochwasserverbindung zu dem Dotationsgraben

(Gewässer 8) und der verminderten Vegetation auch der Räuberdruck durch Fische erhöht gewesen sein. Fische können als Prädatoren ein limitierender Faktor für das Vorkommen von Teichmolchen sein. Eine Koexistenz ist nur bei Vorhandensein ausreichender Flachwasserzonen und guter Strukturierung (z.B. durch Makrophyten) möglich (CLAUSNITZER 1983, PINTAR & SPOLWIND 1998, TRAUTTMANSDORFF & SPOLWIND 1999)

Im Jahr 1989 traten Teichmolchlarven nur im Gewässer 21 (Habitattyp H3) auf. Die im Vorjahr attraktiven Tümpel an den Altarmenden standen durch höheren Sommerwasserstand mit den größeren Armen in Verbindung und verloren u.a. durch erhöhten Räuberdruck durch Fische ihre Bedeutung als Laichplätze (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000).

Im Jahr 2004 wurden mit acht Laichgewässern im Vergleich zu den Vorjahren signifikant mehr Reproduktionsgewässer nachgewiesen (Tab. 127, 128). Bis auf das Gewässer 21 (Habitattyp H4) trockneten alle anderen Gewässer (Gewässer 4, 11, 12, 14, 24, 31, 37, Abb. 58) im Laufe des Jahres aus. Das größere Angebot an Reproduktionsgewässern ist auf eine gute Wasserverfügbarkeit in diesem Jahr und die fortgeschrittene Verkrautung der Gewässer zurückzuführen. So war eine Koexistenz von Teichmolch und Fischen im Gewässer 21 möglich. Temporäre Gewässer waren jetzt gut mit Wasser gefüllt und vegetationsreich. Die im Jahr 1989 noch an den Altarm 10 angebundenen Gewässer 11-14 entwickelten sich erst im Laufe der Jahre zu verschifften Tümpel ohne submerse Vegetation. Nach CABELA *et al.* (2001) wurden Teichmolchlarven in Österreich in sehr geringem Ausmaß auch in vegetationslosen Gewässern nachgewiesen. Mangels submerser Vegetation werden Eier auf Falllaub (BLAB 1986) oder in kurzen Schnüren auf den Boden abgelegt (BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996).

Das 1985 attraktive Gewässer 17 wurde im Jahr 2004 befischt und (submerse) Makrophyten von Fischern aktiv entfernt. An den Altarmenden 9b und 9c bildeten sich im Jahr 2004 keine Tümpel.

Die Winterquartiere liegen meist zwischen 20 m bis 60 m vom Laichplatz entfernt. Es wurden allerdings auch Entfernungen über 400 m festgestellt (BUSCHENDORF & GÜNTHER 1996). Ein Austausch der Populationen zwischen den Gewässern 21 und 24, sowie zwischen den Gewässern 31 und 11/12/14 (jeweils ca. 300 m) ist somit grundsätzlich möglich. Zu anderen Laichgewässern im Untersuchungsgebiet liegen Distanzen zwischen 2 bis 3 km, diese sind somit isoliert.

In trockeneren Jahren, wenn die als Laichgewässer angenommenen Tümpel wenig bzw. zu kurz Wasser führen, ist ein Fortpflanzungserfolg im Gebiet nicht gewährleistet. Langfristig ist eine Verlandung der Gewässer zu befürchten.

5.4.2.4. *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte)

Als Art der östlichen Steppen kommt *P. fuscus* in Österreich nur in den östlichen Bundesländern vor, wobei sie entlang der Donauniederungen, aufgrund des pannonischen Klimaeinflusses, bis nach Linz vordringt. Die Alpen stellen eine Verbreitungsgrenze dar (CABELA *et al.* 2001). Trotz ihrer guten Anpassung an und ihrer Vorliebe für trockene Lebensräume ist sie, wenn auch in geringer Dichte, in feuchten und häufig überfluteten Auwäldern zu finden. Kahlschläge werden in diesem Lebensraum bevorzugt (PINTAR 1984).

Obwohl die Knoblauchkröte somit kein typischer Aubewohner ist, war sie im Untersuchungsgebiet im Jahr 1985 immerhin mit einer Stetigkeit von rund 27% vertreten, die im Jahr 2004 auf nur mehr 4% sank (Tab. 135).

Nach BLAB (1986) und CABELA *et al.* (2001) sucht die Knoblauchkröte bevorzugt größere, tiefere Gewässer mit Vegetation auf. Ausgesprochene Kleinstgewässer werden nur in geringem Ausmaß angenommen. PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) konnten *Pelobates fuscus* bei der Untersuchung mehrerer Auegebiete in der Wachau allerdings vor allem in temporären Gewässern nachweisen. Die Besonnung des Gewässers spielt eine untergeordnete Rolle, so wird auch in halbschattigen Gewässerabschnitten abgelicht, als grabende Art bevorzugt sie grabbare, sandige Bodensubstrate (NÖLLERT & GÜNTHER 1996).

Im Untersuchungsgebiet wurden von *Pelobates fuscus* im Jahr 1985 vier permanente Gewässer, die den Habitattypen H3 und H4 entsprachen, besiedelt (Abb. 59).

Nach Anschluss dreier Laichgewässer an den Gießgang und damit erhöhtem Räuberdruck durch Fische sowie teilweiser Durchströmung, wich *Pelobates fuscus* in den folgenden Untersuchungsjahren auf temporäre (Kleinst)Gewässer, wie eine Wagenspur (Gewässer 37) im Jahr 1988 und einen Tümpel (Gewässer 24) im Jahr 1989, aus. Der Ententeich (Gewässer 46) wurde nicht mehr angenommen. Der stärkere Stockentenbesatz (Störung, Fressen von Laich und Larven) könnte dafür verantwortlich sein (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Es kam nach den Dotationsmaßnahmen somit zu einer signifikanten Abnahme der Laichplätze.

Diese Situation verbesserte sich auch im Jahr 2004 nicht maßgeblich. Das temporäre Gewässer 24, das am Rande der Au nahe landwirtschaftlich genutzten Flächen lag, wurde auch im Jahr 2004 als Laichgewässer angenommen. Eine mögliche vollständige Verlandung des Gewässers sollte hintangehalten werden. Im östlichen Teil der Au verlagerte sich die Reproduktion auf das permanente Gewässer 44, an das im Westen ein Schlag angrenzte. Durch Nachwachsen der Bäume könnte das Gewässer und dessen Umland für *Pelobates fuscus* längerfristig allerdings unattraktiv werden. Rufe konnten an weiteren drei Gewässern im April und Juni vernommen werden, unter anderem am Auweiher 21, der sich in Wanderdistanz zu Gewässer 24 befindet. Larven wurden hier nicht nachgewiesen. Der erhöhte Prädationsdruck durch Fische, trotz guter Strukturierung des Gewässers, könnte dafür verantwortlich sein. Die beiden anderen Rufgewässer waren ein mitten im Auwald liegender, stark beschatteter Tümpel sowie ein Seitenarm des Gießganges.

Pelobates fuscus entfernt sich bis zu 1.000 m vom Laichgewässer (NÖLLERT & NÖLLERT 1992), der durchschnittliche Wanderradius beträgt nach BLAB (1986) in der Regel 600 m. Die Reproduktionsgewässer im Untersuchungsgebiet liegen, getrennt durch den Kamp, allerdings ca. 5 km voneinander entfernt. Ein genetischer Austausch zwischen den Populationen im Augebiet erscheint daher nicht möglich. Wenn durch die Wanderung der Jungtiere nicht eine stete Durchmischung der Teilpopulationen möglich ist, entwickeln sich an diesen Orten Inselformationen, die voneinander genetisch isoliert bleiben. Die Homozygotie schädlicher Gene oder Gendrift kann zu einem Verlust der Fitness und des Fortpflanzungserfolges führen. So wird die Reduktion und schließlich das Erlöschen einer Teilpopulation eine Frage der Zeit (DURRER 1990, 1992).

Nach GRILLITSCH & HILL (2008) lebt die Art gegenwärtig – wohl mangels geeigneter Laichgewässer in den Agrarlandschaften Ostösterreichs - vor allem in den großen Auwäldern entlang von Donau und March, dem Neusiedlersee-Gebiet und Teilen des Waldviertels. Auwälder spielen daher mittlerweile eine bedeutende Rolle für das Weiterbestehen dieser Art.

5.4.2.5. *Triturus dobrogicus* (Donaukammolch)

Donaukammolche sind Bewohner der östlichen Flach- und Beckenlagen (Donautal, Tullner Feld, Wr. Becken, Weinviertel). Im Gegensatz zu den anderen heimischen Kammolchen leben sie fast ausschließlich in Auwäldern (AMT DER NIEDER-ÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 2007). Neben den von PINTAR & STRAKA (1990)

festgestellten Stetigkeiten in den Auen bei Stopfenreuth mit 13,5% und bei Korneuburg mit rund 29% erscheint er im Untersuchungsgebiet mit einer Stetigkeit von rund 7% im Jahr 1985 und rund 4% im Jahr 2004 unterrepräsentiert.

Kammolche stellen hohe Ansprüche an ihre Laichgewässer. Bevorzugt werden eher größere und tiefere, besonnte Gewässer mit gut ausgeprägter submerser Vegetation. Ausgewachsene Larven halten sich vermehrt im Freiwasser auf. Ihr bevorzugter Aufenthaltsort dürfte in lockeren Pflanzenbeständen im nicht zu flachen Uferbereich liegen. Durch diese Lebensweise sind die Larven, im Gegensatz zu denen des Teichmolches, einem höheren Feinddruck durch Fische ausgesetzt (SCHEDL 2005, SCHEDL & GOLLMANN 2009).

Der schon 1985 seltene Kammolch – er laichte nur in einem Gewässer des Habitattyps H4 - (Tab. 116, Abb. 60) konnte in den Untersuchungsjahren 1988/89 nicht nachgewiesen werden. Das Fehlen dieser Art im Gewässer 21 in den folgenden Untersuchungsjahren könnte, ähnlich wie beim Teichmolch, durch den Vegetationsverlust bedingt sein. Das 1985 paläopotamale Gewässer 42 wurde nach den Revitalsierungsmaßnahmen bei Mittelwasser vom Kremsgang her dotiert, womit sich die Situation für alle Amphibien verschlechterte (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000).

Erfreulicherweise konnten im Jahr 2004 Laichnachweise an zwei Gewässern erbracht werden. Dies stellte zu 1985 keinen signifikanten Unterschied dar.

Der wieder vegetationsreiche Auweiher 21 wurde trotz Fischvorkommen angenommen. Eine erfolgreiche Entwicklung ist bei ausreichenden Flachwasserzonen und guter Strukturierung (z.B. durch Makrophyten) möglich (CLAUSNITZER 1983) und wurde auch in anderen Untersuchungsgebieten beobachtet (PINTAR & SPOLWIND 1998, TRAUTTMANSDORFF & SPOLWIND 1999, SCHEDL 2005). Die Gefährdung einzelner Amphibienarten hängt auch von den Fressmustern der jeweiligen Fischarten oder – familien ab (TRAUTTMANSDORFF & SPOLWIND 1999). Welche Fischarten im Gewässer vorkommen, wäre abzuklären. Weitere Larven konnten im stark verkrauteten Tümpel 24, der im September austrocknete, nachgewiesen werden (Abb. 60). In diesem zunehmend verlandenden Gewässer ist eine vollständige Entwicklung der Larven – nach THIESMEIER *et al.* (2009) und GROSSE & GÜNTHER (1996a) bis zu vier Monate - in trockeneren Jahren allerdings nicht gewährleistet.

Die Landlebensräume liegen häufig in unmittelbarer Nähe der Laichgewässer, können aber auch bis zu einem Kilometer entfernt sein (KUPFER 1998). Die höchste Wanderleistung eines subadulten Tieres zwischen zwei Gewässern betrug nach THIESMEIER *et al.* (2009) knapp 1.300 m in sieben Wochen. Durch die Nähe der beiden Laichgewässer (ca. 300 m) ist ein Austausch zwischen diesen Populationen

grundsätzlich möglich. Mit nur zwei Gewässern im gesamten Untersuchungsgebiet – wobei in einem davon nicht jedes Jahr eine erfolgreiche Reproduktion gewährleistet ist – ist das Vorkommen von *Triturus dobrogicus* insgesamt stark isoliert. Nach FRANKHAM (1995) führt eine zunehmende Verkleinerung und Isolation von Einzelpopulationen zu einer Erosion der innerartlichen genetischen Vielfalt, die Inzuchtphänomene, sowie den Verlust der Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen nachsichzieht. Um ein langfristiges Überleben zu gewährleisten, muss eine vollständige Verlandung des Tümpels 24 hintangehalten werden. Ausserdem wären mehrere, nicht nur temporäre, Gewässer in Wanderdistanz (nach SCHEDL (2005) vorzugsweise unter 200 m) nötig.

Da nach SCHEDL (2005) in den letzten 50 Jahren insgesamt von einem starken Rückgang geeigneter Laichgewässer, sowie auch entsprechender Landlebensräume ausgegangen werden muss, und Kammolche in den (Rest)Augebieten der größeren Flüsse teilweise noch bessere Bedingungen vorfinden, kommt den Donauauen für das Weiterbestehen dieser Art eine bedeutende Rolle zu (SCHEDL & GOLLMANN 2009).

5.4.2.6. *Bombina bombina* (Rotbauchunke)

Auch die Rotbauchunke wurde im Untersuchungsgebiet nur in den Jahren 1985 und 2004 nachgewiesen.

Ein Verbreitungsschwerpunkt der Rotbauchunke liegt in Überschwemmungsflächen und temporären Gewässern in Flussauen (BRYCHTA *et al.* 1999; CABELA *et al.* 2001). Nach GÜNTHER & SCHNEEWEISS (1996) bevorzugen sie als Laichgewässer und Sommerlebensraum stehende, sonnenexponierte Flachgewässer mit dichtem sub- und emersen Makrophytenbestand. Nicht selten trocknen die Reproduktionsgewässer im Sommer aus und besitzen somit ein eingeschränktes Prädatorenspektrum. Auch sonnenexponierte, mittlere und große, permanente, ruhige Gewässer, die zumindest in den Randzonen mäßig bis üppige Vegetation aufweisen, werden angenommen (BLAB 1986, CABELA *et al.* 2001).

Laichnachweise konnten in den Untersuchungsjahren 1985 und 2004 an besonnten Auweihern mit großer (submerser) Vegetationsdichte erbracht werden (Abb. 61), wobei das Gewässer 9b v.a. von Schilf bewachsen war und bei Niedrigwasser großflächig austrocknete. Alle Reproduktionsgewässer entsprachen dem Habitattyp H4.

Der 1985 besiedelte Auweiher 9b verlor nach den Dotationsmaßnahmen seine Attraktivität: durch die Verbindung mit dem Umleitungsgerinne konnten Fische

einwandern, vor denen die spärliche Vegetation keinen Schutz bot. Untersuchungen in der Klosterneuburger Au (WAGNER 2002) und in Dänemark (FOG 1996) belegen eine Empfindlichkeit von Rotbauchunken gegenüber Fischbesatz. Auch das Gewässer 21 wurde nach Absterben eines Großteils der Vegetation, stärkerer Beschattung der Ufer und Verschlechterung der Wasserqualität nicht mehr als Laichgewässer angenommen. Trotzdem wurden hier adulte Individuen gefunden (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Adulte Unken können nach Austrocknung des Laichgewässers auf suboptimale Gewässer oder sogar hochgradig belastete Gewässer (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996) ausweichen. So konnten auch an nicht als Laichplatz geeigneten Gewässern des Habitattyps H2 (Gewässer 8, 9b, 28) und H3 (Gewässer 45, Schotterteich) adulte Rotbauchunken beobachtet werden.

So wie von den Molchen, wurde der im Jahr 2004 nun wieder vegetationsreiche Auweiher 21, trotz der Anwesenheit von Fischen, auch von Rotbauchunken wieder als Reproduktionsgewässer angenommen. Koexistenz von Amphibien und Fischen ist möglich, solange der Fischbesatz nicht künstlich erhöht wird und das Gewässer sehr vegetationsreiche, große Flachwasserbereiche aufweist (CLAUSNITZER 1983). Auch eine Untersuchung von PINTAR & SPOLWIND (1998) belegt diesen Sachverhalt.

Rufe einer Rotbauchunke waren im Jahr 2004 im ca. 300 m entfernten Autümpel 24 (Habitattyp H5) zu hören. Eine weitere rufende Rotbauchunke wurde im Gewässer 38 (Habitattyp H4) östlich der Kampmündung beobachtet. Larven konnten – trotzdem diese als Laichgewässer grundsätzlich geeignet erscheinen - in diesen Gewässern keine nachgewiesen werden.

PINTAR & STRAKA (1990) führen geringe Stetigkeiten dieser in den Tullner Auen und im Wiener Becken an sich recht verbreiteten Art auf die differenzierten Ansprüche bezüglich der Laichplatzwahl zurück. Trotz insgesamt vermehrtem Gewässerangebot im Untersuchungsgebiet nach den Dotationsmaßnahmen konnte die Rotbauchunke im Jahr 2004 nur ein einziges Gewässer zur Reproduktion nutzen. Die Stetigkeit nahm zwischen 1985 und 2004 von rund 13% auf rund 2% ab (Tab. 135).

Wanderungen über 450 m, in Einzelfällen bis über 1.000 m (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996, AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 2007) sind bekannt. Da im Jahr 2004 kein weiteres Reproduktionsgewässer nachgewiesen werden konnte, ist diese Art im Untersuchungsgebiet somit stark isoliert.

5.5. Artenvielfalt

Die Anzahl der besonders artenreichen Gewässer mit 5 bis 6 Arten (Braunfrösche wurden als eine Gruppe ausgewertet) nahm in den Jahren 1988/89, nach den Dotationsmaßnahmen, ab (Tab. 136, Abb. 62). Gab es im Jahr 1985 noch drei Gewässer (20% aller Laichgewässer), so war es 1988 nur mehr eines und 1989 konnten maximal vier Arten in einem Gewässer festgestellt werden (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Im Jahr 2004 wurden zwei Gewässer mit 5 bis 6 Arten erhoben. Im Verhältnis zum erhöhten Gewässerangebot im Vergleich mit der Situation 1985 machten diese aber eine sehr geringe Zahl aus (rund 4% aller Laichgewässer). Im Großteil der Laichgewässer wurden in allen Untersuchungsjahren nur 1 bis 2 Arten beobachtet (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000).

Im Jahr 1985 entsprachen die artenreichsten Gewässer (21, 17, 46) alle dem Habitattyp H4. 2004 waren die artenreichen Gewässer 21 und 24 dem Habitattyp H4 und H5 zuzuordnen. Im Jahr 1988 erwies sich der Graben 9b (Habitattyp H2) als äußerst günstiges Amphibienbiotop. Hier wurden 1988 fünf Arten nachgewiesen. Einerseits entsprach das Gewässer aufgrund seiner Ausprägung eher dem Typus H3. Andererseits scheinen die besonnten, flachen Ufer und Tümpelbildungen an den Enden (Schutz vor Fischräubern) hierfür ausschlaggebend gewesen zu sein (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000).

Das Gewässer 21, in welchem 1985 auch die sensiblen Arten *Triturus dobrogicus* und *Bombina bombina* laichten, veränderte nach den Dotationsmaßnahmen seinen Charakter: durch den höheren Grundwasserspiegel starb ein Großteil der Vegetation ab, die Ufer waren beschattet (siehe S. 53, vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). In den folgenden Untersuchungsjahren konnten nur drei bzw. vier – weniger anspruchsvolle - Arten nachgewiesen werden (Tab. 51). Im Jahr 2004 entsprach das Gewässer wieder dem Habitattyp H4. Zu den fünf hier reproduzierenden Arten zählten – trotz der Anwesenheit von Fischen - nun auch wieder *Triturus dobrogicus* und *Bombina bombina*. Dass permanente Gewässer trotz Fischvorkommen sehr artenreich sein können, wurde auch in den Auen bei Rossatz beobachtet: auch hier fanden sich in den zwei artenreichsten Gewässern mit jeweils sechs Amphibienarten Fische. Allen Gewässern gemeinsam waren eine gute Strukturierung mit submerser Vegetation und Röhricht sowie das Vorhandensein von Flachufern. Die Reproduktion ist in Fischgewässern allerdings geringer als in vergleichbaren Gewässern ohne Fischbesatz (z.B. SPOLWIND & PINTAR 1997, TRAUTTMANSDORFF & SPOLWIND 1999).

In den Gewässern 17 und 46 wurden im Jahr 1985 jeweils fünf Arten nachgewiesen. Das Gewässer 17 verlor ähnlich wie Gewässer 21 nach den Dotationsmaßnahmen

seine Attraktivität (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). 2004 wurde es als Fischgewässer genutzt und Makrophyten aktiv entfernt (siehe S. 46). Das zunehmend intensiver als Ententeich genutzte Gewässer 46 (Störung, Fressen von Laich und Larven) wurde ausserdem stark eutrophiert (vgl. WARINGER-LÖSCHENKOHL 2000). Da es im Jahr 2004 eingezäunt war, konnte es nicht untersucht werden (siehe S. 105).

Das Gewässer 42 - hier wurden 1985 vier Arten (*Rana dalmatina*, *Rana arvalis*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea* und *Pelobates fuscus*; die Braunfrösche werden als eine Gruppe gezählt) nachgewiesen - war nach den Dotationsmaßnahmen ein Teil des Gießganges. Im Jahr 2004 laichten alle ehemals im Gewässer 42 vorkommenden Arten plus *Rana temporaria* im benachbarten Gewässer 44 (Habitattyp H3). Der Großteil der Arten wurde im westlichen, besonnten und mit Makrophyten bewachsenen Teil des Gewässers beobachtet. Der östliche Teil war stark beschattet (siehe S. 101).

Das artenreichste Gewässer war 2004 der stark verkrautete Tümpel 24 (Abb. 62) mit sechs Arten (Tab. 142 und S. 58). Aufgrund der guten Wassersituation in diesem Jahr war er bis in den September mit Wasser gefüllt und bot unter anderem auch Lebensraum für *Triturus dobrogicus*. Die Relevanz temporärer, verkrauteter Gewässer zeigte sich auch bei Untersuchungen in der Melker Au und der Emmersdorfer Au (PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL 1989): die artenreichsten Gewässer mit 5-6 Arten fanden sich in diesem Gewässertyp, wobei die Gewässer der Emmersdorfer Au auch von Hochwasserspitzen beeinflusst wurden. Im Rahmen einer Auswertung verschiedener Auegebiete mit geringer und hoher Konnektivität ermittelte WARINGER-LÖSCHENKOHL *et al.* (2001) die höchste Artenvielfalt mit neun bis zehn Amphibienarten in temporären Altwässern in einem Auegebiet geringer Konnektivität. In Auegebieten mit hoher Konnektivität waren maximale Artenzahlen von sieben bis acht Arten sowohl in temporären als auch in permanenten Altwässern zu finden. In allen Fällen war die Anzahl der Gewässer mit sehr hoher Artenzahl extrem gering. Im Großteil der untersuchten temporären und permanenten Gewässer in Auen sowohl mit geringer und hoher Konnektivität waren ein bis vier Arten vertreten.

Im Jahr 2004 waren die Gewässer 21, 24 und 44 bedeutende Laichgewässer im Untersuchungsgebiet. Eine vollständige Verlandung des Tümpels 21 und eine zunehmende Beschattung durch Nachwachsen der Bäume im westlichen Teil von Gewässer 44 sollte hintangehalten werden.

5.6. Auen-Habitat-Index

Der Auen-Habitat-Index (CHOVANEC *et al.* 2005) ist eine Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fluss-Au-Systemen (siehe Kapitel „Material und Methoden“). Da in dieser Arbeit nur die FI-Werte der Amphibien und nicht aller Indikatorgruppen berechnet werden konnten, wurde die Habitat-Voreinstufung der Jahre 1985 (vor den Dotationsmaßnahmen) und 2004 (nach den Dotationsmaßnahmen) für einen Vergleich mit der Referenzsituation (= unbeeinflusster Naturzustand) herangezogen (Abb. 67).

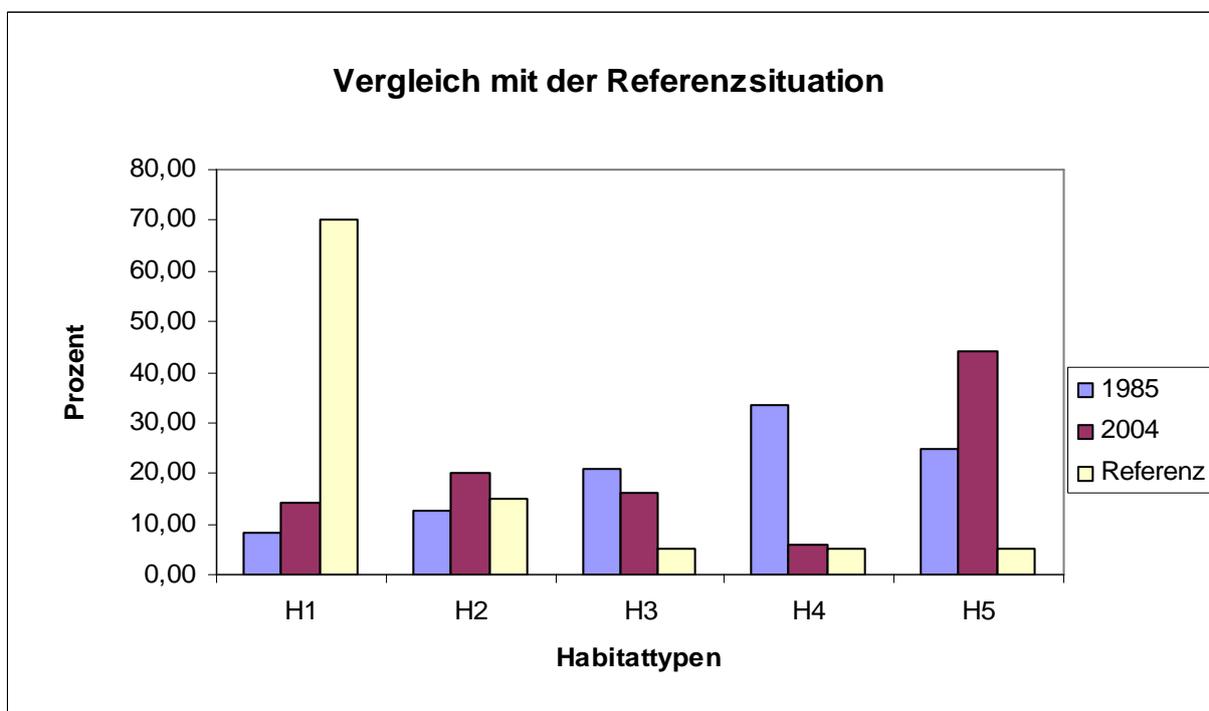


Abb. 67: Vergleich der Situation der Jahre 1985 und 2004 mit der Referenzsituation. Die Habitattypen der Jahre 1985 und 2004 beziehen sich auf die Habitat-Voreinstufung (Abb. 50).

Die in CHOVANEC *et al.* (2005) publizierte Referenzsituation beruht auf Beschreibungen der natürlichen bzw. naturnahen Situation der österreichischen Donau seit 1812 (HOHENSINNER *et al.* 2004). Demnach dominierten vor den großangelegten Donauregulierungen hydrologisch dynamische Habitattypen (H1, H2). Habitattypen mit reduzierter hydrologischer Dynamik (H3, H4) und temporäre Gewässer (H5) spielten eine untergeordnete Rolle (CHOVANEC *et al.* 2005).

Im Vergleich der Jahre 1985 und 2004 mit der Referenzsituation hat sich die Situation in den Altenwörther-Donauauen über die Jahre kaum verändert: Der

Habitattyp H1 ist in beiden Jahren stark unterrepräsentiert, die Habitattypen mit reduzierter hydrologischer Dynamik und temporäre Gewässer dominieren. Eine Verschiebung vom Habitattyp H4 im Jahr 1985 zum Habitattyp H5 im Jahr 2004 als dominierender Habitattyp ist zu beobachten. Diese Ergebnisse zeigen, wie auch schon in Kapitel 5.2. ausgeführt wurde, eine fehlende Dynamik im Untersuchungsgebiet.

Verschiedene Untersuchungen belegen den positiven Einfluss von Dynamisierungsmaßnahmen (u.a. Tümpelbildung durch Grundwasseranhebung, Gewässerbildung durch Überschwemmungen) auf Amphibien in Auen bzw. die Anpassung einzelner Amphibienarten an die Gewässernutzung in dynamischen Auen und deren Überlebensfähigkeit während eines Hochwassers (u.a. PINTAR 1984, KLAUS *et al.* 2001, KUHN 2001, LAUFER 2001, SCHLUDERMANN & SPOLWIND 2001, TESTER 2001, UTSCHICK 2001). Zu beachten ist allerdings, dass nicht alle Amphibienarten an eine dynamischere Situation optimal angepasst sind. So wurden von KLAUS *et al.* (2001) in der Wildflusslandschaft des Tagliamento z.B. keine Molchlarven in der aktiven Au beobachtet. Ein Mosaik aus den unterschiedlichsten Gewässern in der weichen und harten Au wäre optimal.

6. Zusammenfassung

Die Arbeit beschäftigt sich mit der Veränderung der Laichplatzsituation von Amphibien in den Donauauen bei Altenwörth zwischen den Untersuchungsjahren 1985, 1988, 1989 und 2004. Im durch den Bau des Donau-Wasserkraftwerkes Altenwörth (1973-1974) stark beeinträchtigten Auegebiet wurden zur Verbesserung der Wassersituation im Jahr 1986 Dotationsmaßnahmen durchgeführt. Amphibienerhebungen fanden somit ein Jahr vor und in mehreren Jahren nach den baulichen Veränderungen statt. Ein Vergleich mit der Situation vor den Dotationsmaßnahmen und eine Analyse der längerfristigen Entwicklung der Laichgewässer im Auegebiet war damit möglich.

Im Vergleich zu 1985 war das Gewässerangebot in den folgenden Untersuchungsjahren erhöht, eine signifikante Zunahme der Laichgewässer insgesamt konnte beobachtet werden.

Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten *Triturus dobrogicus*, *Lissotriton vulgaris*, *Bombina bombina*, *Pelobates fuscus*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Rana arvalis*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, *Pelophylax ridibundus*, *Pelophylax lessonae* und *Pelophylax* kl. *esculentus* profitierten aufgrund der unterschiedlichen Lebensraumansprüche nicht alle von dem erhöhten Gewässerangebot: Zwar kam es im Vergleich von 1985 und 2004 zu einer signifikanten Zunahme der Laichplätze bei den Braunfröschen und *Lissotriton vulgaris*. *Bufo bufo* und *Hyla arborea* zeigten aber – trotz stark gestiegenem Laichplatzangebot - keine signifikanten Unterschiede, die Laichplatzanzahl der Grünfrösche war signifikant geringer. Die Veränderung der Anzahl der Laichgewässer bei *Triturus dobrogicus*, *Bombina bombina* sowie *Pelobates fuscus* ist aufgrund der sehr geringen Anzahl der Laichplätze im Gebiet statistisch nicht abgesichert.

Die im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie angeführten Arten *Triturus dobrogicus* und *Bombina bombina* konnten in den Untersuchungsjahren 1988 und 1989 nicht nachgewiesen werden. Beide Arten waren im Jahr 2004 mit zwei bzw. einem Laichgewässer wieder im Gebiet vertreten.

Eine Typisierung aller erhobenen Oberflächengewässer erfolgte durch die Zuordnung der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Laichgewässer zu verschiedenen Habitattypen. Die Habitattypen-Zuordnung richtete sich nach den Kriterien des Auen-Habitat-Index (CHOVANEC *et al.* 2005). Die Habitat-Voreinstufung der Jahre 1985 (vor den Dotationsmaßnahmen) und 2004 (nach den Dotationsmaßnahmen) wurde – in Anlehnung an den Auen-Habitat-Index – für einen Vergleich mit der Referenz-

situation (= unbeeinflusster Naturzustand) herangezogen. Sowohl im Jahr 1985 als auch im Jahr 2004 war der Habitattyp H1 im Vergleich zum unbeeinflussten Naturzustand stark unterrepräsentiert. Die Habitattypen mit reduzierter hydrologischer Dynamik und temporäre Gewässer dominierten und waren im Vergleich zur Referenzsituation überrepräsentiert. Eine Verschiebung vom Habitattyp H4 im Jahr 1985 zum Habitattyp H5 im Jahr 2004 als dominierender Habitattyp war zu beobachten. Diese Ergebnisse deuten auf eine fehlende Dynamik im Untersuchungsgebiet hin.

Bezüglich der Beliebtheit einzelner Habitattypen bei Amphibien zeigt die Auswertung des „Ivlev-Selectivity-Index“ nur im Jahr 2004 mit Werten zwischen 0,7 bis 0,9 eine starke Bevorzugung des Habitattyps H4 von fast allen Arten. In diesem Jahr war der Anteil dieses Habitattyps (drei Gewässer) an allen Laichgewässern (insg. 45) ausgesprochen niedrig. In allen anderen Jahren können keine eindeutigen Präferenzen festgestellt werden. Es fällt auf, dass der Habitattyp H1 in den Jahren 1988/89 und 2004 von den Braunfröschen, im Jahr 2004 auch von der Erdkröte, verhältnismäßig gerne angenommen wurde.

Der Anteil der temporären Gewässer war im Jahr 2004 mit 21 von insgesamt 45 Laichgewässern auffallend hoch, und dieser Gewässertyp wurde von allen Arten außer *Bombina bombina* und *Rana temporaria* als Laichgewässer angenommen. *Hyla arborea* und *Lissotriton vulgaris* zeigten in diesem Habitattyp ihren Laichschwerpunkt. Temporäre Gewässer können in trockeneren Jahren nicht oder zu kurz Wasser zu führen, womit eine erfolgreiche Reproduktion nicht jedes Jahr möglich ist. Durch zunehmende Verlandung können diese Laichgewässer langfristig ausfallen.

Durch mögliche Verluste von Laichgewässern bzw. starker Isolation einzelner Populationen – keine bzw. geringe Anzahl an Laichgewässern in Wanderdistanz – ist das langfristige Überleben von *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris* und vor allem *Pelobates fuscus*, *Triturus dobrogicus* und *Bombina bombina* im Untersuchungsgebiet nicht gewährleistet.

Auen stellen – aufgrund von Lebensraumverlust in anderen Lebensräumen – wichtige Refugialräume für viele Amphibienarten dar (SCHEDL 2005, GOLLMANN 2007, GRILLITSCH & HILL 2008, TEMPLE & COX 2009). In diesem Zusammenhang kommt auch den Donauauen bei Altenwörth für das Weiterbestehen hier vorkommender Arten eine bedeutende Rolle zu.

6.1. Summary

This study examines changes in the amphibian spawning sites in the Danube wetlands near Altenwörth during the years 1985, 1988, 1989 and 2004. The construction of the Danube hydropower plant Altenwörth (1973-1974) drastically altered the floodplain, which led to water enhancement measures in 1986 to improve the hydrological connectivity. Amphibian surveys took place a year before and several years after the rehabilitation, therefore a comparison can be made to evaluate the effectiveness of the water enhancement measures and the longer term impact on the spawning sites in the floodplains.

In comparison with 1985, the water level increased during the following years, which led to a significant increase of potential spawning sites.

The species found in the study area (*Triturus dobrogicus*, *Lissotriton vulgaris*, *Bombina bombina*, *Pelobates fuscus*, *Bufo bufo*, *Hyla arborea*, *Rana arvalis*, *Rana dalmatina*, *Rana temporaria*, *Pelophylax ridibundus*, *Pelophylax lessonae* and *Pelophylax kl. esculentus*) did not all thrive with the raised water levels due to their different habitat requirements. Comparing data from 1985 and 2004 only brown frogs and *Lissotriton vulgaris* showed a significant increase in spawning sites. *Bufo bufo* and *Hyla arborea* showed no significant change even though there were more spawning sites available. Green frogs had a significantly lower number of spawning sites. Due to the low number of spawning sites of *Triturus dobrogicus*, *Bombina bombina* and *Pelobates fuscus* changes in the number of spawning sites for these species could not be determined statistically.

During the years 1988 and 1989 species listed in the annex II of the council directive of the conservation of natural habitats and wild fauna and flora - *Triturus dobrogicus* and *Bombina bombina* - could not be found. Both species were present again in 2004, but respectively only in two and one spawning site.

Following the criteria of the flood plain habitat index (CHOVANEC *et al.* 2005) the bodies of water in the research area were divided into different habitat types. The habitat classification of 1985 (before water enhancement measures) and 2004 (after water enhancement measures) were compared with the reference situation of pristine Danube flood plains according to the flood plain habitat index. In both 1985 and 2004 habitat type H1 was strongly underrepresented compared to the pristine situation. Reduced dynamic habitat and seasonal ponds were dominant and overrepresented compared to the reference situation. The dominant habitat type shifted from H4 in 1985 to H5 in 2004.

Only in 2004 the amphibians show a preference for habitat type H4 based on the “Ivlev-Selectivity-Index”. In this year the proportion of this habitat type (three bodies of water) compared to all spawning sites (a total of 45) was remarkably low. In the other years no significant preference was observed. Habitat type H1 was commonly used by brown frogs in 1988/89 and 2004 and by the common toad in 2004.

In 2004 the proportion of seasonal ponds was remarkably high, with 21 bodies of water out of 45 spawning sites. These ponds were populated by all the species of amphibians in the research area except for *Bombina bombina* and *Rana temporaria*. *Hyla arborea* and *Lissotriton vulgaris* are mostly found spawning in this habitat type. In dry years seasonal ponds don't exist or dry out too soon, which impedes successful reproduction of amphibians. Due to siltation these spawning sites could disappear in the long term.

Due to loss of spawning sites and the increased isolation of populations in the research area the survival of *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris* and especially *Pelobates fuscus*, *Triturus dobrogicus* and *Bombina bombina* is not guaranteed in the long term.

Due to loss of other habitats, flood plains turn out to be an important refuge for amphibians. In this context, the Danube floodplains near Altenwörth are important for the survival of these species of amphibians.

7. Literatur

- AMOROS, C., ROSTAN, J.C., PAUTOU, G., BRAVARD, J.P. (1987): The reversible process concept applied to the environmental management of large river systems. *Environmental Management* 11: 607-617.
- AMOROS, C., ROUX, A.L. (1988): Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29: 125-130.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, Abteilung Hydrologie: Hydrographische Daten (Abfluss und Pegel) für das Jahr 2004. Excel File per email am 25.1.2005.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (2007): Leitfaden Natura 2000 NÖ auf http://www.noel.gv.at/bilder/pdfs/Schutzgueter_Arten_Tullnerf_Donauauen.pdf?6591, abgerufen am 7.11.2007.
- ANONYM (2005): <http://www.ktv-gars.at/kajak/kamp.htm#XI>, abgerufen am 25.1.2005.
- BADER, T. (2011): Grasfrosch – *Rana temporaria* auf www.herpetofauna.at, abgerufen am 21.2.2011.
- BAUMGART, G. (1982): Amphibiens. *Encyclopédie d'Alsace* 1: 193-197.
- BAUMGARTNER, C. (2000): Laichplatzwahl der Amphibien in einem dynamischen Auegebiet der Donau – Amphibian spawning sites in a dynamic floodplain of the River Danube. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich* 31: 149-164.
- BAUMGARTNER, C. (2004): Der Einfluss der Öffnungsmaßnahmen auf die Amphibien-gemeinschaft der Regelsbrunner Au. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 34: 123-136.
- BAUMGARTNER, C., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., PINTAR, M. (1997): Bedeutung der Konnektivität für die Springfroschpopulationen der Donauauen. *Rana, Sonderheft* 2: 159-162.
- BLAB, J. (1986): *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. Kilda Verlag, 150S.
- BRYCHTA, B., BAUMGARTNER, C., HÖDL, W. (1999): Amphibien und Reptilien. S 224-236. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg): *Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen*. Wien.
- BUSCHENDORF, J., GÜNTHER, R. (1996): Teichmolch – *Triturus vulgaris*. S 174-195. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H., TIEDEMANN, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen

- Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 880S.
- CHOVANEC, A., WARINGER, J. (2001): Ecological integrity of river/floodplain-systems – assessment by dragonfly surveys. *Regulated rivers: Research & Management* 17: 493-507.
- CHOVANEC, A., WARINGER, J., STRAIF, M., GRAF, W., RECKENDORFER, W., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., WAIDBACHER, H., SCHULTZ, H. (2005): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. *Large Rivers Vol. 15, Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155(1-4): 169-185.
- CLAUSNITZER, H.J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. *Salamandra* 19: 158-162.
- DURRER, H. (1990): Inselproblematik und Biotopvernetzung am Beispiel der Amphibienfauna. S 54-57. In: BRODMANN-KRON, P., BRODTBECK, T., DURRER, H., FISCHLER, E., VON GUNTEN, P., HAUBER, L., IMBECK-LÖFFLER, P., KÜRY, D., LENZIN, H., MOSER, H.R., PFIRTER, U., REISS, T., SALATHÉ, R.: Die Ziegeleigrube Oberwil. Tätigkeitsbericht der Naturforschenden Gesellschaft Baselland, Band 36, Druck Lüdin AG, Liestal.
- DURRER, H. (1992): Die Auenlandschaft des Rheins unterhalb von Basel. *Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel* 102(2): 297-310.
- FEJERVARY, G.J. (1921): Beiträge zur Kenntnis der Raniden-Fauna Ungarns. *Arch. Naturg.* 87: 18-22.
- FELDMANN, R. (1981): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. *Abh. Landesmus. Naturkd. Münster* 43(4).
- FOG, K. (1993): Migration in the tree frog *Hyla arborea*. P 55-64. In: STUMPEL, A.H.P., TESTER, U. (eds.): *Ecology and conservation of the European Tree Frog*. Wageningen (Institute for Forestry and Nature Research).
- FOG, K. (1996): *Bombina bombina* in Dänemark. Verbreitung, Bestandssituation und Lebensweise. In: KRONE, A., KÜHNEL, K.D. (Hrsg.): *Die Rotbauchunke (Bombina bombina). Ökologie und Bestandssituation*. Rana Sonderheft 1, Natur & Text, Brandenburg.
- FRANKHAM, R. (1995): Conservation genetics. *Annual Reviews in Genetics* 29: 305-327.
- GARCÍA-PARÍS, M., MONTORI, A., ALONSO-ZARAZAGA, M.A. (2004): Apéndice 1. Nomenclatura: Lista de sinónimos y combinaciones. S 589-608. In: GARCÍA-PARÍS, M., MONTORI, A., HERRERO, P. (Hrsg): *Fauna Iberica. Vol 24. Amphibia Lissamphibia*, Madrid (Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas).

- GISLEN, T., KAURI, H. (1959): Zoogeography of the Swedish Amphibians and Reptiles with notes on their growth and ecology. *Acta vertebratica* 1: 197-397.
- GLANDT, D. (2006): Der Moorfrosch. Einheit und Vielfalt einer Braunfroschart. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 10. Laurenti Verlag, Bielefeld. 160S.
- GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). S 37-60. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar.
- GRILLITSCH, B. (2001): Schlüssel zur Bestimmung der heimischen Amphibien und Reptilien, Gelege und Larven der Amphibien. S 84-103. In: CABELA, A., GRILLITSCH, H., TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien.
- GRILLITSCH, B., GRILLITSCH, H., HÄUPL M., TIEDEMANN, F. (1983): Lurche und Kriechtiere Niederösterreichs. Facultas-Verlag, Wien. 176S.
- GRILLITSCH, H., HILL, J. (2008): Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) in Österreich. *RANA Sonderheft* 5: 51-56.
- GROSSE, W.R., GÜNTHER, R. (1996a): Kammolch – *Triturus cristatus*. S 120-141. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GROSSE, W.R., GÜNTHER, R. (1996b): Laubfrosch – *Hyla arborea*. S 343-364. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GÜNTHER, R. (1974): Neue Daten zur Verbreitung und Ökologie der Grünfrösche (Anura, Ranidae) in der DDR. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 50: 187-298.
- GÜNTHER, R. (1996a): Bestimmungsteil Amphibien. S 48-69. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GÜNTHER, R. (1996b): Wasserfrösche. S 454-507. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GÜNTHER, R., GEIGER, A. (1996): Erdkröte – *Bufo bufo*. S 274-302. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GÜNTHER, R., NABROWSKY, H. (1996): Moorfrosch – *Rana arvalis*. S 364-388. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.

- GÜNTHER, R., PODLOUCKY, R. (1996): Wechselkröte – *Bufo viridis*. S 322-343. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GÜNTHER, R., PODLOUCKY, J., PODLOUCKY, R. (1996): Springfrosch – *Rana dalmatina*. S 389-412. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GÜNTHER, R., SCHNEEWEISS, N. (1996): Rotbauchunke – *Bombina bombina*. S 215-232. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- HACHTEL, M., SANDER, U., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., ORTMANN, D., DAMASCHEK, R. (2006): Dynamik als Konstante: Bestandsentwicklung und Reproduktionserfolg. S 64-124. In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D., BÖHME, W.: Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft. Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelder Ländchen bei Bonn. Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“. Naturschutz und Biologische Vielfalt 30. 420S.
- HEINS, R., WESTPHAL, D. (1987): Zum Vorkommen des Springfrosches (*Rana dalmatina*) im nordöstlichen Niedersachsen. Mitt. DBV Hamburg, Sonderheft 14: 57-192.
- HERZIG, A. (2000): Handlungsalternativen zum Thema „Stauraumgestaltung“. S 14-46. In: PARZ-GOLLNER, R., HERZIG, A. (Hrsg.): Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth, Teil 2. Management und Gestaltungsmöglichkeiten. Österr. Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programms, Band 18, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- HEUSSER, H. (1960): Über die Beziehung der Erdkröte zu ihrem Laichplatz II. Behaviour 16: 93-109.
- HILLIS, D.M., MORITZ, C., MABLE, B.K. (1996): Molecular Systematics, 2nd edition. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. 655S.
- HOHENSINNER, S., HABERSACK, H., JUNGWIRTH, M., ZAUNER, G. (2004): Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydro-morphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). River Research and Applications 20: 25-41.
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO im BM für Land- und Forstwirtschaft (1991): hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1985. BM für Land- und Forstwirtschaft, Abt. IV A 3, Wien.
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO im BM für Land- und Forstwirtschaft (1993a): hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1988. BM für Land- und Forstwirtschaft, Abt. IV A 3, Wien.

- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO im BM für Land- und Forstwirtschaft (1993b): hydrographisches Jahrbuch von Österreich 1989. BM für Land- und Forstwirtschaft, Abt. IV A 3, Wien.
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO im BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2007): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2004. BMLFUW, Abt. VII A 3 - Wasserhaushalt, Wien.
- IUCN (2009): IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. auf www.iucnredlist.org, abgerufen am 27.5.2009.
- IVLEV, V.S. (1961): Experimental Ecology of the Feeding of Fishes. Yale Univ. Press, New Haven. 302p.
- JAHN, P., JAHN, K. (1997): Vergleich quantitativer und halbquantitativer Erfassungsmethoden bei verschiedenen Amphibienarten im Laichgewässer. In: HENLE, K. & VEITH, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. Mertensiella 7: 61-69.
- JOLY, P. (1992): The amphibian fauna of the Upper-Rhone floodplain. The Lavours marsh and the Jons sector. Alytes 10: 117-129.
- JOLY, P., MORAND, A. (1994): Theoretical habitat templates, species traits and species richness: amphibians in the Upper Rhone River and its floodplain. Freshwater Biology 31: 455-468.
- JUNGFER, W. (1943): Beiträge zur Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) mit besonderer Berücksichtigung der Wanderung zu den Laichgewässern. Z. Morph. Ökol. Tiere 40: 117-157.
- KECSKES, F., PUKY, M. (1992): Spawning preference of the agile frog, *Rana dalmatina*. S 251-254. In: KORSOS, Z., KISS, I. (eds): Proc. Sixth Ord. Meet. S.E.H., Budapest.
- KLAUS, I., BAUMGARTNER, C., TOCKNER, K. (2001): Die Wildflusslandschaft des Tagliamento (Italien, Friaul) als Lebensraum einer artenreichen Amphibiengesellschaft. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 21-30.
- KNEITZ, S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. Laurenti Verlag, Bochum. 237S.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., VOLESKE, P. (2002): Biostatistik. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. 301S.
- KREBS, C.J. (1989): Ecological Methodology. Harper Collins, New York. 654p.
- KUHN, J. (2001): Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo*) in einer Wildflusslandschaft (obere Isar, Bayern). Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 31-42.
- KUPFER, A. (1998): Wanderstrecken einzelner Kammolche (*T. cristatus*) in einem Agrarlebensraum. Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 238-242.

- LAUFER, H. (2001): Auswirkungen von Oberrheinkorrektion und –ausbau auf den Moorfrosch (*Rana arvalis*). Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 195-201.
- LÜSCHER, B., GROSSENBACHER, K. (2001): Auswirkungen der Renaturierung und des Hochwassers 1999 auf die Amphibien-Populationen in der Märgligenau bei Bern. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 97-103.
- MERTENS, R. (1947): Die Lurche und Kriechtiere des Rhein-Main-Gebietes. Verlag Kramer, Frankfurt am Main. 144S.
- MEYER A. H., SCHMIDT, B. R., GROSSENBACHER, K. (1998): Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. Proceedings of the Royal Society of London, Series B 265: 523-528.
- NACHTNEBEL, H.P. (1989): Hydrologische Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. S 27-93. In: HARY, N., NACHTNEBEL, H.P (Hrsg.): Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth, Teil 1. Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. Österr. Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programms; Band 14, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- NEMESCHKAL, H.L. (2005): Lehrveranstaltung: Neue biometrische Arbeiten. Statistisches Seminar an der Universität Wien.
- NÖLLERT, A., NÖLLERT, C. (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz (Kosmos Naturführer). Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- NÖLLERT, A., GÜNTHER, R. (1996): Knoblauchkröte – *Pelobates fuscus*. S 252-274. In: GÜNTHER, R. (Hrsg): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 311S.
- PECHMANN, J.H.K., WILBUR, H.M. (1994): Putting amphibian population in perspective: natural fluctuations and human impacts. Herpetologica 50(1): 65-84.
- PINTAR, M. (1984): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). Bonn. zool. Beitr. 35: 185-212.
- PINTAR, M. (2001a): Die Amphibien der österreichischen Donauauen. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 147-156.
- PINTAR, M. (2001b): Langzeitbeobachtungen an Amphibienlaichplätzen in einem Auenwald westlich von Wien. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 157-167.
- PINTAR, M., STEINER, H.M., STRAKA, U. (1986): Der ökologische Wert einzelner Teilbereiche des Augebietes bei Korneuburg. Studie im Auftrag der MA 18. 59S.

- PINTAR, M., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1987): Faunistisch-ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Auegebieten der Wachau. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion. 50S.
- PINTAR, M., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1989): Faunistisch-ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Auegebieten der Wachau. Verh. Zool. Bot. Ges. Österr. 126: 77-96.
- PINTAR, M., STRAKA, U. (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donauauen im Tullner Feld und Wiener Becken. Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich 127: 123-146.
- PINTAR, M., BAUMGARTNER, C., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1997): Verbreitung des Springfrosches in Auegebieten der niederösterreichischen Donau. Rana, Sonderheft 2: 153-158.
- PINTAR, M., SPOLWIND, R. (1998): Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich Wiens. Salamandra 34: 137-156.
- PONSÉRO, A., JOLY, P. (1998): Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. Arch. Hydrobiol. 143: 343-352.
- SCHADER, H. (1983): Der Laubfrosch in Rheinhessen-Pfalz: Verbreitung, Ökologie, Naturschutzaspekte. Natursch. Orn. Rheinl. Pfalz 2(4): 667-694.
- SCHÄFER, H.J. (1994): Ausbreitung und Entwicklung von Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft – Vortragszusammenfassung von M. Schlüpmann und A. Kronshage. Elaphe 2(1): 11.
- SHECKENHOFER, B. (2008): Reproduktionsstrategien von *Bufo bufo* L. in stehenden und fließenden Gewässern im Einzugsgebiet des Kajabachs. Diplomarbeit, Universität Wien. Fakultät für Lebenswissenschaften.
- SCHEDL, H. (2005): Amphibien und Reptilien. S 180-324. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH.
- SCHEDL, H., GOLLMANN, G. (2009): Erhebung des Donaukammolches (*Triturus dobrogicus*) in der Lobau. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22 – Umweltschutz MA 22 – 953/2009.
- SCHIEMENZ, H., GÜNTHER, R. (1994): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands. Rangsdorf. 143S.
- SCHIEMER, F., RECKENDORFER, W., HEIN, T. (2004): Erfahrungen mit Restaurierungsprogrammen am Beispiel der Donau. Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 34: 1-18.

- SCHLUDERMANN, C., SPOLWIND, R. (2001): Eine Revitalisierungsmaßnahme an der potamalen Leitha, Österreich: Auswirkungen auf Amphibien. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 189-194.
- SCHLÜPMANN, M., GÜNTHER, R. (1996): Grasfrosch – *Rana temporaria*. S 412-454. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SCHUSTER, A. (2001a): Die Amphibienfauna einer Aulandschaft im Alpenvorland (Traun, Österreich): Arten, Populationsgrößen und Bestandsentwicklung. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 105-110.
- SCHUSTER, A. (2001b): Bestandsschwankungen einer Springfrosch-Population (*Rana dalmatina*) in einer Aulandschaft des Alpenvorlands (Traun, Österreich): Diskussion möglicher Ursachen. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 111-118.
- SCHUSTER, A. (2004): Habitatwahl und langfristige Bestandsveränderungen von Amphibienpopulationen im oberösterreichischen Alpenvorland. Eine Langzeituntersuchung zu 13 Amphibientaxa auf 170 km². Denisia 15. 150S.
- SINSCH, U. (1998): Phänologie und Wanderungen. S 138-141. In: HOFRICHTER, R. (Hrsg.): Amphibien: Evolution, Anatomie, Physiologie, Ökologie und Verbreitung, Verhalten, Bedrohung und Gefährdung. Naturbuchverlag, Augsburg.
- SLADECEK, V. (1964): Zur Ermittlung des Indikationsgewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. Arch. Hydrobiol. 60: 241-243.
- SPOLWIND, R., PINTAR, M. (1997): Untersuchung der Fisch- und Amphibienzönosen in Augewässern der Donauauen oberhalb Wiens unter besonderer Berücksichtigung des Springfrosches (*Rana dalmatina*). Rana, Sonderheft 2: 163-168.
- SPOLWIND, R., PINTAR, M., WAIDBACHER, H. (2001): Auengewässertypisierung an der österreichischen Donau: Amphibien und Fische als Kennorganismen. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 169-178.
- STEINER, H.M., PINTAR, M., STRAKA, U., WINDIG, N. (1988): Donaukraftwerk Hainburg – Deutsch-Altenburg. Untersuchungen der Standortsfrage. Zoologischer Teil. Endbericht im Auftrag des BM f. Land- und Forstwirtschaft. Niederösterreich Reihe, Bd.5: 270-338.
- STUGREN, B. (1966): Geographic variation and distribution of the Moor Frog, *Rana arvalis* Nilss. Ann. zool. fennici 3: 29-39.
- TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN (2002): Jahrtausend-Hochwasser am Kamp? Artikel vom 30.8.2002 auf http://www.tuwien.ac.at/aktuelles/news_detail/article/3401/, abgerufen im September 2006.
- TEMPLE, H.J., COX, N.A. (2009): European Red List of Amphibians. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 34S.

- TESTER, U. (2001): Zusammenhänge zwischen den Lebensraumansprüchen des Laubfrosches (*Hyla a. arborea*) und dynamischen Auen. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 15-20.
- THIESMEIER, B., KUPFER, A., JEHLE, R. (2009): Der Kammmolch. Ein Wasserdrache in Gefahr. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 1. Laurenti Verlag. 160S.
- TOCKNER, K., KLAUS, I., BAUMGARTNER, C., WARD, J.V. (2006): Amphibian diversity and nestedness in a dynamic floodplain river (Tagliamento, NE-Italy). Hydrobiologia 565: 121-133.
- TRAUTTMANSDORFF, J., SPOLWIND, R. (1999): Amphibien. S 177-187. In: WASSERMANN, G. (Hrsg.): 10 Jahre Gießgang Greifenstein, Interdisziplinäre Ökosystemstudie eines Hinterlandsbewässerungssystems. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 47.
- TUNNER, H. (1992): Locomotory behaviour in waterfrogs from Neusiedlersee (Austria, Hungary). 15 km migration of *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. P 449-452. In: KOROS, Z., KISS, I. (Hrsg.): Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea herpetological, Budapest 1991 (Hungarian Natural History Museum).
- UTSCHICK, H. (2001): Auswirkungen der Staustufe Perach auf die Amphibienbestände der Aue (Unterer Inn, Bayern). Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 119-129.
- VENCES, M. (2007): The Amphibian Tree of Life: Ideologie, Chaos oder biologische Realität? Zeitschrift für Feldherpetologie 14: 153-162.
- WAGNER, E. (2002): Amphibienfauna der Klosterneuburger Au mit besonderer Berücksichtigung der Molche und Sommerlaicher. Beitrag zur Beweissicherung im Rahmen des Kraftwerkes Freudenau. Diplomarbeit, Universität Wien und Universität für Bodenkultur Wien.
- WARD, J.V., STANDORFD, J.A. (1987): The ecology of regulated streams: past accomplishments and direction for future research. P 391-409. In: CRAIG, J.F., KEMPER, J.B. (eds): Regulated Streams. Plenum Press, New York.
- WARD, J.V., STANFORD, J.A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research & Management 11: 105-119.
- WARINGER, J., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1986): Endbericht Projekt MaB 5/15. Augewässer Altenwörth, Zoologischer Teil. 38S.
- WARINGER, J., CHOVANEC, A., STRAIF, M., GRAF, W., RECKENDORFER, W., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., WAIDBACHER, H., SCHULTZ, H. (2005): The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. Lauterbornia 52: 177-186.

- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1988): Sukzession und Wachstum von Amphibienlarven in vier Kleingewässern in Wien und Niederösterreich. *Salamandra* 24: 287-301.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (2000): Auswirkungen eines Dotationssystemes („Gießgang“) auf das Vorkommen und die Verteilung der Amphibienfauna in den nördlichen Altenwörther Donauauen. S 125-143. In: PARZ-GOLLNER, R., HERZIG, A. (Hrsg.): Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth, Teil 2: Management und Gestaltungsmöglichkeiten. Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programms, Österr. Akademie der Wissenschaften, Band 18, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (2007): Amphibienkartierung Untere Lobau. Im Auftrag der Stadt Wien, MA 45. 21S.
- WARINGER –LÖSCHENKOHL, A., LENGAUER, R., SCHWEIGER, E., SLAPA, C. (1986): Aufnahme der Amphibienfauna in den Donauauen bei Schönau (Niederösterreich) *Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich* 124: 115-120.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., WARINGER, J. (1989): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien). *Arch. für Hydrobiol. Suppl.* 84: 73-94.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., BAUMGARTNER, C. (1996): Bestimmung der Amphibien Österreichs. Bestimmungsschlüssel-Zusammenstellung für die Lehrveranstaltung „Süßwasser Vertebraten“.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., PINTAR, M., BAUMGARTNER, C. (1997): Bestandsentwicklung zweier Springfroschpopulationen in Donauauen bei Wien. *Rana, Sonderheft* 2: 169-174.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., BAUMGARTNER, C., PINTAR, M. (2001): Laichplatzverteilung von Amphibien in niederösterreichischen Donauauen in Abhängigkeit von der Gewässerdynamik. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 8: 179-188.
- WEIßMAIR, W., MOSER, J. (2008): Atlas der Amphibien und Reptilien Oberösterreichs. *Denisia* 22. 132S.
- ZANINI, E., REITHMAYER, B. (2004): Natura 2000 in Österreich. Neuer wissenschaftlicher Verlag GmbH, Wien. 344S.
- ZYSSET, S. (1995): Einflussfaktoren auf Rufgewässerwahl und Fortpflanzungserfolg bei *Hyla arborea*. Diplomarbeit ETH Zürich, Abteilung Umweltnaturwissenschaften. 65S.

8. Anhang

8.1. Artnachweis an den Gewässern

Tab. 139: Übersicht über die Gewässersituation im Jahr 1985 und die nachgewiesenen Arten. H1-H5=Habitattypen-Voreinstufung (siehe Abb. 50). L=Laich- oder Larven, A=Adulte, 0=kein Nachweis.

1985												
GewNr.	Habitattyp	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braunfrösche	Grünfrösche
1	H5	0	0	A	0	0	0	0	0	0	0	A
2	H5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
3	H3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
6a	H5	0	0	0	0	0	0	A	0	0	A	A
7	H3	0	0	0	0	L	0	L	L	0	L	0
8	H4	0	0	A	0	L	0	0	L	0	L	A
9	H4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
9a	H4	0	0	A	L	L	A	0	0	L	L	L
9b	H4	0	0	L	L	0	0	A	L	0	L	0
16	H3	0	0	0	0	L	0	0	L	A	L	0
17	H4	0	L	A	A	L	L	L	L	0	L	L
20	H3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
21	H4	L	L	L	0	0	L	0	L	0	L	L
24	H5	0	0	0	0	0	0	A	0	0	A	A
28	H2	0	0	0	0	0	0	L	0	0	L	L
29	H2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	H2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
35	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42	H4	A	0	0	L	L	L	L	L	0	L	A
43	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	A
44	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
45	H3	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
46	H4	0	0	0	L	L	L	0	L	0	L	L

Tab. 140: Übersicht über die Gewässersituation im Jahr 1988 und die nachgewiesenen Arten. H1-H5=Habitattypen-Voreinstufung (siehe Abb. 50). t=trocken, L=Laich- oder Larven, A=Adulte, 0=kein Nachweis.

1988												
GewNr.	Habitattyp	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braunfrösche	Grünfrösche
1	H5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L
2	H5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L	A
3	H3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	kD											
5	T											
6	nu											
6a	H2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L	A
7	nu											
7b	kD											
7c	nu											
8	H1	0	0	A	0	A	0	0	0	A	A	A
8a	H5	0	0	0	0	0	0	L	0	0	L	A
9	H1	0	0	0	0	0	0	0	A	0	L	L
9a	H2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9b	H2	0	L	0	0	L	L	0	A	0	L	L
9c	H3	0	L	0	0	0	0	0	0	0	L	L
10	nu											
11	kD											
12	kD											
13	kD											
14	kD											
16	H2	0	0	0	0	L	0	0	A	A	L	A
17	H3	0	0	0	0	L	0	A	A	L	L	L
18	T											
19	T											
20	H3	0	0	0	0	0	A	0	0	0	L	A
21	H3	0	0	A	0	L	0	A	0	0	L	L
22	T											
23	T											
24	H5	0	0	0	0	0	0	A	A	0	L	A
25	nu											
26	H5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L	0
26a	kD											
27	H5	0	0	0	0	L	L	A	A	A	L	L
28	H2	0	0	0	0	A	A	A	A	0	L	A
29	H2	0	0	0	0	L	0	0	0	0	L	0
29b	H5	0	0	0	0	0	0	0	A	0	A	A
30	T											
31	T											
32	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	T											
34	H2	0	0	0	0	L	A	0	0	0	L	A
35	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

1988												
GewNr.	Habitattyp	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braun- frösche	Grünfrösche
36	T											
37	H5	0	L	0	L	0	L	0	0	0	0	0
38	H5	0	0	0	0	L	0	A	L	A	L	L
39	H3	0	0	0	0	0	0	0	0	L	L	0
41	H2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41a	H5	0	0	0	0	L	0	0	0	0	L	0
41b	H5	0	0	0	0	A	0	0	L	0	L	0
42	H2	0	0	0	0	L	0	0	L	L	L	A
43	H5	0	0	0	0	0	0				L	0
44	H3	0	0	0	0	L	0	A	L	L	L	A
45	H3	0	0	0	0	L	0	A	0	0	L	L
46	H3	0	0	0	0	L	L	0	0	0	L	L

Tab. 141: Übersicht über die Gewässersituation im Jahr 1989 und die nachgewiesenen Arten. H1-H5=Habitattypen-Voreinstufung (siehe Abb. 50). t=trocken, L=Laich- oder Larven, A=Adulte, 0=kein Nachweis.

1989												
GewNr.	Habitattyp	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braun- frösche	Grün- frösche
1	kD											
2	kD											
3	H3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	A
4	kD											
5	T											
6	nu											
6a	kD											
7	nu											
7b	kD											
7c	kD											
8a	kD											
8	H1	0	0	0	0	L	0	A	L	0	L	A
9a	nu											
9	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	L	L	A
9c	H3	0	0	0	0	0	0				L	L
9b	H2	0	0	A	0	L	0				L	L
10	nu											
11	H5	0	0	0	0	0	0	L	0	0	L	0
12	H5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L	0
13	kD											
14	kD											
16	H2	0	0	0	0	0	0	L	0	L	L	0

1989												
GewNr.	Habitattyp	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braun- frösche	Grün- frösche
17	H3	0	0	0	0	L	0	A	0	0	L	A
18	T											
19	T											
20	H3	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
21	H3	0	L	A	0	0	L	L	L	L	L	L
22	T											
23	T											
24	H5	0	A	0	L	A	0	0	L	0	L	A
25	nu											
26	T											
26a	kD											
27	H5	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
28	H2	0	0	A	0	L	0	A	L	0	L	A
29	H2	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
29b	H5	0	0	0	0	0	L	0	0	0	L	0
30	T											
31	T											
32	H1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	T											
34	H2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L	0
35	nu											
36	T											
37	kD											
38	T											
39	H3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	L	0
41	nu											
41a	kD											
41b	kD											
42	H2	0	0	0	0	L	0	0	0	A	L	0
43	H5	0	0	0	0	A	0	A	L	0	L	0
44	H3	0	0	0	A	0	L	0	0	0	L	A
45	H3	0	A	A	0	L	0	0	A	0	L	A
46	H3	0	0	0	0	A	0	0	A	0	L	0

Tab. 142: Übersicht über die Gewässersituation im Jahr 2004 und die nachgewiesenen Arten. H1-H5=Habitattypen-Voreinstufung (siehe Abb. 50). t=trocken, L=Laich- oder Larven, A=Adulte, 0=kein Nachweis.

2004												
GewNr.	Habitat	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braunfrösche	Grünfrösche
1	t											
2	H5	0	0	0	0	0	0	0		0		A
3	H3	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	A
4	H5	0	L	0	0	0	L	L	L	0	L	A
5	H5	0	0	0	A	0	0	0	L	0	L	A
6	H1	0	0	0	0	0	0	A		0	A	0
6a	H2	0	0	0	0	0	0	A	L	0	L	A
7	H1	0	0	0	0	L	0	A	L	0	L	L
7b	H2	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
7c	H2	0	0	0	A	L	0	0	L	0	L	A
8	H1	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
8a	T											
9	H1	0	0	0	0	0	0	0		0		A
9a	H2	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
9b	H2	0	0	0	0	L	0	L	L	L	L	A
9c	H5	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
10	H1	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
11	H5	0	L	0	0	0	L	0	L	0	L	0
12	H5	0	L	0	0	0	0	0	L	0	L	0
13	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
14	H5	0	L	0	0	0	L	L	L	0	L	A
16	H3	0	0	0	0	A	0	L	L	L	L	A
17	H3	0	0	0	0	L	0	L	L	0	L	L
18	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
19	H3	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
20	H3	0	0	0	0	0	0	0	A	0	A	A
21	H4	L	L	L	A	A	L	L	L	A	L	A
22	H5	0	0	0	0	0	0	A	L	0	L	0
23	H5	0	0	0	0	0	0	A	L	0	L	A
24	H5	L	L	A	L	0	L	L	L	0	L	L
25	H5	0	0	0	0	L	0	L	L	0	L	L
26	H3	0	0	0	0	L	0	L	L	0	L	A
26a	H5	0	0	0	0	L	0	L	L	0	L	L
27	H4	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
28	H2	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
29	H2	0	0	0	0	L	0	0		0		0
29b	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	A
30	H5	0	0	0	0	0	L	L	L	0	L	0
31	H5	0	L	0	0	0	L	L	L	0	L	A
32	H1	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A
33	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
34	H2	0	0	0	0	A	0	0	L	0	L	A
35	H1	0	0	0	0	L	0	0	L	0	L	A

2004												
GewNr.	Habitat	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	Braunfrösche	Grünfrösche
36	H5	0	0	0	0	0	0	L	L	0	L	0
37	H5	0	L	0	0	0	L	0	L	0	L	0
38	H4	0	0	A	0	L	0	L	L	0	L	L
39	H5	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
41	H2	0	0	0	0	0	0	0		0	L	0
42	H2	0	0	0	0	0	0	0	L	0	L	0
43	H5	0	0	0	0	A	0	A	L	0	L	0
44	H3	0	0	0	L	L	L	L	L	L	L	A
45	H3	0	0	0	0	L	0	A		0	A	L
46	nu											

8.2. „Amphibien-Habitat-Index“ (AHI)

Eine Auflistung der Amphibien im Untersuchungsgebiet mit zugehörigen Valenzpunkten, Habitatwerten und Indikationsgewichten ist aus Tab. 143 ersichtlich.

Tab. 143: Auflistung der Amphibien mit zugehörigen Valenzpunkten, Habitatwerten (HW) und Indikationsgewichten (IG); H1-H5 = Habitattypen.

Art	Valenzpunkte					HW	IG
	H1	H2	H3	H4	H5		
<i>Lissotriton vulgaris</i>			1	3	6	4,5	3
<i>Triturus dobrogicus</i>			1	2	7	4,6	3
<i>Hyla arborea</i>			1	3	6	4,5	3
<i>Pelobates fuscus</i>				3	7	4,7	4
<i>Bombina bombina</i>				3	7	4,7	4
<i>Bufo bufo</i>		1	2	3	4	4	1
<i>Rana dalmatina</i>		1	1	2	6	4,3	2
<i>Rana arvalis</i>		1	2	3	4	4	1
<i>Rana temporaria</i>		1	1	2	6	4,3	2
Grünfroscharten			2	3	5	4,3	2

In Tab. 144 ist ein Beispiel der Berechnung des AHI-Wertes für ein Gewässer angeführt (siehe S. 115, Tab. 137).

Tab. 144: Beispiel der Berechnung des AHI für ein Gewässer (Gewässer 21 im Jahr 2004).

Art	HW	IG	presence/absence einer Art	IG	HW*IG
<i>Lissotriton vulgaris</i>	4,5	3	present	3,00	13,5
<i>Triturus dobrogicus</i>	4,6	3	present	3,00	13,8
<i>Hyla arborea</i>	4,5	3	present	3,00	13,5
<i>Pelobates fuscus</i>	4,7	4	absent	0,00	0
<i>Bombina bombina</i>	4,7	4	present	4,00	18,8
<i>Bufo bufo</i>	4,0	1	absent	0,00	0
Braunfrösche	4,2	1,67	present	1,67	7,01
Grünfrösche	4,3	2	absent	0,00	0
Summe				14,67	66,61

$$\text{AHI}_{\text{Gewässer 21/2004}} = 66,61 / 14,67 = 4,54$$

In Tab. 145 sind die berechneten Werte aller Gewässer bzw. Gewässerabschnitte in den einzelnen Jahren aufgelistet. Die Werte für das gesamte Gebiet errechneten sich durch Mittelwertberechnung. In die Berechnung aufgenommen sind alle untersuchten Gewässer. Nicht aufgenommen wurden Gewässer, über die es keine Daten gibt, bzw. welche im jeweiligen Jahr nicht untersucht wurden. Die in der folgenden Tabelle angeführte Bezeichnung „k.D“ steht für „keine Daten“. Hier ist nicht bekannt, ob das Gewässer im jeweiligen Jahr überhaupt existiert hat. Im Unterschied dazu gibt „nu“ für „nicht untersucht“ an, dass ein vorhandenes Gewässer nicht auf Amphibien untersucht wurde.

Tab. 145: AHI-Werte der einzelnen Gewässer bzw. Gewässerabschnitte in den jeweiligen Jahren und Berechnung des Gebiets-AHI. T = trocken, nu = nicht untersucht, kD = keine Daten (siehe S. 9).

GewNr.	AHI 1985	AHI 1988	AHI 1989	AHI 2004
01	0,00	4,30	kD	t
02	0,00	4,20	kD	0,00
03	0,00	0,00	0,00	4,20
04	t	kD	kD	4,43
05	t	t	t	4,20
06	t	nu	nu	0,00
06a	0,00	4,20	kD	4,20
07	4,13	nu	nu	4,20
07b	t	kD	kD	4,13
07c	t	nu	kD	4,13
08	4,13	0,00	4,13	4,13
08a	t	4,20	kD	t
09	4,30	4,25	4,20	0,00
09a	4,43	0,00	nu	4,20
09b	4,61	4,37	4,20	4,13
09c	t	4,36	4,25	4,13
10	t	nu	nu	4,20
11	t	kD	4,20	4,43

GewNr.	AHI 1985	AHI 1988	AHI 1989	AHI 2004
12	t	kD	4,20	4,39
13	t	kD	kD	4,20
14	t	kD	kD	4,43
16	4,13	4,13	4,20	4,20
17	4,37	4,20	4,13	4,20
18	t	t	t	4,20
19	t	t	t	4,20
20	4,30	4,20	4,13	0,00
21	4,51	4,20	4,41	4,54
22	t	t	t	4,20
23	t	t	t	4,20
24	0,00	4,20	4,55	4,51
25	t	nu	nu	4,20
26	t	4,20	t	4,13
26a	t	kD	kD	4,20
27	t	4,32	4,13	4,13
28	4,25	4,20	4,13	4,20
29	0,00	4,13	4,13	4,00
29b	t	0,00	4,39	4,20
30	t	t	t	4,39
31	t	t	t	4,43
32	0,00	0,00	0,00	4,13
33	t	t	t	4,20
34	0,00	4,13	4,20	4,20
35	0,00	0,00	nu	4,13
36	t	t	t	4,20
37	t	4,58	kD	4,43
38	t	4,20	t	4,20
39	t	4,20	4,20	4,20
41	t	0,00	nu	0,00
41a	t	4,13	kD	t
41b	t	4,20	kD	t
42	4,48	4,13	4,13	4,20
43	4,20	4,20	4,20	4,20
44	4,20	4,13	4,39	4,48
45	4,13	4,20	4,13	4,20
46	4,46	4,32	4,20	nu
Mittelwert	2,69	3,35	3,87	3,81

8.3. Durchfluss

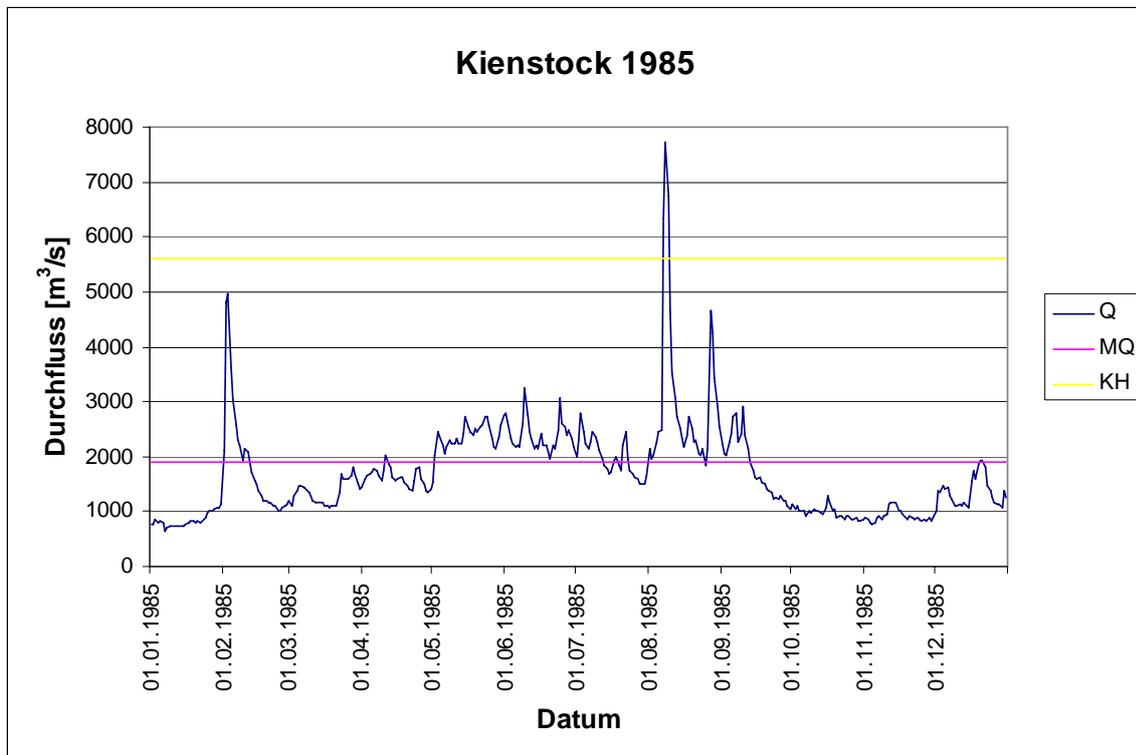


Abb. 68: Durchfluss der Donau im Jahr 1985. Messstelle Kienstock. KH = Flutmulde unterhalb des Kremser Hafens.

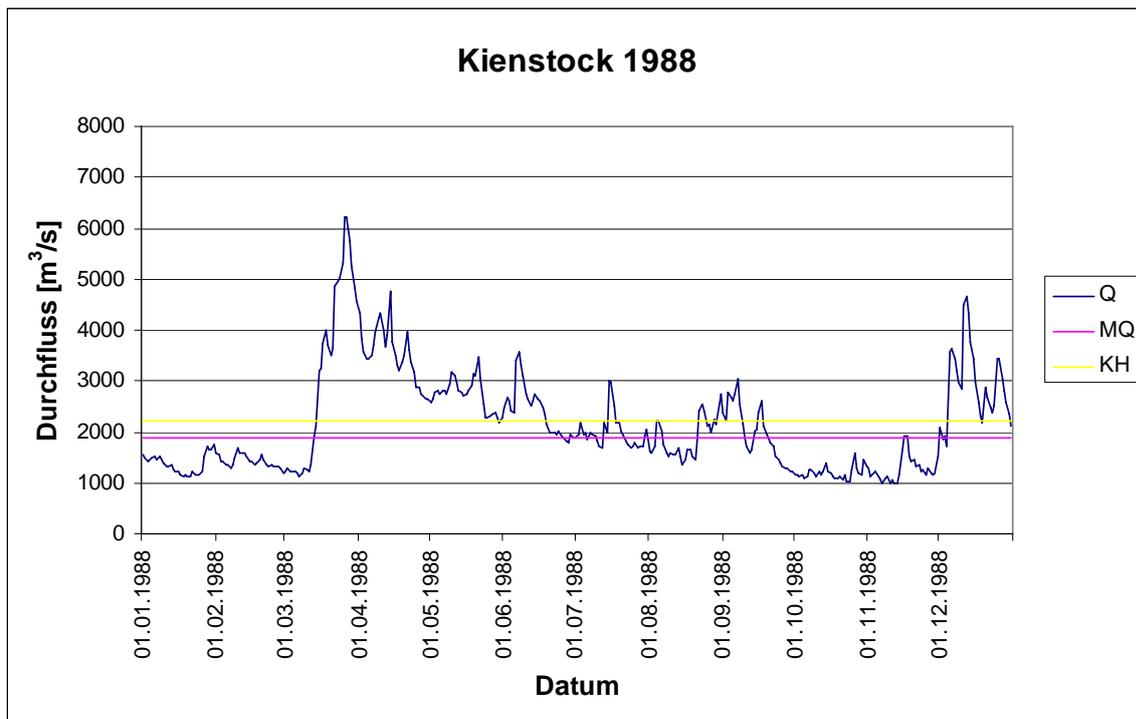


Abb. 69: Durchfluss der Donau im Jahr 1988. Messstelle Kienstock. KH = Flutmulde unterhalb des Kremser Hafens.

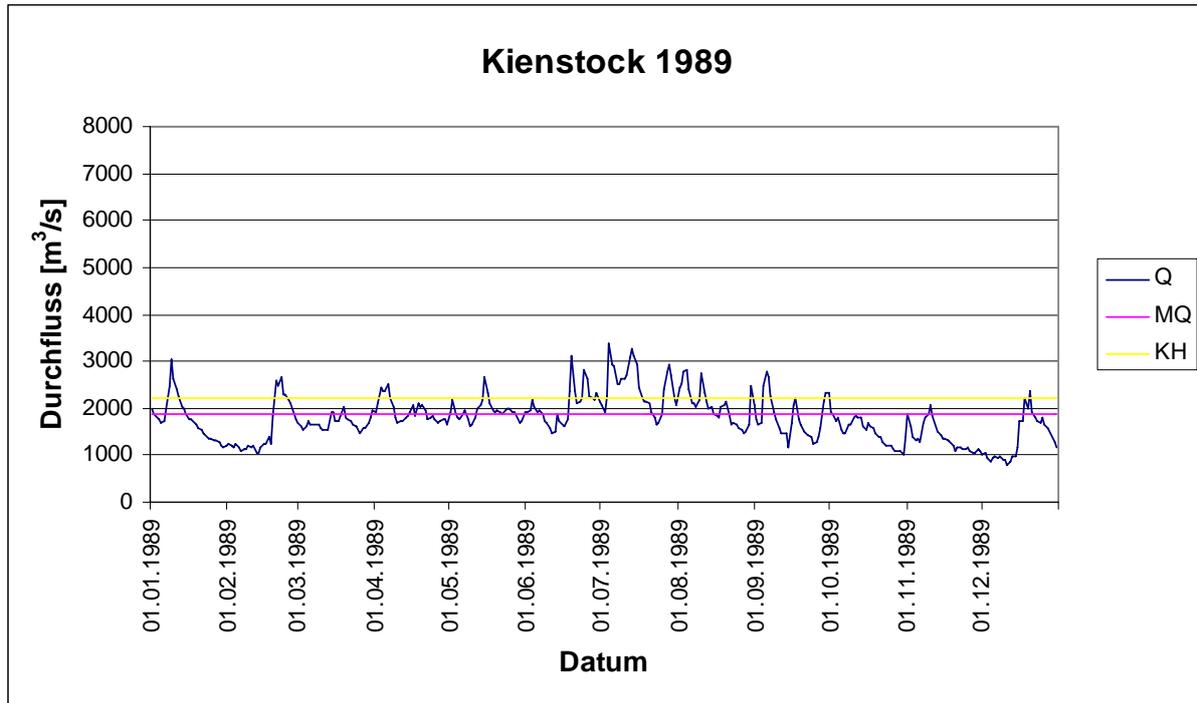


Abb. 70: Durchfluss der Donau im Jahr 1989. Messstelle Kienstock. KH = Flutmulde unterhalb des Kremser Hafens.

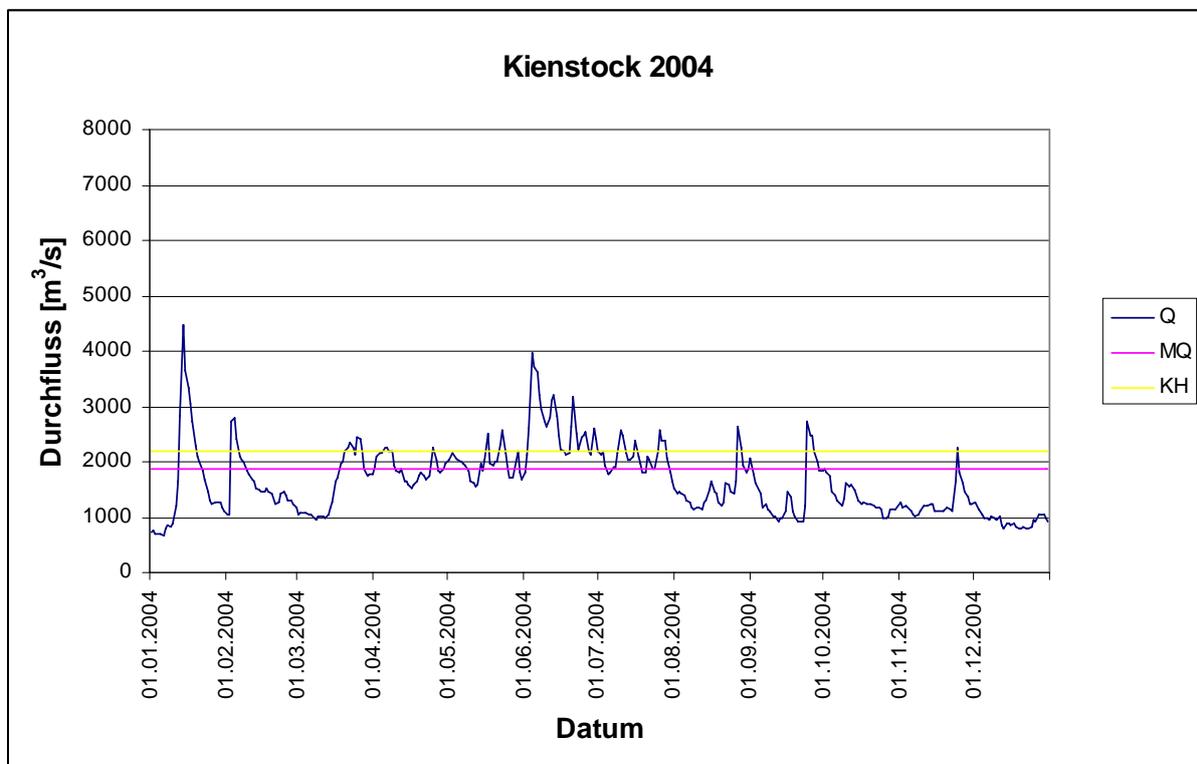


Abb. 71: Durchfluss der Donau im Jahr 2004. Messstelle Kienstock. KH = Flutmulde unterhalb des Kremser Hafens.

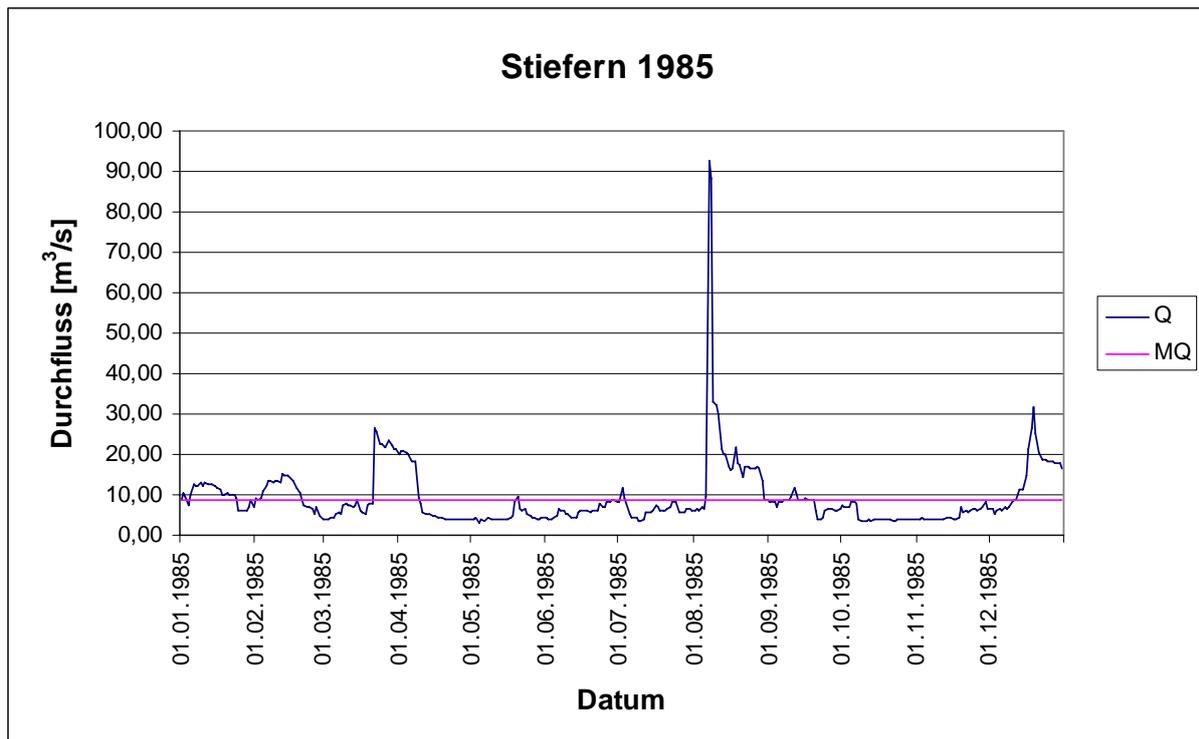


Abb. 72: Durchfluss des Kamp im Jahr 1985. Messstelle Stiefern.

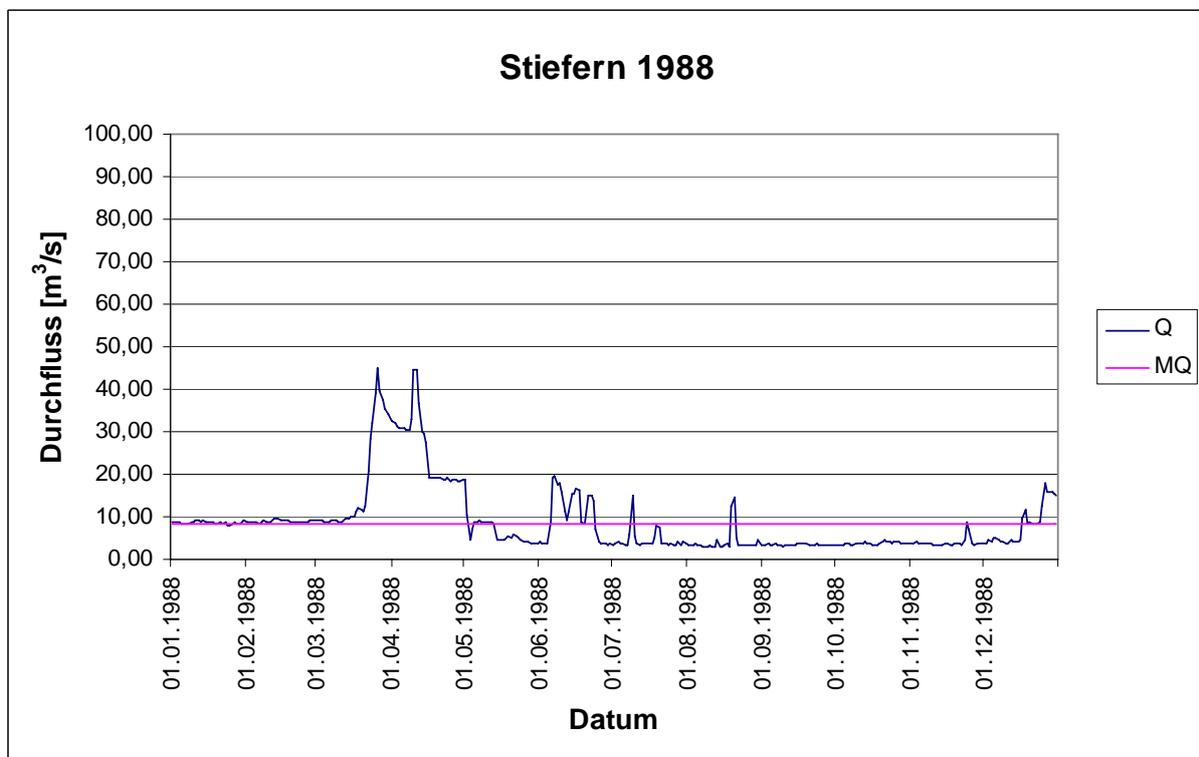


Abb. 73: Durchfluss des Kamp im Jahr 1988. Messstelle Stiefern.

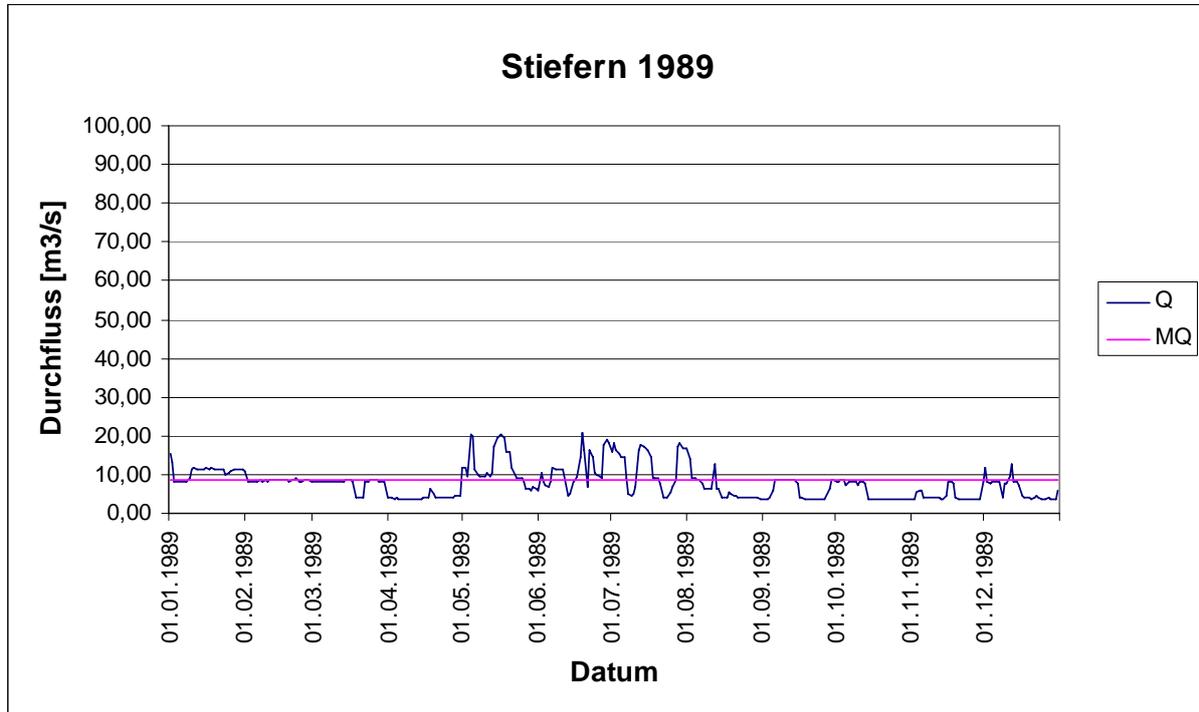


Abb. 74: Durchfluss des Kamp im Jahr 1989. Messstelle Stiefern.

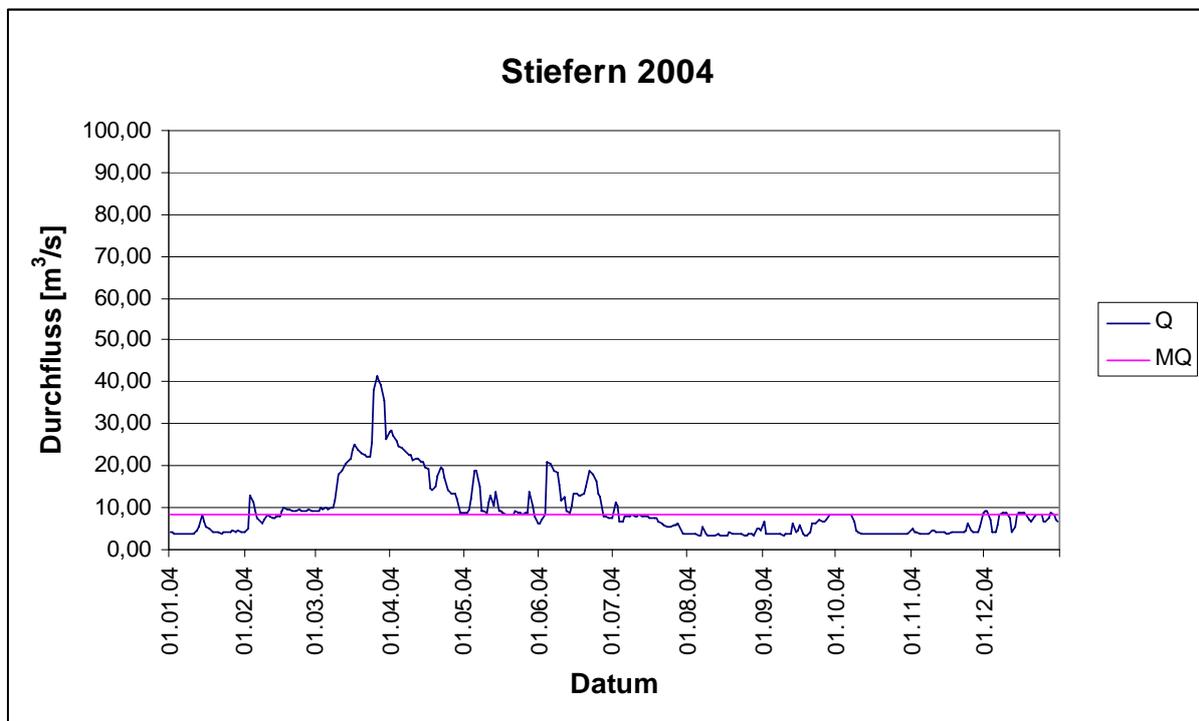


Abb. 75: Durchfluss des Kamp im Jahr 2004. Messstelle Stiefern.

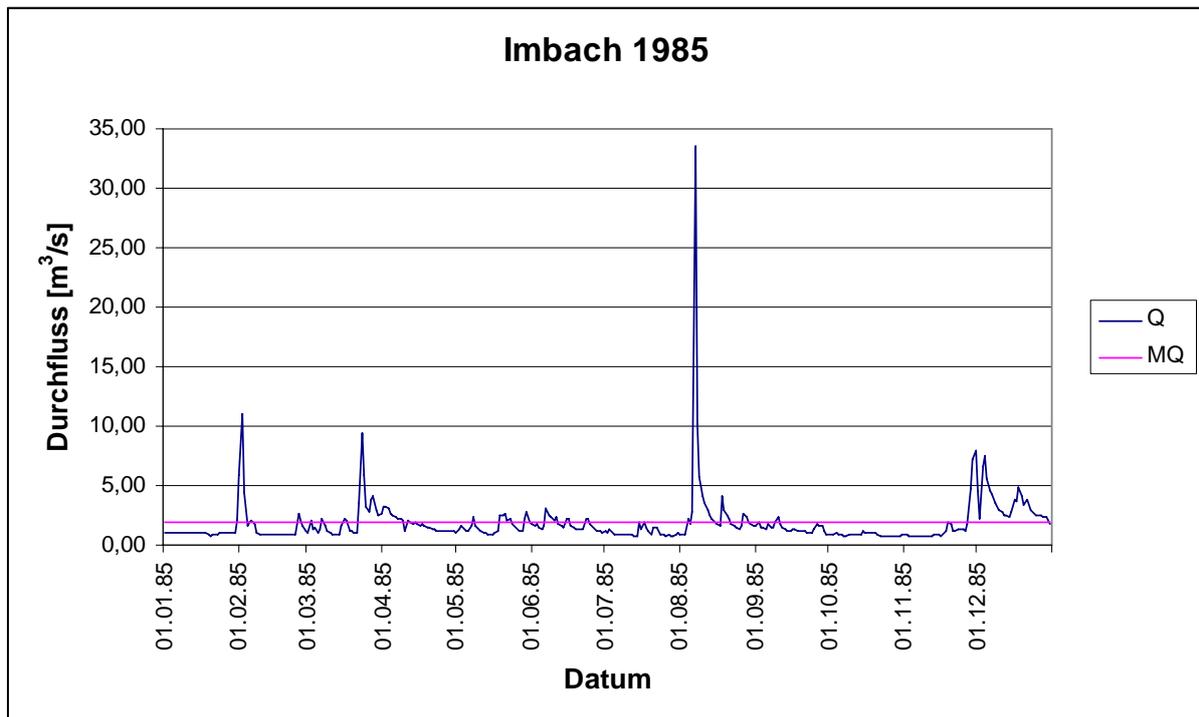


Abb. 76: Durchfluss der Krems im Jahr 1985. Messstelle Imbach.

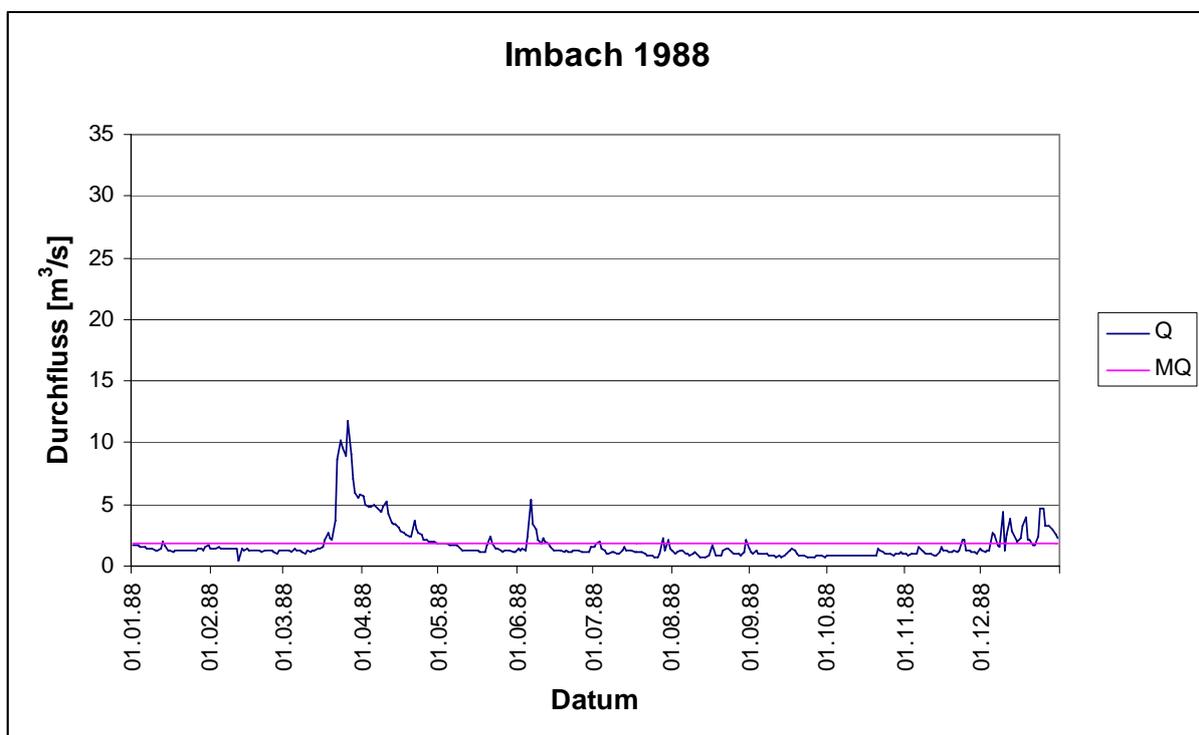


Abb. 77: Durchfluss der Krems im Jahr 1988. Messstelle Imbach.

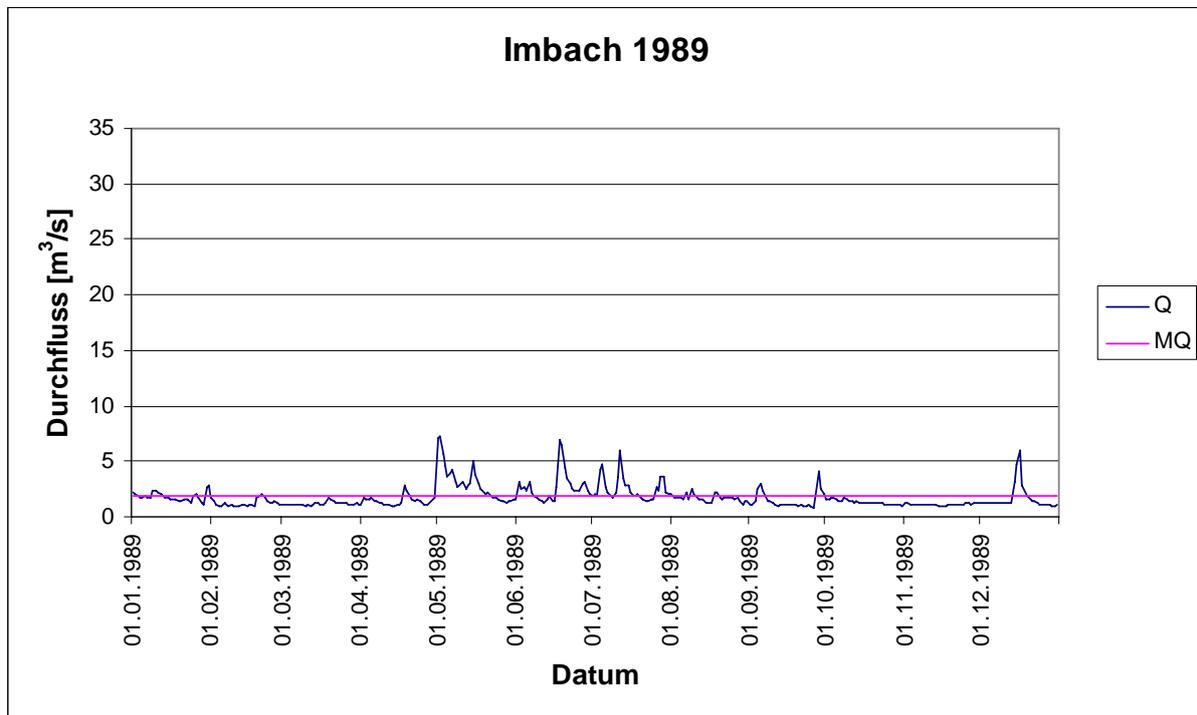


Abb. 78: Durchfluss der Krems im Jahr 1989. Messstelle Imbach.

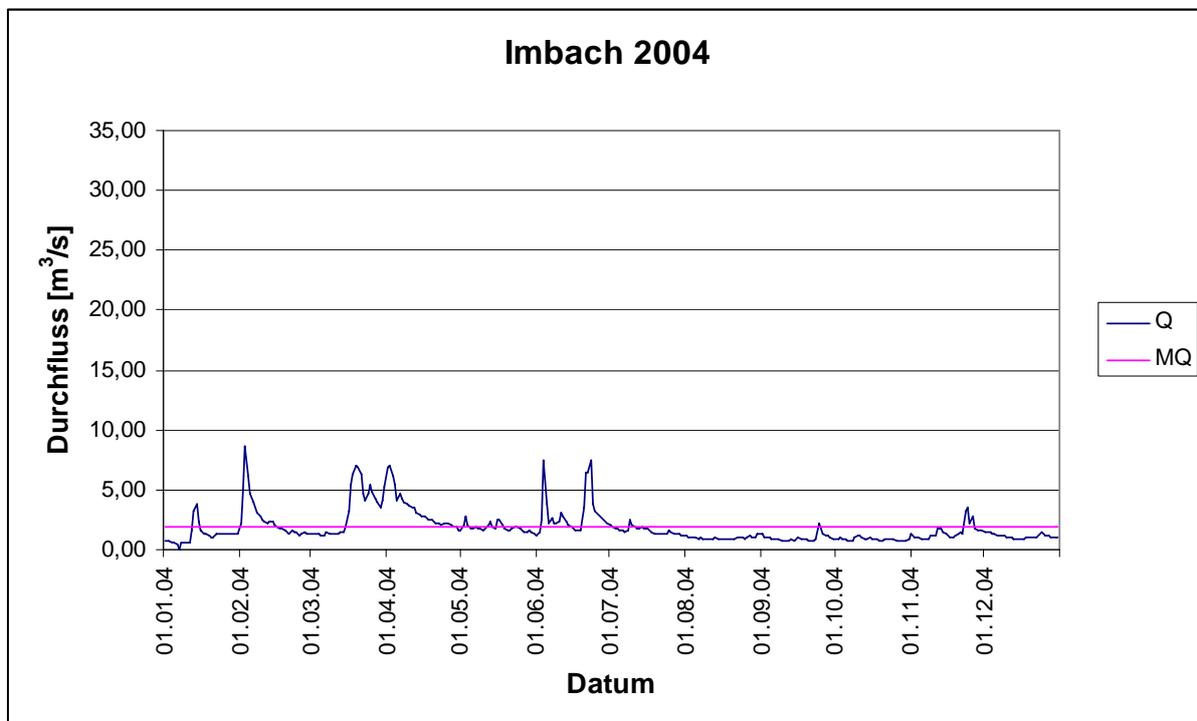


Abb. 79: Durchfluss der Krems im Jahr 2004. Messstelle Imbach.

Tab. 146: Mittlerer Monatsdurchfluss (m³/s) in den einzelnen Jahren. Donau: Messstation Kienstock, Kamp: Messstation Stiefen, Krems: Messstation Imbach.

	Donau 1988	Donau 1989	Donau 2004	Kamp 1988	Kamp 1989	Kamp 2004	Krems 1988	Krems 1989	Krems 2004
Jan	1371	1759	1630	8,65	10,74	4,44	1,42	1,83	1,22
Feb	1424	1547	1611	8,95	8,52	8,57	1,30	1,25	2,58
Mrz	3125	1680	1566	17,79	7,57	21,56	3,75	1,19	3,24
Apr	3533	1944	1894	25,96	4,02	19,04	3,47	1,42	3,30
Mai	2725	1935	1962	6,49	11,97	10,31	1,45	2,95	1,83
Jun	2423	2042	2659	10,44	11,02	13,27	1,69	2,62	3,01
Jul	1990	2449	2079	4,47	11,66	7,01	1,25	2,51	1,60
Aug	1888	2040	1491	4,09	6,32	3,77	1,10	1,67	0,99
Sep	1973	1785	1451	3,42	5,80	5,20	0,92	1,49	0,98
Okt	1195	1497	1321	3,73	5,57	4,95	0,91	1,33	0,87
Nov	1267	1376	1266	3,93	4,58	4,47	1,20	1,11	1,49
Dez	2920	1344	945	8,02	6,15	7,49	2,55	1,63	1,12

8.4. Wasserchemische Parameter

Die wasserchemischen Parameter der Gewässer aus dem Jahr 2004 sind in der Tab. 147 aufgelistet. Die Messungen wurden im April und im Juni durchgeführt.

Tab. 147: Wasserchemische Parameter für das Jahr 2004. G = Gewässernummer, Lf = Leitfähigkeit

G	Frühjahr					Sommer				
	Temp. [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	Lf [µS/cm]	Temp. [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	Lf [µS/cm]
2	13,1	51	4,9	8,04	532	14,2	7	0,6	7,36	575
3	15,8	135	12,7	7,63	460	20,2	95	8,1	8,21	495
4	17,6	82	7,8	7,14	449	14,0	33	3,3	7,37	453
5	14,4	30	2,9	7,83	414	15,0	12	1,1	7,37	397
6	12,1	98	10,2	7,31	402	13,7	79	7,9	8,03	369
6a	13,4	84	8,7	7,32	450	14,2	53	5,2	7,72	467
7	13,8	112	11,4	7,18	396	13,7	80	8,0	8,02	370
7b	13,2	102	10,1	7,48	410	16,0	85	8,3	7,79	350
7c	15,0	97	9,5	7,96	706	15,3	37	3,7	7,59	375
8	13,2	102	10,1	7,48	410	15,4	144	13,7	8,83	359
9	13,8	94	9,2	7,72	412	15,7	103	9,8	8,36	359
9a	13,5	135	13,4	7,42	411	17,9	113	10,4	8,48	373
9b	16,8	143	13,2	8,20	448	18,2	116	10,6	8,22	400
9c	15,9	66	6,3	8,14	475	15,2	69	6,5	7,75	453
10	13,3	120	12,1	7,90	405	17,8	105	9,7	8,39	373
11	12,8	39	3,9	7,87	871	-	-	-	-	-
12	11,9	5	0,3	7,88	966	-	-	-	-	-
13	13,5	38	3,3	7,75	890	-	-	-	-	-
14	13,5	12	1,2	7,30	504	14,1	25	2,6	7,61	539
16	14,4	58	5,7	7,32	421	17,4	60	6,2	7,63	290
17	16,3	122	11,4	7,75	365	18,3	68	6,2	8,00	270
18	12,3	18	1,8	6,84	607	14,3	30	2,9	7,79	478
19	13,3	91	9,0	7,61	426	14,5	60	5,7	7,93	464
20	13,9	94	9,6	8,95	473	20,9	106	9,1	8,30	437

G	Frühjahr					Sommer				
	Temp. [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	Lf [µS/cm]	Temp. [°C]	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]	pH	Lf [µS/cm]
21	-	-	-	-	-	20,1	41	3,9	7,60	440
22	12,8	8	0,3	7,10	939	12,7	5	0,5	7,80	1268
23	13,3	67	6,8	6,75	858	14,0	45	4,3	7,88	899
24	11,2	112	10,7	7,24	682	13,0	31	3,2	7,40	885
25	15,5	88	8,6	7,55	681	15,3	31	3,0	7,59	387
26	13,8	40	3,9	7,51	317	14,3	38	3,7	7,27	299
27	14,8	80	7,6	7,53	281	19,5	24	1,8	7,17	278
29	12,2			7,27	269	15,6	35	3,4	7,31	259
29b	12,6	63	5,9	7,57	285	15,7	21	2,0	7,41	277
30	15,5	96	8,5	7,52	477	21,6	121	10,3	8,51	454
31	-	-	-	-	-	17,4	42	3,4	7,75	467
32	9,3	92	9,2	7,31	277	15,2	102	9,8	8,54	273
33	12,9	56	5,2	7,19	1124	13,2	18	1,6	7,95	1046
34	11,2	55	5,1	7,46	268	17,2	93	8,6	7,96	257
35	13,5	96	9,3	7,90	272	17,4	85	7,9	7,68	260
36	13,5	13	1,2	7,52	1120	13,6	7	0,7	7,82	930
37	15,8	136	12,4	7,52	565	15,2	69	6,6	7,81	385
38	13,5	81	7,6	7,01	571	15,8	17	1,8	7,48	464
39	13,5	6	0,6	6,82	823	14,3	17	1,4	7,67	664
41	13,7	94	9,2	7,37	312	16,3	75	7,1	7,96	298
42	14,3	91	9,2	7,89	304	18,0	52	4,8	7,56	294
43	12,4	81	8,2	7,72	309	14,3	15	1,3	7,43	348
44	13,2	59	6,2	7,41	438	15,0	62	6,1	7,80	275
45	15,2	110	10,2	7,74	490	21,6	92	7,8	8,18	473
48	13,1	86	8,5	7,89	292	16,0	82	8,4	7,55	273
49	13,6	67	6,9	7,74	287	15,2	80	7,9	7,75	257
50	15,7	72	7,4	7,61	335	16,0	81	7,7	7,72	256

Lebenslauf

Name: Sabine Ruzek
Geburtsdatum: 31.1.1969
Adresse: 1230 Wien, Lastenstraße 39
E-Mail: sabine.ruzek@gmx.net



Ausbildung

1975 - 1984	Volksschule, Hauptschule, Polytechnischer Lehrgang
1984 - 1987	Bürokauffraulehre bei der Gemeinde Wien, positiver Lehrabschluss
10/1995	ExternistInnenmatura, Prüfungskommission des Stadtschulrates am Bundesoberstufenrealgymnasium Hegelgasse 14, 1010 Wien
1996 – 2011	Diplomstudium der Biologie, Universität Wien

Biologische Tätigkeiten

2002	Mitarbeit bei hydrologischen Feldaufnahmen am Wienfluss, Projekt der BOKU – Arbeitsbereich Ingenieurbiologie und Landschaftsbau
2002	Mitarbeit bei der Feldaufnahme von Mollusken im Rosskopfarm/Hainburger Au; Projekt der Universität Wien
2004	Mitarbeit bei der Amphibienkartierung im Rahmen des Projektes „Ufer- und Profilstaltungsmaßnahmen, sowie Maßnahmen zur Mäanderanbindung für die March im Abschnitt Marchegg“ im Auftrag des Naturschutzbundes
01/05 - 05/05	Büro Lacon (Technisches Büro für Landschaftsplanung), Projektmitarbeit
2005	Mitarbeit bei der Amphibienkartierung in den Altenwörther Donauauen im Rahmen des Universitäts-Projektes „Auenindex II“
2006 und 2007	Mitarbeit bei der Amphibienkartierung im Nationalpark Thayatal im Auftrag des Nationalparks
2007	Mitarbeit bei der Amphibienkartierung der Unteren Lobau im Rahmen des Universitäts-Projektes „Dotation-Lobau“
2008 – 2011	Mitbetreuung des Amphibienzaunes am Exelberg (ehrenamtlich)
04/08 – 05/08	ARGE Ökologie (techn. Büro für Ökologie), Betreuung des Amphibienzaunes im Rahmen der UVE S 31 N bei Schützen/Gebirge
11/08 – 01/09	ARGE Ökologie, gewässerökologische Arbeiten (MZB)
06/09 – 07/09	ARGE Ökologie, gewässerökologische Arbeiten (MZB)
10/09 – 12/09	ARGE Ökologie, gewässerökologische Arbeiten (MZB)
03/10 – 05/10	ARGE Ökologie, gewässerökologische Arbeiten (MZB)
2010	Erhebung der Wechselkröten in Wien im Auftrag der MA 22-Umweltschutz
2005 – 2011	Tutorin (LV: Kenntnis Mitteleuropäischer Lebensgemeinschaften)

Kinder- und Jugendarbeit

2003 - 2010	Mitarbeit bei den Umweltspürnasen (Naturexkursion mit Kindern)
2005	Vogelkundliche Exkursion mit Kindern und Jugendlichen in Hohenau
2008	Naturexkursion mit der Integrativen Lernwerkstatt Brigittenau („Volksschule“) am Exelberg, Thema: Amphibienschutz
2009	Naturexkursion mit der VS Knollgasse (17. Bezirk, zweite Klasse) am Exelberg, Thema: Amphibien
2009	Naturexkursion mit der Integrativen Lernwerkstatt Brigittenau („Volksschule“), Thema: Tiere in der Au

Weitere Qualifikationen

Computerkenntnisse	Anwendungskennntnisse MS-Office (Word, Excel, Power Point), Internet, LINUX
Sprachen	Englisch gut in Wort und Schrift Französisch Schulkenntnisse
Maschinschreiben	perfekt
Führerschein B	

Sae KK