

# Mögliche Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen in Gewässern der Donauauen westlich Wiens

MANFRED PINTAR & ROBERT SPOLWIND

## Abstract

*Fish and amphibian coenoses in backwaters of riparian forests of the river Danube nearby Vienna.*

The fish and amphibian fauna of a floodplain area of the river Danube near Vienna was mapped synchronously in the years 1993 and 1994. Different backwater types are distinguished. The backwaters are hierarchically separated due to cluster analyses representing habitats of different fish- and amphibian communities, the most significant coenoses are described and compared. The importance of different backwater types as spawning habitats and their different ecomorphological parameters for characteristic communities of fish and amphibians are discussed. We stress the importance of vertical structures and the availability of inundation areas during spawning period of amphibians for a possible coexistence of both groups. Aquatic habitats in floodplains show many significant characteristics. Long-term hydrological regularities lead to a biocoenotic balance of fish and amphibian coenoses. Interferences by man may cause a drastical disturbance of this balance.

Key words: Pisces, Amphibia, Danube, backwater types, fish ecology, fish-amphibian coexistence, explosive breeders, extended breeders, spawning sites ecology.

## Zusammenfassung

Im Rahmen einer zweijährigen Untersuchung wurde die Fisch- und Amphibienfauna eines Auengebietes der Donau bei Wien erhoben und den nach hydrologisch-morphologischen Kriterien typisierten Gewässern zugeordnet. Verschiedene Vergesellschaftungen der beiden Tiergruppen und ihre Kombinationen in den einzelnen Gewässerkategorien wurden mittels Clusteranalysen ausgewiesen und ihre möglichen Ursachen dargestellt. Die Bedeutung verschiedener Gewässertypen als Laichhabitate und verschiedene ökomorphologische Ausprägungen als Voraussetzung möglicher Koexistenz beider Tiergruppen wird diskutiert. Es stellte sich heraus, daß insbesondere im Fall von stochastischer Fischbesiedlung und ausreichend vertikaler Zonierung der Ufer beide Tiergruppen miteinander koexistieren können. Eine langjährige Gesetzmäßigkeit von Überschwemmungsereignissen und die damit verbundene Vielfalt an Gewässertypen läßt eine dauerhafte Einnischung von Amphibien und Fischpopulationen auf längere Sicht vermuten. Eine Einschränkung der Hochwasserdynamik würde dieses Gleichgewicht empfindlich stören.

Schlagwörter: Pisces, Amphibia, Donau, Auengewässertypen, Fisch-Amphibien Koexistenz, explosive breeders, extended breeders, Laichplatzökologie.

## 1 Einleitung

Im Rahmen einer Studie im Rückstauereich eines Flußkraftwerkes an der Donau bei Wien war die Möglichkeit gegeben, die Fisch- und Amphibienfauna eines Auenbereiches synchron und mit ähnlicher Untersuchungsintensität für beide Gruppen zu erheben. In der vorliegenden Arbeit soll auf Möglichkeiten der Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen auf der Basis von Daten aus Freilandaufnahmen eingegangen werden. In den meisten Arbeiten, die sich mehr

oder weniger ausführlich mit dem gemeinsamen Vorkommen von Fischen und Amphibien beschäftigen (AMTKJÆR 1988, BANKS et al. 1993, BAUSER et al. 1987, BRADFORD 1989, BROGGI 1975, CLAUSNITZER 1983a,b, CREEMERS 1994, DOLMEN 1987, FILODA 1981, FLINDT & HEMMER 1969, GEBHARDT 1985, HEHMANN & ZUCCHI 1985, HOLMEN & WEDERKINCH 1988, MÜLLER 1968, SCHAY 1988, SOUND & VEITH 1994) beschränken sich vor allem die Fischdaten mit Ausnahme von BREUER (1992) nur auf wenige ausgewählte Arten. Gezielte Erhebungen der vollständigen Fischfauna in Zusammenhang mit Amphibienzöosen fehlen ansonsten. Mit den in dieser Arbeit für beide Tiergruppen synchron erhobenen Daten hoffen wir, weitere Erkenntnisse zur längst noch nicht abgeschlossenen Diskussion über die Beziehung von Fisch- und Amphibienzöosen beizutragen.

## 2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1), ein Auenwald bei Klosterneuburg, liegt rund 6 Flußkilometer westlich der Stadtgrenze von Wien und ist Teil eines ausgedehnten Auengebietes entlang der niederösterreichischen Donau. Es wird im Norden von der Donau selbst begrenzt und reicht im Süden bis zu den Ausläufern des Wiener Waldes. Im Osten und Westen wird es durch Siedlungen in seiner natürlichen Ausdehnung eingeschränkt. Bis in jüngste Zeit unterlag dieser Auenwald trotz Uferregulierung einer noch gut ausgeprägten Hochwasserdynamik mit oszillierenden Grundwasserständen, die wohl das wichtigste Charakteristikum eines Auenlebensraumes darstellen. Im Gegensatz zu Klimaxgesellschaften hat besonders das je nach Überschwemmungshäufigkeit und -dauer zeitlich und räumlich stark schwankende Angebot an Gewässern für die Fisch- und Amphibienfauna entscheidende Bedeutung. Etliche Besonderheiten, die Fisch- und Amphibienarten in Auenlebensräumen zeigen, sind diesen dynamischen Bedingungen zuzuordnen, etwa starke Abhängigkeit vom Wasserregime sowie Aufweichen des strengen

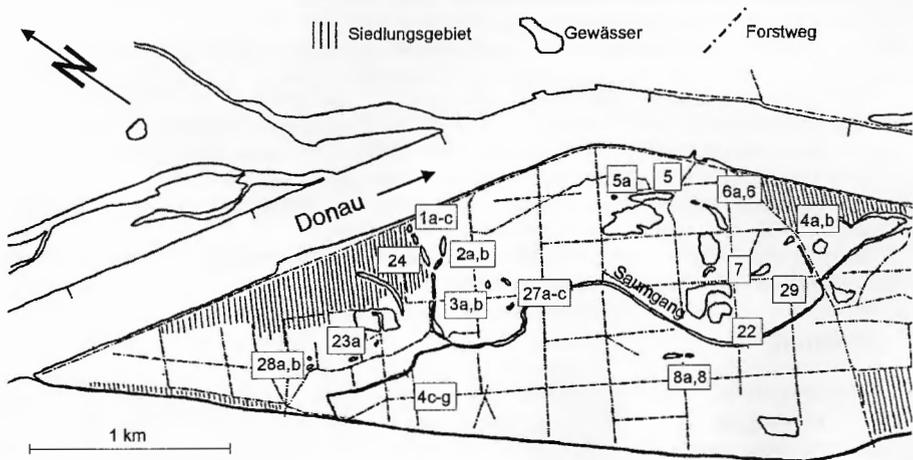


Abb. 1. Karte des Untersuchungsgebietes.

Map of the investigated area.

raum-zeitlichen Laichverhaltens bei früh laichenden Arten der Amphibien (BOSMAN 1993, CREEMERS 1991, CREEMERS 1994, GUBÁNYI 1992, JOLY 1992, KUHN 1993, PINTAR 1979, PINTAR 1984, PINTAR & STRAKA 1990, VIERTTEL 1980, WILKENS 1979) oder stochastische Fischvorkommen in temporären Gewässern nach Überflutungen (WAIDBACHER 1989, ZAUNER & JUNGWIRTH 1994).

### 3 Charakterisierung der Gewässer

Um die Vielfalt der untersuchten Auengewässer zu ordnen, wurden sie in Anlehnung an GEPP et al. (1985), PINTAR & STRAKA (1990), PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) und WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1990) nach hydrologischen und gewässermorphologischen Kriterien laut Tabelle 1 wie folgt charakterisiert und typisiert (zur topografischen Lage siehe Abb. 1):

#### Fließgewässer

Entscheidenden Einfluß an der Dynamik des Untersuchungsgebietes hat ein am Auenrand verlaufendes, anthropogen beeinflusstes Verbindungsgerinne zur Donau. Es ist als Fließgewässer zu charakterisieren und entspricht nach GEPP et al. (1985)

Gewässertyp		Wasserführung	Kurzbeschreibung	Nr. in Abb. 1
Fließgewässer	Saumgang (A)	permanent	hohe Anbindungswahrscheinlichkeit; fast ständige Durchströmung	4c-g
Stillgewässer	Weiher-Tümpelkette (B)	im donaanahen Bereich permanent, sonst temporär	hohe Anbindungswahrscheinlichkeit; zeitweilig starke Durchströmung	1, 2, 3a
	Altarm 2. Ordnung (C)	permanent	Restdynamik; periodische Anbindung an Hauptstrom, durch Rückstau	29
	Altarm 3. Ordnung (D)	permanent	hohe Verlandungstendenz; Anbindung an den Hauptstrom nur bei größeren Überschwemmungen	5, 6, 24
	Auweiler (E)	permanent bis temporär (nur in extremen Trockenjahren ohne Wasser)	isolierte Gewässer; Tiefe: <3m Anbindung an den Hauptstrom nur bei größeren Überschwemmungen	3b, 7, 8, 22, 27a, 27c
	Autümpel (F)	temporär	isolierte Kleingewässer	4a, 4b, 5a, 6a, 8a, 23a, 23b, 28a, 28b, 27b

Tabelle 1. Typisierung und Kurzcharakteristik der untersuchten Gewässer. Reihenfolge nach hydrologischer Dynamik (Anbindungswahrscheinlichkeit).

Typology and short description of the investigated back waters ranged due to hydrological dynamics (connection to the main river).

dem Typ eines Saumganges. Nach langen Trockenperioden kann der Saumgang (Serie 4c-g) in mehrere Stillgewässer zerfallen, die aber völlig vegetationsfrei bleiben.

Weiber-Tümpelkette (nach WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1990)

Die Gewässer der Serie 1 und 2 sind als donanahe Habitats durch hohe Anbindungswahrscheinlichkeit an den Hauptstrom (Donauabfluß 5344 m<sup>3</sup> / sec) und starke Beschattung gekennzeichnet.

Kategorie	Nr.	Gr.Kl.	LF (x)	pH (x)	O <sub>2</sub> (x)	O <sub>2</sub> (max.)	O <sub>2</sub> (min)
Fließgewässer	4c	—	426	—	—	—	—
	4d	—	525	8,13	158,0	—	—
	4e	—	547	8,67	161,0	—	—
	4f	—	730	—	—	—	—
	4g	—	456	7,87	95,67	105	82
Weiber-Tümpelkette	1a	2	640	7,66	54,67	81	35
	1b	2	649	7,61	52,0	93	2
	1c	2	571	7,77	94,50	147	49
	2a	1	869	7,53	31,75	50	1
	2b	1	846	7,53	34,33	75	10
	3a	3	682	7,43	49,46	102	1,5
Altarm 2. Ordnung	29	3	369	8,29	142,83	273	49
Altarm 3. Ordnung	5	3	671	7,49	47,8	135	23
	6	3	632	7,70	80,75	110	4
	24	3	719	7,40	53,67	142	3
Auweiher	3b	2	607	7,61	85,0	116	20
	7	2	665	7,78	88,0	158	17
	8	2	668	7,42	16,56	42	0,8
	22	3	525	8,34	177,63	380	16,5
	27a	2	693	7,40	70,5	107	0,6
	27c	2	960	7,31	43,8	114	1
Autümpel	4a	1	383	7,89	87,67	123	46
	4b	1	485	7,60	57,33	90	15
	5a	1	518	7,54	61,33	87	28
	6a	1	628	7,44	40,33	52	34
	8a	2	397	7,75	63,0	72	52
	27b	2	730	7,49	22,5	28	13
	23a	1	2698	7,19	45,0	86	4
	28a	1	820	7,44	51,75	70	30
	28b	1	835	7,30	41,5	95	3

Tabelle 2. Ausgewählte abiotische Faktoren der untersuchten Gewässer. Größenklassen (Gr.Kl.): 1: < 100 m<sup>2</sup>, 2: 100-1000 m<sup>2</sup>, 3: > 1000 m<sup>2</sup>. LF: Leitfähigkeit in µSiemens, O<sub>2</sub> in %. Reihenfolge nach hydrologischer Dynamik (Anbindungswahrscheinlichkeit). X = Mittelwert aus 5 Messungen.

Selected abiotic parameters of the investigated back waters. Categories after square dimension (Gr.Kl.): 1: < 100 m<sup>2</sup>, 2: 100-1000 m<sup>2</sup>, 3: > 1000 m<sup>2</sup>. LF: conductivity in µSiemens, O<sub>2</sub> in %. Typology and short description of the investigated back waters ranged due to hydrological dynamics (connection to the main river). X = mean, 5 measured values.

Die daran anschließenden Gewässer der Serie 3 haben eine topographisch-hydrologische Mittelstellung zwischen Hauptstrom und Saumgang (Abb. 1). Das Gewässer 3a wurde wegen seiner unmittelbaren Nähe zur Donau als Teil der Weiher-Tümpelkette behandelt. Die außergewöhnlich artenreiche Makrophytenflora und einige Besonderheiten der Fauna dieses Gewässers sind wahrscheinlich auf diese Sonderstellung zurückzuführen. Das daran anschließende Gewässer 3b ist durch einen Blockwurf mit Rohrdurchlaß hydrologisch weitgehend von der Weiher-Tümpelkette getrennt, so daß es als Auenweiher klassifiziert wurde.

#### Altarm 2. Ordnung

Das Gewässer 29 wird bei durchgehender Wasserführung des im Süden fließenden Saumganges indirekt über den Klosterneuburger Durchstich an die Donau angebunden. Seine Sonderstellung hinsichtlich gegebener hydrologischer Restdynamik wird durch die in Tabelle 2 angeführten limnochemischen Parameter (besonders niedrige Leitfähigkeitswerte) widerspiegelt. Das vor einigen Jahren noch relativ naturnahe Gewässer unterlag in jüngster Zeit stärkeren anthropogenen Beeinflussungen (Baggerungen).

#### Altarm 3. Ordnung

Die Gewässer 5 und 6 sind isolierte Altarmreste mit fortschreitender Verlandung und hoher Makrophytenbiomasse. Ihre Verlandungstendenz wird durch Indikatorarten wie *Potamogeton lucens* (ELLENBERG 1996) unterstrichen.

#### Auenweiher und Auentümpel

Die beiden vorwiegend durch die Wasserführung getrennten Kategorien beinhalten isolierte Gewässer mit einer starken Abhängigkeit von intakter Hochwasser- und Grundwasserdynamik. Ihre Ausprägung variiert erheblich, insbesondere in Abhängigkeit von Größe, Struktur, Bodensubstrat, Besonnung und Durchströmung bei Hochwasser.

### **4 Material und Methode**

Die Ergebnisse basieren auf Daten aus den Jahren 1993 und 1994, die bezüglich Wetter und hydrologischer Situation keine extremen Abweichungen zeigten. Die Amphibien wurden in sechs Kartierungsdurchgängen pro Jahr nach der bei früheren Untersuchungen in den Donauauen bewährten Methode (PINTAR & STRAKA 1990, PINTAR & WARINGER 1989) erfaßt. Als Nachweis wurden adulte Tiere, rufende Männchen, laichende Paare sowie das Vorhandensein von Laich, Larven oder frisch verwandelten Jungtieren gewertet. Bei *Rana dalmatina*, der im Frühjahr laicht (explosive breeder), erfolgte auch eine genauere Quantifizierung an Hand der Zahl abgelegter Laichballen. Bei den restlichen, später im Jahr und während eines längeren Zeitraumes laichenden Arten (extended breeders), sowie bei der Erdkröte (*Bufo bufo*) wurde zumindest auf den Nachweis einer erfolgreichen Fortpflanzung geachtet.

Die Erfassung der Fischfauna wurde mittels Gleichstromaggregat nach der von COWX & LAMARQUE (1990) beschriebenen Methode durchgeführt. Im vorliegenden Fall war die Anode eine mit Fangnetz versehene Polstange, die von den Fischen aufgrund ihrer Galvanotaxis im elektrischen Feld angeschwommen wird. Die Individuen wurden im Gleichstromfeld betäubt (Galvanonarkose), danach gezählt und bestimmt. Jedes Gewässer wurde mindestens dreimal beprobt.

Die bei der Befischung festgestellten Amphibienarten wurden als Artnachweis gewertet, wenngleich die Methode für eine Erfassung der meisten Amphibien als unzureichend erkannt wurde. Sowohl Larvenstadien als auch Adulte zeigen zwar deutliche Beeinflussung durch das elektrische Feld, lassen aber die für Fische charakteristische Galvanotaxis zur Anode vermissen (besonders adulte Anura). Lediglich für adulte Caudata könnte die Methode als ergänzender, semiquantitativer Ansatz für Freilandhebungen aufgefaßt werden, vorausgesetzt die befischten Gewässer weisen eine geringe submerse Vegetation auf. In Gewässern mit hoher Wasserpflanzendichte konnten mit den gängigen Methoden mehr Amphibienarten festgestellt werden als mit der Elektrobefischung.

Die Daten sollen, nicht zuletzt auch wegen unterschiedlicher Erhebungsintensität (Fische: weitgehende Quantifizierung, Amphibien: nur teilweise Quantifizierung) vorerst einmal nach Tiergruppe getrennt dargestellt werden. Für beide

Art	Ökologische Gruppe	Stetigkeit in %	Gewässer
<i>Esox lucius</i> (Hecht)	euryök	29,0	3a, 3b, 4a, 4f, 5, 7, 8a, 27c, 29
<i>Rutilus rutilus</i> (Rotauge)	euryök	25,8	4a, 4b, 5, 5a, 7, 23b, 27a, 29
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Hasel)	rheophil a	9,7	4c, 4d, 4g
<i>Leuciscus cephalus</i> (Aitel)	rheophil a	9,7	4c, 4d, 4g
<i>Leuciscus idus</i> (Nerfling)	rheophil b	6,5	7, 29
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Rotfeder)	stagnophil	9,7	5, 7, 29
<i>Aspius aspius</i> (Schied)	rheophil b	9,7	4a, 4c, 29
<i>Tinca tinca</i> (Schleie)	stagnophil	12,9	3a, 5, 7, 29
<i>Chondrostoma nasus</i> (Nase)	rheophil a	12,9	3a, 4c, 4d, 4g
<i>Barbus barbus</i> (Barbe)	rheophil a	3,2	4g
<i>Alburnus alburnus</i> (Laube)	euryök	16,1	2a, 3a, 4a, 4g, 29
<i>Blicca bjoerkna</i> (Güster)	euryök	29,0	4b, 4d, 4g, 7, 8a, 23b, 27a, 27b, 29
<i>Abramis brama</i> (Brachse)	euryök	22,6	3a, 4a, 4b, 5, 7, 8a, 29
<i>Abramis sapa</i> (Zobel)	rheophil b	3,2	29
<i>Abramis ballerus</i> (Zope)	rheophil b	3,2	29
<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bitterling)	stagnophil	12,9	3a, 4d, 7, 29
<i>Carassius auratus gibelio</i> (Gibel)	euryök	16,1	4b, 4g, 5, 7, 29
<i>Cyprinus carpio</i> (Karpfen)	euryök	6,5	7, 29
<i>Misgurnus fossilis</i> (Schlammpeitzger)	stagnophil	9,7	5, 7, 29
<i>Lota lota</i> (Aalrutte)	rheophil b	6,5	4g, 29
<i>Perca fluviatilis</i> (Flußbarsch)	euryök	16,1	4a, 4g, 5, 23b, 29
<i>Stizostedion lucioperca</i> (Zander)	euryök	3,2	3a
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Marmorgrundel)	euryök	16,1	4e, 4g, 5, 7, 29

Tabelle 3. Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Fischarten und ihre Stetigkeit in % der untersuchten Gewässer (n 31).

Fish species in the investigated area. Frequency in % of the investigated back waters (n 31).

Gruppen wurde zur hierarchischen und systematischen Klassifizierung einzuteilender Objekte die Clusteranalyse nach WARD gewählt. Als Fälle werden die einzelnen Gewässer behandelt, Variablen sind Artnachweise beider Tiergruppen in untersuchten Habitaten. Die Variablen wurden in binärem Code dargestellt. Als Distanzmaß zwischen den Objekten (Habitaten) fungiert die quadrierte euklidische Distanz, im heuristischen Verfahren werden in jeder Fusionsstufe der Analyse Objekte geringster Fehlerquadratsummen (Summe der quadrierten Abweichungen der im Cluster fusionierten Elemente vom Clustercentroid) zusammengeführt und zu möglichen homogenen Clustern vereinigt (BORTZ 1993, BROSIUS 1995, RASCH 1987, SCHUBÖ 1991).

Abhängigkeiten des Vorkommens einzelner Amphibienarten in Gewässern mit konstanter bzw. fehlender Fischbesiedlung wurde in Kreuztabellen mit PEARSON'schem  $\chi^2$ -Test verglichen.

Einheimische Fischarten werden nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) in vier Kategorien eingeteilt. Flußfische werden als rheophil beschrieben, wobei Arten der Kategorie rheophil a ihren Lebenszyklus im Hauptstrom vollenden, Arten der Kategorie rheophil b zumindest partiell in Altwässern vorkommen. Euryöke Arten zeigen geringere Strömungspreferenz und finden sich in verschiedensten Gewässertypen. Stagnophile Formen sind an stehende Gewässer adaptiert.

Die ökologische Zuordnung der gefundenen Arten wird in Tabelle 3 wiedergegeben. Die Tabellen 3 und 4 geben einen Überblick über die im Gebiet festgestellten Fisch- und Amphibienarten.

Art	Stetigkeit Gewässer in %	
<i>Triturus dobrogicus</i> (Donaukammolch)	41,9	3a, 3b,5, 6, 7, 8a, 22, 27a, 27b, 27c, 28a, 28b, 29
<i>Triturus vulgaris</i> (Teichmolch)	51,6	1a, 2a, 2b, 3a, 3b, 4a, 5, 7, 8a, 22, 24, 27a, 27b, 27c, 28a, 28b
<i>Bombina bombina</i> (Rotbauchunke)	45,2	3a, 3b, 5, 6, 6a, 7, 8a, 22, 23a, 24, 27b, 27c, 28b, 29
<i>Pelobates fuscus</i> (Knoblauchkröte)	12,9	1a, 3a, 24, 27b
<i>Bufo bufo</i> (Erdkröte)	12,9	5, 8, 22, 29
<i>Hyla arborea</i> (Laubfrosch)	41,9	2a, 2b, 3a, 3b, 5, 6, 7, 22, 24, 27b, 27c, 28a, 28b
<i>Rana dalmatina</i> (Springfrosch)	67,7	1a, 1b, 1c, 2a, 3a, 3b, 4b, 5, 5a, 6, 6a, 7, 22, 23a, 24, 27a, 27b, 27c, 28a, 28b, 29
<i>Rana ridibunda</i> (See- frosch), <i>Rana kl.es-</i> <i>culenta</i> (Teichfrosch)	38,7	1b, 2b, 3b, 5, 6, 7, 22, 24, 27a, 28a, 28b, 29

Tabelle 4. Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Amphibienarten und ihre Stetigkeit in % der untersuchten Gewässer (n 31).

Amphibian species in the investigated area. Frequency in % of the investigated back waters (n 31).

## 5 Ergebnisse

Die Tabellen 5 und 6 geben einen Überblick über die wichtigsten Vergesellschaftungen innerhalb der beiden Tiergruppen.

### 5.1 Fische

Bei den Fischen soll Abbildung 2 und die Tabelle 5 die Ergebnisse der Clusteranalyse verdeutlichen. Die Beispiele für typische Fischvergesellschaftungen richten sich vor allem – ähnlich wie bei der Einteilung der Gewässer – nach den hydrologischen Gegebenheiten, wobei besonders der Anbindungswahrscheinlichkeit an den Hauptstrom und/oder die Seitenarme höherer Ordnung großes Gewicht beigemessen wird. Die Anbindungswahrscheinlichkeit wird durch die Reihung der Gewässer in Tabelle 1 und Tabelle 2 wiedergegeben.

Die Cluster F5, F5.1 und F5.2 können als von euryöken Arten dominierte Zönosen mit jeweils unterschiedlichem Anteil von Arten anderer ökologischer Gruppen determiniert werden. Sie werden als besonders artenreiche Zönosen gesondert behandelt.

Clu- ster	typisches Artenspektrum	Gew.- -typen	Gewässer	Bemerkungen
F1	keine Nachweise; ev. Einzelfunde	B, F	1a-c, 2a, 2b, 28a, 28b, 23a, 24, 8, 22, 6, 6a, 4e	
F2	stochastisch bedingte Fischpopulationen; sehr geringe Arten- und Individuenzahl; <i>Esox lucius</i> häufig	E, F	5a, 27a, 27b, 4b, 23b	
F3	stochastisch bedingte Fischpopulationen; meist größere Individuenzahlen; <i>Esox lucius</i> häufig	B, E	3a, 3b, 27c, 4a, 4f, 8a	3a mit <i>Chondrostoma nasus</i>
F4	rheophile Arten ( <i>Leuciscus cephalus</i> , <i>Chondrostoma nasus</i> , <i>Leuciscus leuciscus</i> )	A	4c, 4d, 4g	vorwiegend juvenile Individuen
F5	euryöke Vergesellschaftung ( <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Esox lucius</i> häufig); stagnophile Arten ( <i>Rhodeus s.amarus</i> , <i>Misgurnus fossilis</i> ) vereinzelt	D	5	<i>Rutilus rutilus</i> , <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Esox lucius</i> -Vergesellschaftung
F5.1	stagnophil-euryöke Vergesellschaftung ( <i>Misgurnus fossilis</i> häufig)	E	7	
F5.2	Arten mit unterschiedlichem Rheophilitätsgrad ( <i>Abramis sapa</i> , <i>Abramis ballerus</i> , <i>M.fossilis</i> ); euryöke Arten wie <i>Esox lucius</i> und <i>Rutilus rutilus</i> dominant	C	29	anthropogen bedingte, hydrologische Sonderstellung

Tabelle 5. Verteilung der Fischzönosen auf die Gewässer des Untersuchungsgebietes. Bezeichnung der Gewässertypen siehe Tab. 1.

Distribution of fish coenoses in back waters of the investigation area.

Cluster F5 und F5.1

Im ersten besprochenen Cluster sind Gewässer 5 und 7 zusammengefaßt, die vorwiegend durch die Präsenz euryöker Arten, mit vereinzelt stagnophilen Elementen wie z.B. *Misgurnus fossilis* in höherer Abundanz gekennzeichnet sind.

Cluster F5.2

In Distanz zu den beiden besprochenen Gewässern befindet sich Nr. 29. Dieses als Altarm 2. Ordnung charakterisierte Habitat zeichnet sich durch seine besonders hohe Artenzahl (Dominanz von *Esox lucius*, *Rutilus rutilus*, *Blicca björkna* und *Abramis brama*, Vorkommen von *A. sapa*, *A. ballerus*, *Lota lota* bzw. *Tinca tinca* und *Misgurnus fossilis*) und hohe Fischbiomasse aus.

Die bisher besprochenen Gewässer sind durch ihre hohe Biomasse und höhere Artenzahl von allen anderen untersuchten Gewässern deutlich getrennt.

Cluster F4

Als anderes Beispiel für eine Fischzönose, die durch eine hohe hydrologische Anbindungswahrscheinlichkeit an den Saumgang geprägt ist, sei der Cluster F4 etwas genauer behandelt: Die in topographischer Nähe zueinander liegenden und an den Klosterneuburger Durchstich regelmäßig angebundene Bereiche des Saumganges sind durch das gemeinsame Vorkommen von *Chondrostoma nasus*, *Leuciscus leuciscus* und *L. cephalus* charakterisiert.

Cluster F1-F3

Der Großteil der anderen Gewässer und Gewässerabschnitte im engeren Untersuchungsgebiet (F1-F3) sind durch instabile, meist hochwasserbeeinflusste Fischzönosen gekennzeichnet, einige Bereiche beispielsweise durch kurzfristig überdauernde Populationen von *Esox lucius* (Nr. 27c, Nr. 3b).

Cluster	typisches Artenspektrum	Gew.-typen	Gewässer	Bemerkungen
A1	vereinzelt <i>Rana dalmatina</i>	A, B, F	1b, 1c, 4a-g, 5a, 6a, 8, 23a, 23b	Einzelfunde weiterer Arten ohne Fortpflanzungsnachweis
A2	artenarme variable Zönosen; euryöke Arten ( <i>Triturus vulgaris</i> , <i>Rana dalmatina</i> ) dominieren	B, F	1a, 2a, 2b, 24, 27a, 28a	bei geringerer Durchströmung Pionierarten ( <i>Pelobates fuscus</i> , <i>Hyla arborea</i> )
A3	artenreiche Zönosen;	B, E, F	3a, 3b, 6, 7, 8a, 27b, 27c, 28b	<i>Bufo bufo</i> fehlt
A4	mit Ausnahme von <i>Pelobates fuscus</i> vollständiges Artenspektrum	D, E	5, 22	bei längerfristigen Erhebungen auch Nachweis von <i>Pelobates fuscus</i> denkbar
A4.1	hohe Artenzahl	C	29	Wegfallen einiger Arten anthropogen bedingt

Tabelle 6. Verteilung der Amphibienzönosen auf die Gewässer des Untersuchungsgebietes. Distribution of amphibian coenoses in backwaters of the investigation area.

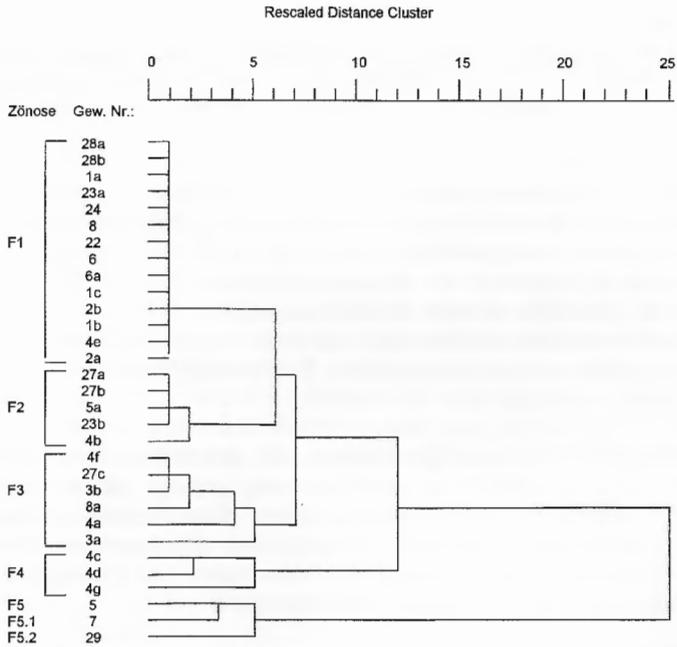


Abb. 2. Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse der Fischdaten.  
Dendrogramm of the hierarchical cluster analysis of fish data.

## 5.2 Amphibien

In dem auf der Clusteranalyse basierenden Dendrogramm können auch im Falle der Amphibien Artenvergesellschaftungen festgestellt werden, aus denen einige genauer behandelt werden (siehe Tabelle 6 und Abbildung 3). Die artenreichen Cluster A3, A4 und A4.1 wurden wegen der unterschiedlich starken Besiedlung durch Frühjahrs- bzw. Sommerlaicher getrennt behandelt. (Für die Abtrennung des Gewässers 29 sind anthropogene Veränderungen im Vorjahr der Untersuchungen verantwortlich). Ebenso wurde bei den artenarmen Clustern (A1/A2) das weitgehende Fehlen von Fortpflanzungsnachweisen in A1 als ein trennendes Element gewertet.

### Cluster A4 und A4.1

In diesem Cluster sind besonders artenreiche Amphibiengewässer zusammengefaßt. Es sind vor allem Altarme 3. Ordnung und Auenweiher mit permanenter Wasserführung, die durch eine reiche Makrophytenflora und ausgedehnte Verlandungszonen ausgezeichnet sind. Dazu zählen beispielsweise die einzigen beiden Gewässer mit bedeutenden *Bufo bufo*-Populationen und das Gewässer Nr. 22 mit der höchsten Artenzahl des Gebietes (alle Arten außer *Pelobates fuscus*).

Die eingeschränkte Artengarnitur des Gewässers Nr. 29 (Gruppe A4.1), das ansonsten den vorher besprochenen ähnelt, dürfte auf die starken Eingriffe der letzten Zeit zurückzuführen sein. Gewässer 29 wird aufgrund seiner hydrologischen Sonderstellung und seiner artenreichen Fischzönose gesondert angesprochen. Die fehlenden Arten *Hyla arborea* und *Triturus vulgaris* waren zumindest im Jahre 1991 noch häufig. *Rana dalmatina* besiedelt die Gewässer nur in individuen-schwachen Populationen (lediglich 8% der im Gesamtgebiet gezählten 1253 *R. dalmatina*-Laichballen entfallen auf diese beiden Cluster).

### Cluster A3

Die größeren bis mittelgroßen Gewässer (Auenweiher und Auentümpel) beherbergen eine artenreiche und bezüglich des Springfrosches auch populationsstarke Amphibienfauna (67% der *R. dalmatina*-Laichballen). In fast allen Fällen wurden beide Molcharten festgestellt.

Eine Gruppe von offenen und besonnten Gewässern (z.B: Nr. 6, 7, 3b und 28b) ist eher statisch mit starker Grundwasserspeisung und zeichnet sich durch das gemeinsame Vorkommen von *Rana dalmatina*, *Rana* synkl. *esulenta*, *Hyla arborea* und *Triturus dobrogicus* aus. Auffällig waren auch teilweise hohe Individuenzahlen von *T. dobrogicus* (Nachweise bei mehreren Elektrobefischungen) in den Gewässern 6, 7 und 28b.

Die Gewässer Nr. 3a, 8a, 27b und 27c sind einer stärkeren Dynamik unterworfen und unterscheiden sich von den vorher genannten noch durch eine geringere Besonnung, was möglicherweise das Fehlen der Grünfrösche erklärt.

Der wechselnde Einfluß von Donau und Saumgang auf das Gewässer 3a (topographisch-hydrologische Sonderstellung, beachtliches Artenspektrum bezüglich der Wasserpflanzen (Arten wie *Oenanthe aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Nymphoides peltata* sowie etliche submerse Arten) schuf besonders für einige Sommerlaicher (extended breeders) günstige Bedingungen.

### Cluster A2

In dieser heterogenen Gruppe wurden meist kleine, temporäre Tümpel mit geringer Strukturvielfalt und teilweise höherer Anbindung zusammengefaßt. Ihre Amphibienfauna zeichnet sich durch eine gegenüber A3 etwas reduzierte Artenzahl aus, zum Teil fehlen Fortpflanzungsnachweise. Mit einem Viertel der gesamt gezählten *Rana dalmatina*-Laichballen und fehlendem Nachweis von *Bufo bufo* tritt auch die Bedeutung dieser Gewässer für „explosive breeders“ stark in den Hintergrund. In Gewässern mit ausgeprägtem temporären Charakter (z.B: Nr. 24a und 28a) tritt *Pelobates fuscus* als eine Amphibienart auf, die zumindest in Auenlebensräumen ähnlich wie *Hyla arborea* solche Tümpel schnell besiedeln kann, wobei dann mangelnde Strukturvielfalt durchaus toleriert wird (PINTAR & STRAKA 1990). In den Gewässern der Serie 1 und 2 (temporär stark durchströmte Tümpel-Weiherkette nahe der Donau) können sich ausschließlich euryöke Arten wie *R. dalmatina* und *Triturus vulgaris* halten.

### Cluster A1

Sporadische Funde von *R. dalmatina*-Laichballen und Einzelfunde anderer Amphibien (z.B. *Rana ridibunda*, *R. kl. esculenta* und *Bombina bombina*) ohne Fortpflanzungsnachweis zeichnet diese Gewässer aus. Der Saumgang (Nr. 4c-g) mit seiner

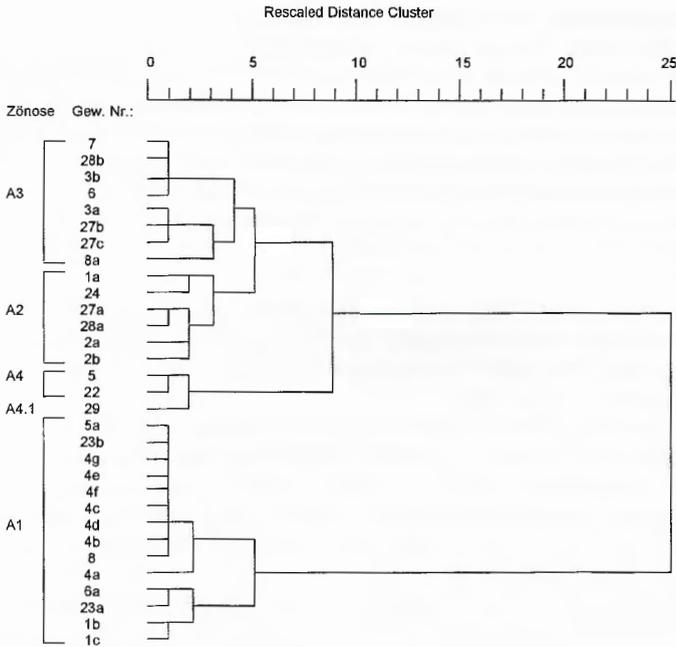


Abb. 3. Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse der Amphibiendaten.  
Dendrogramm of the hierachical cluster analysis of amphibian data.

fast ständigen Durchströmung spielt für die Fortpflanzung (0,3% der *Rana dalmatina*-Laichballen) nur mehr eine marginale Rolle.

### 5.3 Mögliche Koexistenzen

Bei der Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich möglicher Koexistenzen von Fisch- und Amphibienzönosen in Auengewässern müssen folgende, für dynamische Bereiche geltende Besonderheiten unbedingt berücksichtigt werden (z.B. KUHN 1993, PINTAR & STRAKA 1990, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992):

Unterschiede in der Intensität von Überschwemmungen zwischen verschiedenen Jahren stellen beinahe für alle Arten gleichermaßen günstige oder ungünstige Bedingungen für Fortpflanzung und Lebensraumangebot zur Verfügung.

Überschwemmungen mit verschiedenen Schwerpunkten innerhalb eines Jahres bieten je nach Fortpflanzungsverhalten der Tiere unterschiedlich günstige Möglichkeiten je Art (z.B. stark reduzierte Fortpflanzung der explosive breeders bei Ausbleiben der Frühjahrshochwässer).

Ein- bzw. zweijährige Aufnahmen sind somit als kurzzeitiger Ausschnitt eines durch die Hydrologie des untersuchten Auengebietes geprägten Kontinuums zu sehen. Bedingt durch langjährige Gesetzmäßigkeiten der hydrologischen Charakteristika (LASZLOFFY 1965, WENDELBERGER 1973) können solche Momentaufnahmen mit Vorsicht als Modell für Dauerzönosen gesehen werden.

Basierend auf der Gewässertypisierung sowie der getrennten Analyse der Fisch- und Amphibienfauna des Gebietes wurde der Versuch unternommen, mehrere mögliche Koexistenzen von Fisch- und Amphibienzönosen herauszuarbeiten und zu diskutieren. In der Tabelle 7 ist der Grad der möglichen Koexistenz nach der Stabilität und dem Artenspektrum der Zönosen angeführt. In den Extremfällen fehlte jeweils eine der beiden Tiergruppen (keine bis geringe Koexistenz). Im Fall der stochastischen Fischvorkommen wird ihr Artenspektrum fast ausschließlich durch Zeit und Intensität der Hochwasserereignisse geprägt und ist somit schwer zu interpretieren. In diesem Fall kommt es durch unterschiedlichen Fischräuberdruck zu kurzfristigen Verschiebungen in Reproduktionsrate und Amphibienartenzusammensetzung (DURRER 1992).

Mögliche Koexistenz	Cluster	Fischzönose	Amphibienzönose	Gewässertyp
keine bis geringe Koexistenz	F1-A1	keine Fische	beschränkt auf <i>Rana dalmatina</i> -Einzelnachweise	stark ephemere Auentümpel
	F1-A4	keine Fische	alle Arten außer <i>Pelobates fuscus</i>	Auenweiher
	F4-A1	rheophil, stabil	beschränkt auf <i>Rana dalmatina</i> -Einzelnachweise	Fließgewässer
eingeschränkte Koexistenz	F2-A2	stochastisch	geringe Artenzahl; <i>Triturus vulgaris</i> , <i>Rana dalmatina</i>	Auenweiher, Weiher-Tümpelkette
	F2-A3	stochastisch	artenreich; in allen: <i>Triturus vulgaris</i> , <i>Triturus dobrogicus</i> , <i>Rana dalmatina</i> , <i>Hyla arborea</i>	Auenweiher, Weiher-Tümpelkette
	F3-A3	stochastisch; mehr Arten	artenreich; in allen Gewässern: <i>Triturus vulgaris</i> , <i>Triturus dobrogicus</i> , <i>Rana dalmatina</i> , <i>Hyla arborea</i>	Auenweiher, Weiher-Tümpelkette
	F5.1-A3	stagnophil-euryök, Artenzahl schwankend	artenreich; in allen Gewässern: <i>Triturus vulgaris</i> , <i>Triturus dobrogicus</i> , <i>Rana dalmatina</i> , <i>Hyla arborea</i>	Auenweiher
potenziell dauerhaft, anthropogen gestört	F5.2-A4.1	höchste Artenzahl, Zusammensetzung schwankend	hohe Artenzahl; auf Fischbesatz empfindliche Arten fehlen	Altarm 2. Ordnung
potenziell dauerhaft	F5-A4	euryök, stabil	alle Arten außer <i>Pelobates</i>	Altarm 3. Ordnung

Tabelle 7. Darstellung möglicher Koexistenz der Fisch- und Amphibienzönosen.  
Possible coexistence of fish and amphibian coenoses.

## Keine bis geringe Koexistenz:

Klein- und Kleinstgewässer mit stark ephemerem Charakter und fehlender Struktur werden von beiden Tiergruppen nur in Ausnahmefällen als Habitat gewählt; so wurden in den beiden stark astatischen, beschatteten und dystrophen Auentümpeln 5a und 6a nur wenige Laichballen von *R. dalmatina* gefunden.

Ausreichend besonnte und in Verlandung begriffene Gewässer beherbergen meist eine artenreiche Amphibienfauna. Mit steigender Verlandungstendenz erhöht sich der besonders für Fische ungünstige Schwankungsgrad limnochemischer Parameter, was im Extremfall (z.B. Auenweiher Nr. 22) zu Gewässern mit einer artenreichen Amphibienfauna unter völliger Abwesenheit von Fischen führt. Die geringe Anbindungswahrscheinlichkeit an den Hauptstrom verhindert selbst das Auftreten kurzfristiger, durch Hochwassereintrag aufgebauter stochastischer Fischpopulationen.

In Fließgewässern innerhalb der Auenlebensräume (z.B. Saumgang) sind die meist stabilen rheophilen Fischzönosen in den seltensten Fällen mit Amphibien (ausgenommen: Einzelfunde von *Rana dalmatina*) vergesellschaftet. Das weitgehende Fehlen von Amphibien ist allerdings a priori nicht auf die Anwesenheit von Fischen zurückzuführen, sondern auf die mangelnde Eignung von Fließgewässern als Amphibien-Brutgewässer.

## Eingeschränkte Koexistenz:

In Gewässern mit geringerer Ausdehnung und höherem hydrologisch-limnochemischen Schwankungsgrad (Auentümpel, Weiher-Tümpelkette) sind Fischzönosen durchwegs instabil und vom Anbindungsgrad abhängig (periodisches Einschwemmen bei Hochwässern bedingt das Vorkommen unterschiedlich ausgeprägter stochastischer Fischpopulationen). Mögliche Koexistenzen mit diversen Amphibienarten hängen von der hydrologischen und strukturellen Ausprägung der Gewässer ab. Kleinere, eher beschattete Gewässer (Weiher-Tümpelkette 2a, 2b) zeigen eine Verarmung der Amphibienzönose; es dominieren euryöke Arten (*R. dalmatina*, *T. vulgaris*).

Artenreichere Amphibienpopulationen in Verbindung mit Fischen finden sich durchwegs nur in ausgedehnteren, strukturierten Habitaten mit ausreichender Besonnung (z.B. Weiher-Tümpelkette 3a, Auenweiher 27c). Ausreichend strukturierte und permante Gewässer weisen ähnliche Koexistenzmuster, allerdings mit höherer Fischartenzahl, wenngleich instabiler Fischzönose auf (Gewässer 7).

## Potentiell dauerhafte Koexistenz:

Größere Gewässer mit ausreichender Besonnung beherbergen im Untersuchungsgebiet artenreiche Amphibienpopulationen mit zum Teil hohen Dichten bei *Rana dalmatina* und *Bufo bufo*. Bei ausreichender Wasserführung und Anbindungswahrscheinlichkeit koexistieren diese Amphibienzönosen mit euryöken Fischzönosen hoher Biomasse (z.B. Altarm Nr. 5). Für einen unter diesen Umständen dauerhaften und intakten Amphibienbestand halten wir das Vorhandensein ausgedehnter Verlandungszonen mit ausreichender Strukturierung für unabdingbar (vgl. CLAUSNITZER 1983). Werden diese Voraussetzungen durch anthropogene Beeinträchtigungen eingeschränkt (z.B. Baggerung im Fall von Auenweiher Nr. 29), verarmt die Amphibienfauna in kürzester Zeit, wobei besonders auf Fischräuberdruck empfindliche Arten wie *Hyla arborea*, *Pelobates fuscus*, *Triturus vulgaris* zuerst betroffen sind (BREUER 1992, CLAUSNITZER 1983a,b, FOG 1988).

## 6 Diskussion

BREUER (1992) stellt detaillierte Freilanduntersuchungen über mögliche Auswirkungen von Fischen auf Amphibienpopulationen dar. Besonders bemerkenswert ist hier eine Zusammenschau des potentiellen Prädationsverhaltens einiger mitteleuropäischer Fischarten in Bezug auf Amphibien. Braunfrösche (in diesem Fall *Rana temporaria*) werden von allen angeführten Fischarten außer *Tinca tinca* und *Abramis brama* stark geschädigt, ebenso scheint *Triturus vulgaris* durch die Anwesenheit von Fischen (*Oncorhynchus mykiss*, *Leuciscus cephalus*, *Scardinius erythrophthalmus* und *Tinca tinca*) beeinträchtigt zu sein. Abundante Fischarten im Untersuchungsgebiet (*Rutilus rutilus*, *Carassius auratus gibelio*, *Cyprinus carpio*, *Perca fluviatilis*) sind potentielle Räuber, lediglich die Gallerthülle der Eier bietet in der Embryonalphase Schutz, wie WERSCHKUL & CHRISTENSEN (1977) an nordamerikanischen *Rana*-Arten belegen. Fischräuberdruck auf Braunfrösche, *T. vulgaris* und *H. arborea* (BREUER 1992, CLAUSNITZER 1983a,b, FOG 1988) scheint somit von größerer Bedeutung zu sein und läßt sich in unserem Fall auch bei *R. dalmatina* statistisch signifikant ( $\alpha=0,03$ , Pearson'scher  $\chi^2$ -Test) bzw. bei *H. arborea* ( $\alpha=0,1$ ) als Trend nachweisen. Getestet wurde in beiden Fällen Unterschiede in Bezug auf das Vorkommen der beiden genannten Arten in Gewässern mit stabiler Fischzönose bzw. in fischfreien Habitaten.

Durch Fischprädation kaum beeinflußt werden offenbar Larven von *B. bufo* (GÖSSLING et al. 1981), nach der Untersuchung von BREUER (1992) fressen lediglich *Leuciscus cephalus* und *Perca fluviatilis* in höherem Maße *Bufo bufo*-Quappen. Ähnliche Ergebnisse traten bei nordamerikanischen *Bufo*-Arten auf (KRUSE & BRADFORD 1995). *B. bufo* scheint aufgrund von Larvaltoxinen (vgl. BREUER 1992, HEUSSER 1960, 1968, LICHT 1968) zumindest bedingt gegen Fischräuberdruck geschützt zu sein. Die Versuchsergebnisse von BREUER (1992) zeigen bei Besatzversuchen mit ausgewählten Fischarten eine wesentlich geringere Schädigung von Larven der Erdkröte gegenüber Braunfroschlarven, ähnliche Ergebnisse werden bei CLAUSNITZER (1983a, b), FILODA (1981), HEHMANN & ZUCCHI (1985) und KWET (1996) wiedergegeben. Letzterer weist besonders auf den unterschiedlichen Einfluß von Vertebraten- versus Invertebratenprädatoren auf *B. bufo*-Larven hin. Während Vertebrata (Pisces, Caudata) Krötenlarven vorwiegend meiden (HEUSSER 1960, 1968, KRUSE & BRADFORD 1984), fressen Invertebraten, offensichtlich auch bedingt durch charakteristische Bewegungsmuster (CHOVANEC 1992), bevorzugt *Bufo*-Larven. Fische könnten somit *Bufo*-Arten gegenüber anderen Amphibien durch die Dezimierung von Invertebratenprädatoren indirekt begünstigen (BANKS et al. 1993). Auch in unserem Untersuchungsgebiet wurden potente *B. bufo*-Populationen in Gewässern hoher Fischdichte gefunden. Widersprüchliche Angaben hierzu kommen von AMTKJAER (1988). Er beschreibt *Carassius auratus gibelio* als potentiellen Räuber von *Bufo viridis*.

Der von CLAUSNITZER (1983a,b) beschriebene, für Amphibien positive Effekt strukturreicher und für Fische nicht erreichbarer Flachwasserzonen in Amphibienlaichgewässern trifft auch für unsere Ergebnisse zu. Trotz zumindest zeitweise hoher Fischdichten wurden in solchen Gewässern (Amphibiencluster A3, Kap. 5.2) eine ausgewogene Artenzusammensetzung und die meisten Laichballen von *Rana dalmatina* gefunden. Laut HEHMANN & ZUCCHI (1985) wurde besonders *Rana temporaria* in Gewässern ohne ausreichende Flachwasserzonen bei Besatz mit *Oncorhynchus mykiss* nahezu vollständig ausgerottet. Nach SOUND & VEITH (1994) ist die Koexistenz von *Salamandra salamandra*-Larven und *Salmo trutta* forma

*fario* von der strukturellen Beschaffenheit des Gewässers abhängig. THIESMEIER (1992) beschreibt strikte Trennung zwischen fließgewässerabschnitten mit *S. t. f. fario* und solchen mit *S. salamandra*.

In Nordamerika fand BRADFORD (1989) bei Einbringen faunenfremder Fischarten in Gewässer besonders negative Auswirkungen auf deren Amphibienfauna. In unseren Breiten scheint sich ähnliches durch das Aussetzen von *Lepomis gibbosus* zu bewahrheiten, der laut DURRER (1992) und FLINDT & HEMMER (1969) auch *Bufo*-Populationen gefährden kann. Diese Fischart wurde im Untersuchungsgebiet aber nicht nachgewiesen.

Bei etlichen Amphibien wurde die Fähigkeit bekannt, Fische auf chemischem Wege zu orten (PETRANKA 1989, PETRANKA et al. 1987). Grünfroschquappen (STAUFFER & SEMLITSCH 1993) und Larven einiger nordamerikanischer Salamanderarten (KATS & SIH 1992, SEMLITSCH 1987, SIH 1992, SIH & KATS 1991) zeigen in Anwesenheit von Fischen charakteristische Aktivitätsmuster zur Feindvermeidung. Im Gegensatz dazu lassen nordamerikanische Amphibienarten, die in ephemeren Gewässern der temperaten Zone laichen und somit kaum mit Fischen in Kontakt kommen, dieses Verhalten vermissen (GRUBB 1972, HOPEY & PETRANKA 1994, KATS et al. 1988, KATS & SIH 1992, SAXTON & PHILLIPS 1986, SEMLITSCH 1988, SEMLITSCH & GIBBONS 1988, WOODWARD 1983). Dieses fehlende Verhalten könnte auch in unserem Fall die schwerpunktmäßige Verbreitung der Pionierarten *Hyla arborea*, *Triturus vulgaris* und *Pelobates fuscus* in temporären und somit fischfreien bzw. fischarmen Gewässern erklären, wobei Beschattung und Strukturarmut fallweise toleriert werden (PINTAR & STRAKA 1990).

Die Gefährdung einzelner Amphibienarten durch Fische hängt auch von den diversen Prädationsmustern der jeweiligen Fischarten ab. So werden beispielsweise laut ARONSSON & STENSON (1995) und DOLMEN (1986, 1987) *Triturus cristatus*-Larven als vorwiegende Freiwasserbewohner vor allem durch *Oncorhynchus mykiss* dezimiert, während *T. vulgaris*-Larven, die eher die Uferzonen besiedeln, bevorzugt von Cypriniden gefressen werden. Das in unserem Untersuchungsgebiet erst in jüngster Zeit festgestellte Fehlen von *T. vulgaris* im von Cypriniden dominierten Gewässer 29, könnte unter anderem auf dieses Phänomen zurückzuführen sein. Eine ähnliche, je nach Habitatpräferenz unterschiedliche Anfälligkeit auf Fischprädation wurde auch von PETERSON et al. (1992) bei Kaulquappen zweier australischer Anurenarten festgestellt. Eine Beeinflussung der Amphibienartengarnitur eines Gewässers, wohl aber auch der Populationsgrößen durch die Anwesenheit von Fischen ist somit ziemlich sicher anzunehmen.

## 7 Resümee

1. In naturnahen Auengewässern schließen sich Fische und Amphibien trotz möglicher Prädation selten vollständig aus. Voraussetzung hierfür sind allerdings die bereits oben erwähnten morphologischen Habitatausprägungen (Verlandungszonen, dichte Makrophytenbereiche) und ein natürlicher bzw. nur wenig durch Besatzmaßnahmen veränderter Fischbestand. Geringere Fortpflanzungserfolge bei *Rana dalmatina* konnten festgestellt werden. Ein Einfluß auf die Zusammensetzung der jeweiligen Amphibienzönosen durch Fische kann als sicher gelten.

2. Amphibienpopulationen mit relativ langer Lebensdauer des Einzelindividuums können zeitweise ungünstige Phasen wie fehlende Überschwemmungen und Trockenfallen der Laichhabitats gut überstehen. Einschweben von potentiellen

Prädatoren (Fischen) und kurzzeitiges Überdauern derselben wird auf euryöke Amphibienarten längerfristig geringen Einfluß haben.

3. Die Koexistenz von Fisch- und Amphibienzönosen unterschiedlichster Ausprägungen ist in hohem Maße von einem mannigfaltigen Angebot an Gewässertypen abhängig. Eine Reduktion der Hochwasserdynamik und die damit einhergehende drastische Verarmung der ökologischen Vielfalt von Auengewässern führt aber unweigerlich zu einer Störung des Wirkungsgefüges und der damit verbundenen Verarmung biozönotischer Vielfalt.

4. Anthropogene Veränderung fischbesiedelter Gewässer lassen innerhalb weniger Jahre negative Auswirkungen auf die Amphibienzönosen erkennen.

5. Ein näherer Zusammenhang mangelnden Feindvermeidungsverhaltens von Pionierarten gegenüber Fischen (bei nordamerikanischen Arten als sicher festgestellt) mit der Dominanz heimischer Pionierarten in fischfreien, stark ephemeren Gewässern wäre zu prüfen.

6. Eine allgemein gültige Klassifizierung von Auengewässern nach der Koexistenz von Fisch-Amphibien-Vergesellschaftungen ist aufgrund der meist unterschiedlichen Besiedlungsmuster und der stark variierenden Verweildauer der beiden Tiergruppen im Gewässer nur in den wenigsten Fällen (Extremfälle) möglich.

#### Danksagung

Folgenden Personen und Institutionen sei an dieser Stelle gedankt: H. WAIDBACHER, M. JUNGWIRTH, H. KROMP, K. WINDHAGER, Donaukraft, Forstverwaltung des Stifts Klosterneuburg, Fischereiverein Klosterneuburg

#### Schriften

- AMTKJAER, J. (1988): Monitoring populations of the green toad (*Bufo viridis* LAUR.) on the island of Samsø. – Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, Helsinki, **64**: 129-132.
- ARONSSON, S. & J. A. E. STENSON (1995): Newt-fish interactions in a small forest lake. – Amphibia-Reptilia, Leiden, **16**: 177-184.
- BANKS, B., T.J.C. BEEBEE & J.S. DENTON (1993): Long-term management of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in southern Britain. – Amphibia-Reptilia, Leiden, **14**: 155-168.
- BAUSER, A., A. WAIBEL, M. HOLLNAICHER & H. RAHMANN (1987): Populationsdynamische Untersuchung der Amphibienfauna stehender Gewässer mit unterschiedlicher fischereilicher Nutzung in Oberschwaben. – Ökologie & Naturschutz, Bad Wurzach, **1**: 95-116.
- BORTZ, J. (1993): Statistik für Sozialwissenschaftler. 4. Aufl. – Berlin (Springer), 753 S.
- BOSMAN, W. W. (1994): Amfibieën in uiterwaarden. Amfibieën en overstromingsdynamiek. – Laag Keppel (Stichting ARK), 116 S.
- BROSIUS, G. (1995): SPSS Base System und Professional Statistics für die Versionen SPSS 5.X und 6.X unter Windows. – Bonn (Int. Thomson Publishing), 1002 S.
- BRADFORD, D.F. (1989): Allotopic distribution of native frogs and introduced fishes in High Sierra Nevada lakes of California: implication of the negative effect of fish introductions. – Copeia, New York, **1989** (3): 775-778.
- BREUER, P. (1992): Amphibien und Fische – Ergebnisse experimenteller Freilanduntersuchungen. – Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Landau, Beih. **6**: 117-133.
- BROGGI, M. (1975): Amphibien und Fischbesatz in Kleingewässern. – Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein, Vaduz, **75**: 53-57.

- CHOVANEC, A. (1992): The influence of tadpole swimming behaviour on predation by dragonfly nymphs. – *Amphibia-Reptilia*, Leiden, **13**: 341-349.
- CLAUSNITZER, H.J. (1983a): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. – Salamandra, Bonn, **19**: 158-162.
- (1983b): Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenbestand eines Teiches. – *Natur und Landschaft*, Frankfurt/Main, **58**: 129-133.
- COWX, I.G. & P. LAMARQUE (1990): *Fishing with Electricity*. – Oxford (Fishing New Books), 248 S.
- CREEMERS, R.C.M. (1991): Amfibieën in uiterwaarden. Een voorbereidende literatuurstudie. – Laag Keppel (Stichting ARK), 132 S.
- (1994): Voortplantingsplaatsen van amfibieën in uiterwaarden. – Laag Keppel (Stichting ARK), 138 S.
- DOLMEN, D. (1986): Norwegian amphibians and reptiles; current situation 1985. – S. 743-746 in: ROCEK, Z.: *Studies in herpetology*. – Prague (Charles University).
- (1987): Hazards to Norwegian amphibians. – S. 119-122 in VAN GELDER, J.J., H. STRIJBOSCH & P.J.M. BERGERS: *Proc. Fourth Ord. Meet. S.E.H.* – (Nijmegen Fac. of Sciences) Nijmegen.
- DURRER, H. (1992): Die Auenlandschaft des Rheins unterhalb von Basel. – *Verh. Naturf. Ges., Basel*, **102** (2): 297-310.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. – Stuttgart (Ulmer), 1095 S.
- FILODA, H. (1981): Das Vorkommen von Amphibien in Fischgewässern des östlichsten Teils Lüchow-Dannenburgs. – *Beitr. Naturk. Niedersachs., Hannover*, **34**: 185-189.
- FLINDT, R. & H. HEMMER (1969): Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. – *DATZ*, Stuttgart, **22**: 24-25.
- FOG, K. (1988): An investigation of all ponds with *Hyla arborea* on the Island of Als, DK. II. Statistical treatment of results. – *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, Helsinki, **64**: 122-123.
- GEBHARDT, H. (1983): *Fische und Amphibien*. – Fachtagungen der Naturschutzverwaltung Baden – Württemberg. Tag. Ber. **4**. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden – Württemberg. – Stuttgart.
- GEPP, J., N. BAUMANN, E.P. KAUCH & W. LAZOWSKI (1985): Auengewässer als Ökozellen. – *Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz*, Wien, **4**: 1-322.
- GRUPP, J. C. (1972): Differential predation by *Gambusia affinis* on the eggs of seven species of anuran amphibians. – *Am. Midl. Natur.*, Notre Dame, **88**: 102-108.
- GÖSSLING, S., W. FLEUSTER & B.V. BÜLOW (1981): Erdkröte – *Bufo b. bufo* (LINNAEUS 1758). – S. 78-83 in FELDMANN, R.: *Die Amphibien und Reptilien Westfalens* **43** (4). – Münster (Abh. Landesmus. Naturk.).
- GUBÁNYI, A. (1992): Distribution of green frogs (*Rana esculenta* complex, Anura: Ranidae). – S. 205-210 in KORSOS, Z. & KISS, I.: *Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. SEH.* – Budapest 1991.
- HEHMANN, F. & F. ZUCCHI (1985): Fischteiche und Amphibien – eine Feldstudie. – *Natur u. Landschaft*, Stuttgart, **60**: 402-408.
- HEUSSER, H. (1960): Über die Beziehung der Erdkröte zu ihrem Laichplatz II. – *Behaviour*, Leiden, **16**: 93-109.
- HEUSSER, H. (1968): Die Lebensweise der Erdkröte *Bufo bufo* (L.), Größenfrequenz und Populationsdynamik. – *Mitt. d. Naturf. Ges. Schaffhausen*, Schaffhausen, **29**: 33-61.

- HOLMEN, M. & E. WEDERKINCH (1988): Monitoring amphibian populations in the Copenhagen region. – Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, Helsinki, **64**: 124-128.
- HOPEY, M. E. & J. W. PETRANKA (1994): Restriction of wood frogs to fish-free habitats: How important is adult choice? – Copeia, New York etc., **1994** (4): 1023-1025.
- JOLY, P. (1992): The amphibian fauna of the French Upper-Rhone floodplain. The Lavours marsh and the Jons sector. – Alytes, Paris, **10** (4): 117-129.
- KATS, L.B., J.W. PETRANKA & A. SIH (1988): Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. – Ecology, Lancaster, **69**: 1865-1870.
- KATS, L.B. & A. SIH (1992): Oviposition site selection and avoidance of fish by streamside salamanders (*Ambystoma barbouri*). – Copeia, New York etc., **1992** (2): 468-473.
- KRUSE, K.C. & M.S. BRADFORD (1984): Largemouth bass (*Micropterus salmoides*) learn to avoid feeding on toad (*Bufo*) tadpoles. – Anim. Behav., London, **32**: 1035-1039.
- KUHN, J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildfließ-aue. – Z. Ökol. Naturschutz, Jena, **2**: 1-10.
- KWET, A. (1996): Zu den natürlichen Feinden des Laichs von Froschlurchen. – Salamandra, Rheinbach, **32**: 31-44.
- LASZLOFFY, W. (1965): Die Hydrographie der Donau (Der Fluß als Lebensraum). – In LIEPOLT, R.: Limnologie der Donau. Band 1:16-57.-Stuttgart (Schweizerbart).
- LICHT, L.E. (1968): Unpalatability and toxicity of toad eggs. – Herpetologica, Lafayette, **24**: 93-98.
- MÜLLER, P. (1968): Amphibien und Fischbesatz. – Naturforsch. Ges. Schaffhausen: Flugbl.-Ser. II, Schaffhausen, **3**:12-13.
- PETERSON, A.G., C.M. BULL & L.M. WHEELER (1992): Habitat choice and predator avoidance in tadpoles. – J. Herpetol., Oxford, **26**: 142-146.
- PETRANKA, J.W. (1989): Chemical interference competition in tadpoles: Does it occur outside laboratory aquaria? – Copeia, New York etc., **1989** (4): 921-930.
- PETRANKA, J.W., L.B. KATS & A. SIH (1987): Predator-prey interactions among fish and larval amphibians: use of chemical cues to detect predatory fish. – Anim. Behav., London, **35**: 420-425.
- PINTAR, M. (1979): Ökologische Zusammenhänge von Au-Standorten, Sukzession auf Schlägen und Anuren im Gebiet von Stockerau (NÖ). – Wien (Diss.), 164 S.
- PINTAR, M. (1984): Der Einfluß von Hochwässern auf die Anurenbesiedlung von Lebensräumen der Donau-Auen bei Wien. – Salamandra, Bonn, **20**, : 229-232.
- PINTAR, M. & U. STRAKA (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. – Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich, Wien, **127**:123-146.
- PINTAR, M. & A. WÄRINGER-LÖSCHENKOHL (1989): Faunistisch-ökologische Erhebungen der Amphibienfauna in den Auegebieten der Wachau. – Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich, Wien **126**: 77-96.
- RASCH, D. (1987): Biometrisches Wörterbuch. – Berlin (VEB), 167 S.
- SCHAY, G. (1988): Untersuchungen zur Frage der Überlebensrate von Embryonen und Larven des Grasfrosches (*Rana temporaria temporaria* L.) in fischfreien und fischbesetzten Laichgewässern. – Wien (Diss), 86 S.
- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies of conservation of a Danube fishfauna. – In: BOON P.J., P. CALOW & G.E. PETS: River Conservation and Management 363-382 – London (John Wiley & Sons, Ltd).
- SAXTON, O.J. & C. PHILLIPS (1986): A qualitative study of fish-amphibian interactions in three Missouri ponds. – Trans. Missouri Acad. Sci., Columbia, **20**: 25-35.

- SCHUBÖ, W. (1991): SPSS: Handbuch der Programmversionen 4.0 und SPSS-X 3.0. – Stuttgart (Fischer), 661 S.
- SEMLITSCH, R.D. (1987): Interactions between fish and salamander larvae. Costs of predator avoidance or competition? – *Oecologia*, Berlin, **72**: 481-486.
- SEMLITSCH, R. D. (1988): Allotopic distribution of two salamanders: Effects of fish predation and competitive interactions. – *Copeia*, New York, **1989**: 290-298.
- SEMLITSCH, R. D. & J. W. GIBBONS (1988): Fish predation in size-structured populations of treefrog tadpoles. – *Oecologia*, Berlin, **75**: 321-326.
- SIH, A. (1992): Integrative approaches to the study of predation: general thoughts and a case study on sunfish and salamander larvae. – *Ann. Zool. Fennici*, Helsinki, **29**: 183-198.
- SIH, A. & L.B. KATS (1991): Effects of refuge availability on the responses of salamander larvae to chemical cues from predatory green sunfish. – *Anim. Behav.*, London, **42**: 330-332.
- SOUND, P. & M. VEITH (1994): Zum Vorkommen der Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra salamandra/terrestris*) in Abhängigkeit von der Forellendichte sowie einiger abiotischer Faktoren. – *Z. Feldherpetol.*, Magdeburg, **1**: 89-101.
- STAUFFER, H.P. & D.R. SEMMLITSCH (1993): Effects of visual, chemical and tactile cues of fish on the behavioural responses of tadpoles. – *Anim. Beh.*, London, **46**: 355-364.
- THIESMEIER, B. (1992): Ökologie des Feuersalamanders. – Essen (Westarp Wissenschaften), 125 S.
- VIERTTEL, B. (1980): Die Amphibien des hessischen Naturschutzgebietes Kühkopf Knoblauchsau. – *Natur und Museum*, Frankfurt/Main, **110** (1): 19-27.
- WAIDBACHER, H. (1989): Fischökologische Untersuchung im Donauraum östlich von Wien. – ISD, Projektstudie im Auftrag des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes. – Wien (Eigenverlag Wasserwirtschaftsverband), 182 S.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & J. WARINGER (1990): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien). – *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, Stuttgart, **84**: 73-94.
- WENDELBERGER, G. (1973): Überschwemmte Hartholzauen? Ein Beitrag zur Ökologie der mitteleuropäischen Auenwälder. – *Vegetatio*, Dordrecht, **28**(5-6): 253-281.
- WERSCHKUL, D.F. & M.T. CHRISTENSEN (1977): Differential predation by *Lepomis macrochirus* on the eggs and tadpoles of *Rana*. – *Herpetologica*, Lafayette, **33**: 237-241.
- WILKENS, H. (1979): Die Amphibien des mittleren Elbetals: Verbreitung und Ökologie der Rotbauchunke. – *Natur und Landschaft*, Frankfurt/Main, **54**: 46-50.
- WOODWARD, B.D. (1983): Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. – *Ecology*, Lancaster, **64**: 1549-1555.
- ZAUNER, G. & M. JUNGWIRTH (1994): Fischökologische Untersuchung, Schlußbericht im Rahmen der Gesamtuntersuchung Salzach (GWS); im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. – Wien (Österreichisches Institut für Raumplanung, Eigenverlag), 137 S.

Eingangsdatum: 18. Dezember 1996

Verfasser: MANFRED PINTAR, Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur, Gregor Mendelstraße 33, A-1180 Wien. E-mail: pintar@EDV1.boku.ac.at; ROBERT SPOLWIND, Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur der Universität für Bodenkultur, Max Emanuelstraße 17, A-1180 Wien. E-mail: spolwind@EDV1.boku.ac.at