

Populationsanalyse und genetische Variabilität des Hundsfischs im Nationalpark Donau-Auen

Im Rahmen des Projekts PonDiversity



Populationsanalyse und genetische Variabilität des Hundsfischs im Nationalpark Donau-Auen

Im Rahmen des Projekts PonDiversity

November 2025

Im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH



Finanziert durch:



Bearbeitung:

Mag. Michael Jung
Mag. Clemens Ratschan
DI Dr. Gerald Zauner



ezb – TB Zauner GmbH
Marktstraße 35
4090 Engelhartszell
www.ezb-fluss.at

Priv.-Doz. Mag. Dr. Stephan Koblmüller
Raphael Donabaum, B.Sc. M.Sc.
(Populationsgenetik)

UNIVERSITY OF GRAZ



Institute of Biology, University of Graz
Universitätsplatz 2
8010 Graz
<https://homepage.uni-graz.at/de/stephan.koblmueeller/>

Inhalt

1	Zusammenfassung.....	6
2	Einleitung	8
3	Methodik	11
3.1	Überblick über die Befischungen.....	11
3.2	Elektrofischerei in Augewässern	14
3.3	Gefangenschaftspopulationen.....	16
3.4	Populationsgenetik.....	16
4	Ergebnisse	19
4.1	Bestandserhebung Fadenbach	19
4.1.1	Aktuelle Situation	19
4.1.2	Bestandsentwicklung	22
4.1.3	Begleitfischfauna.....	29
4.2	Bestandserhebung Jesuitenbach (Moosbrunn)	33
4.2.1	Aktuelle Situation und Bestandsentwicklung	33
4.2.2	Begleitfischfauna.....	36
4.3	Gefangenschaftspopulationen.....	37
4.4	Populationsgenetik.....	43
4.5	Erstbesatz der Nachzuchtteiche.....	48
5	Diskussion.....	50
6	Empfehlungen für Maßnahmen zum Erhalt des Hundsfischs im Nationalpark	54
7	Literatur	58

1 Zusammenfassung

In den Jahren 2024 und 2025 wurden elektrofischereiliche Bestandserhebungen des Hundsfischs (*Umbra krameri*) im Fadenbach (Nationalpark Donau-Auen) und im Jesuitenbach bei Moosbrunn durchgeführt. Dabei handelt es sich um die einzigen beiden bekannten natürlichen Populationen dieser Fischart in Österreich. Weiters wurden Institutionen und private Hundsfischhalter kontaktiert und der aktuelle Status ihrer in Gefangenschaft gehaltenen Populationen eruiert. Es konnten vier ex situ-Populationen ausfindig gemacht werden, die mit Sicherheit bzw. hoher Wahrscheinlichkeit ausschließlich mit Fadenbach-Hundsfischen begründet worden waren. Die beiden Wildpopulationen und diese vier Gefangenschaftspopulationen wurden populationsgenetisch untersucht. Die aktuellen Ergebnisse der Elektrofischerei zum Zustand der Wildpopulationen wurden gemeinsam mit allen verfügbaren Daten aus den beiden Gewässern analysiert.

Im Fadenbach war - nach einer positiven Entwicklung in den 2010er-Jahren – ein starker Bestandseinbruch feststellbar. Im Untersuchungsjahr 2024 konnten trotz hohem Befischungsaufwands (15 Probestellen) nur 34 Hundsfische gefangen werden, wobei Nachweise nur noch in der unteren (östlichen) Hälfte des Fadenbachs gelangen. Der mittlere CPUE („Fang pro Fangaufwand“) betrug 1,1 Ind./100m. Der Jungfischanteil war zwar gering, es konnte aber für mehrere Bereiche erfolgreiche Reproduktion festgestellt werden. Im Untersuchungsjahr 2025 wurden primär Hundsfische für die künstliche Nachzucht in den neu angelegten Teichen im Schlosspark Eckartsau gefangen, weshalb nur noch Bereiche befischt wurden, in denen im Vorjahr Nachweise gelangen. Insgesamt wurden 47 Individuen gefangen, davon ein Großteil Tiere des 0+ Jahrganges. Der CPUE war mit 46 Ind./100m wesentlich höher als im Vorjahr, was auf den deutlich niedrigeren Wasserstand („Konzentrationseffekte“ in den verbliebenen Restgewässern), eine etwas abweichende Methodik (andere Zielsetzung als für die Bestandserhebung im Vorjahr) aber auch auf eine Bestandszunahme auf niedrigem Niveau zurückzuführen war.

Die populationsgenetische Untersuchung der 50 Fadenbach-Proben ergab eine effektive Populationsgröße (N_e) von 40 (95%CI 24-78), also eine Unterschreitung des Grenzwerts von 50 für das kurzfristige Überleben der Population entsprechend der „Franklin-Regel“. Weiters deuten die Ergebnisse auf eine rezente Verringerung der Populationsgröße hin, wenngleich die genetische Diversität nach wie vor ähnlich ist wie bei anderen Hundsfischpopulationen und keine Abnahme der Heterozygotität feststellbar war. Die Gründe für die kritische Bestandssituation im Fadenbach sind in den sinkenden Grundwasserständen in Kombination mit den verstärkt auftretenden Dürrephasen der letzten Jahre zu suchen. Auch die Dotation des Fadenbachs mit Donauwasser über das Orther Siel dürfte sich negativ auswirken, u. a. da dadurch Konkurrenzfischarten (u. a. Neozoen wie der Sonnenbarsch) in den Fadenbach

gelangen und die Dotation zu einer verstärkten Schwebstoffbelastung führt. Gleichzeitig ist dadurch allerdings auch eine regelmäßige Vernetzung innerhalb des Fadenbach-Systems gegeben, was grundsätzlich auch positive Effekte erwarten lässt.

Zeitgleich mit dem Bestandseinbruch am Fadenbach war am Jesuitenbach eine deutliche Zunahme feststellbar. Im Untersuchungsjahr 2024 wurden auf nur 130 m 426 Hundsfische gefangen, davon hauptsächlich 0+ und 1+ Individuen. Der CPUE betrug 871 Ind./100m, wobei anzumerken ist, dass 2024 nur der Kernlebensraum befischt wurde. Im Untersuchungsjahr 2025 wurden wesentlich umfangreichere Erhebungen durchgeführt, es konnten allerdings mit 133 Individuen deutlich weniger Hundsfische und nur ein geringer Anteil an 0+ Individuen gefangen werden. Der CPUE betrug bei alleiniger Berücksichtigung der auch 2024 befischten Bereiche 89 Ind./100m. Die beobachteten starken Bestandsschwankungen scheinen für die Art typisch zu sein und treten offenbar auch bei (wahrscheinlich anhaltend) günstigen Lebensbedingungen - wie am Jesuitenbach - auf. Die populationsgenetische Untersuchung der 31 Jesuitenbach-Proben ergab eine effektive Populationsgröße (N_e) von 80 (95%CI 24-unendlich). Die Ergebnisse zeigen darüber hinaus deutlich, dass die Hundsfischpopulationen aus dem Fadenbach und dem Jesuitenbach genetisch klar voneinander getrennt sind.

Auch die Gefangenschaftspopulationen unterscheiden sich signifikant voneinander sowie von der Ursprungspopulation, was sich vor allem durch Gründereffekte und genetische Drift erklären lässt. Gemeinsam decken die vier Gefangenschaftspopulationen weitgehend die genetische Diversität der Fadenbach-Population ab. Überraschenderweise waren keine Hinweise auf Inzuchteffekte erkennbar, obwohl die ex situ-Populationen zum Teil auf nur etwa ein Dutzend Elterntiere zurückgehen und über drei Jahrzehnte isoliert waren.

Grundsätzlich sind die Haltung und Nachzucht von Hundsfischen in Gefangenschaft recht einfach, insbesondere in Teichen. Die Ergebnisse der Befragungen von 20 Hundsfischhaltern zeigen aber, dass der langfristige Erhalt einer solchen ex situ-Population eine große Herausforderung darstellt, und viele aufgrund von unterschiedlichen Faktoren wie Konkurrenz- und Prädationseffekten sowie Unfällen (Durchfrieren, undicht werden, etc.) nicht erhalten blieben. Nicht zuletzt deshalb kommt dem Erhalt der beiden Wildpopulationen eine hohe Bedeutung zu. Im Nationalpark Donau-Auen hängt das Überleben des Hundsfischs letztlich von der Sanierung der Grundwassersituation im Nahbereich des Fadenbachs ab.

2 Einleitung

Der Europäische Hundsfisch (*Umbra krameri*) kommt ausschließlich im Einzugsgebiet der Donau von Wien bis zur Mündung in das Schwarze Meer sowie im Unterlauf des Dnjestr vor. Das heutige Verbreitungsgebiet ist stark fragmentiert und umfasst die naturnah erhaltenen Auegebiete entlang der großen Fließgewässer sowie Sumpfgebiete im Bereich des Balatons und des Neusiedler Sees (auf Ungarischer Seite).

In Ostösterreich war er ursprünglich deutlich weiter verbreitet als dies aktuell noch der Fall ist. Gesicherte historische Angaben und/oder Belegexemplare für die Art existieren aus der Feuchten Ebene bei Moosbrunn (Fischa-Einzugsgebiet), den Leithaaunen, den Donauauen östlich von Wien und dem Neusiedler See (Wanzenböck & Spindler, 1995a). In den March-Thaya-Auen und im untersten Abschnitt der österreichischen Mur ist ein historisches Vorkommen aufgrund nahegelegener rezenter Bestände in Nachbarländern anzunehmen. Wahrscheinlich waren ursprünglich auch die Auen entlang von Lafnitz, Feistritz, Raab, Strem und Rabnitz besiedelt (Wanzenböck & Spindler, 1994). In den östlichen Nachbarländern existieren auch aktuell noch Hundsfischvorkommen recht nahe der österreichischen Staatsgrenze. So in den Marchauen bei Plavecký Štvrtok (Bănăduc et al., 2022), in den slowenischen Murauen (Woschitz, 2006), in den Raabauen bis Rum, 50 km stromab der Staatsgrenze, im ungarischen Teil des Hanságs und am Unterlauf der Rabnitz (Wolfram et al., 2022).

Heute kommt der Hundsfisch in Österreich nur noch in zwei Gewässern natürlicherweise vor, nämlich im Fadenbach zwischen Orth und Eckartsau (Nationalpark Donau-Auen) und im Quellgebiet des Jesuitenbaches bei Moosbrunn (FFH-Gebiet Feuchte Ebene - Leithaaunen) (Spindler & Wanzenböck, 1995; Wanzenböck & Spindler, 1995; Wanzenböck, 1995). U. a. deshalb handelt es sich um die am stärksten gefährdete Fischart in Österreich, die zwischenzeitlich – im Zeitraum 1975 (Letztfund in den Donauauen bei Orth) bis 1992 (Wiederfund im Fadenbach zwischen Orth und Eckartsau) – überhaupt als ausgestorben galt (Böhm, 1978; Hacker, 1983; Bohlen, 1991; Herzig-Straschil, 1994).

Nach der Wiederentdeckung im Fadenbach wurde damit begonnen dieses Vorkommen intensiv zu untersuchen und anschließend Schutzmaßnahmen für den dauerhaften Erhalt umzusetzen. Beim heutigen Fadenbach zwischen Orth und Eckartsau handelt es sich um einen ehemaligen Donauarm mit mäandrierendem Verlauf, der inzwischen stark verlandet ist und dessen nördliche Mäanderschlingen durch die Errichtung des Marchfelddamms von den südlichen abgetrennt wurden. Der Hundsfisch besiedelt nur die binnenseitigen Abschnitte des Fadenbachs. Deren Wasserstand wird aufgrund der zusätzlich zur Dammerrichtung umgesetzten Verspundung primär durch die binnenseitigen Grundwasserstände bestimmt. Bei

hohen Grundwasserständen handelt es sich beim Fadenbach um ein durchgehend benetztes Grabensystem mit geringfügiger Durchströmung, welches in den Narrischen Arm (auch als Rosskopfarm oder Witzelsdorfer Arm bezeichnet) mündet. Bei niedrigen Grundwasserständen zerfällt der Fadenbach in eine Tümpelkette aus isolierten Einzelgewässern. Um der fortschreitenden Verlandung und Austrocknung entgegenzuwirken wurden bereits Ende der 1990er-Jahre durch die Nationalparkverwaltung erste Maßnahmen gesetzt. So wurden die entlang des Damms verlaufenden Verbindungsgräben zwischen den Mäanderschlingen eingetieft, um eine Migration zwischen den Teillebensräumen ab erhöhtem Mittelwasser zu ermöglichen (Spindler, 2006). Weiters wurden „Überlebenstümpel“ in den nördlich des Damms liegenden Verbindungsgräben zwischen den Fadenbachschlingen angelegt und das ehemalige Freibad Eckartsau entlandet, um Rückzugsmöglichkeiten während Trockenphasen zu schaffen.

Zusätzlich zu den gewässerökologischen Maßnahmen wurde um die Jahrtausendwende mit der ex situ-Nachzucht von Fadenbach-Hundsfischen begonnen. Hierfür wurden Wildfänge an fachkundige Personen bzw. Institutionen abgegeben und die daraus entstandenen Nachzuchten auch an interessierte Laien verteilt. Weiters erfolgten Anfang der 2000er-Jahre mehrere Wiederansiedelungsversuche mit diesen Nachzuchten, so im burgenländischen Hanság (Benesch, 2004; Benesch, 2008), in der Lobau (www.lobaumuseum.wien/cms/der-hundsfischeine-fabelhafte-geschichte/; Spindler, 2006) und im Nahbereich des Fadenbachs donauseitig des Hochwasserschutzdamms am sogenannten „Stratiotes-Standort“ (Spindler, 2006). Bis auf die Ansiedelung im Hanság waren diese Versuche aller Wahrscheinlichkeit nach nicht erfolgreich. Im Hanság konnten 2018 – also immerhin ca. 15 Jahre nach den Besatzmaßnahmen – noch Hundsfische nachgewiesen werden, während dies 2023 nicht mehr der Fall war (Jung et al., 2024).

Zwischenzeitlich waren die Maßnahmen am Fadenbach von Erfolg gekrönt. So hatte sich die Art laut Keckeis & Sehr (2014) von Eckartsau bis in den Bereich von Orth ausgebreitet und war über den größten Teil des Fadenbachs in zum Teil nennenswerten Dichten vorhanden.

In den letzten Jahren führten allerdings die sinkenden Grundwasserstände zu einem massiven Rückgang. Nachdem der Fadenbach im Winter 2022 bzw. Frühjahr 2023 bis auf wenige Resttümpel trockengefallen war, konnten im Rahmen des FFH-Monitorings im Sommer 2023 keine Hundsfische mehr nachgewiesen werden (Jung et al., 2024). Auch die gegen die Austrocknung ergriffene Gegenmaßnahme, nämlich die Dotation des Fadenbachsystems über das Orther Siel mit Wasser aus einem donauseitig gelegenen Altarm bei hohen Donauabflüssen, erscheint für den Hundsfischbestand problematisch, u. a. da dadurch zusätzliche Konkurrenzfischarten und vermehrt Schwebstoffe in das System gelangen.

Aufgrund der akuten Gefährdung bzw. des dokumentierten Bestandszusammenbruchs wurde der Hundsfisch als eine der drei Zielart des Projekts „PonDiversity – Management von Kleingewässern im Nationalpark Donau-Auen“ ausgewählt. Bezüglich des Hundsfischs wurden folgende Ziele definiert:

- detaillierte elektrofischereiliche Untersuchung der Bestandssituation im Fadenbach
- populationsgenetische Untersuchungen der natürlichen Vorkommen im Fadenbach und bei Moosbrunn
- populationsgenetische Untersuchungen von vier Gefangenschaftspopulationen, die von Fadenbachtieren abstammen
- Evaluierung der vorhandenen Gefangenschaftspopulationen, v. a. in privaten Gartenteichen
- Aufbau einer Gefangenschaftspopulation in drei neu angelegten Teichen unter der Verwaltung des Nationalparks Donau-Auen

3 Methodik

3.1 Überblick über die Befischungen

Im Rahmen des gegenständlichen Projekts erfolgten elektrofischereiliche Bestandserhebungen im Fadenbach (Herbst 2024 & Sommer 2025) und im Jesuitenbach (Herbst 2025). Auch der Fang der Tiere aus Gartenteichen für die genetischen Untersuchungen erfolgte zum Teil mittels Elektrofischerei, teilweise kamen auch Reusen zum Einsatz bzw. wurden die Hundsfische einfach gekeschert. Tabelle 1 gibt einen Überblick über alle im Rahmen des gegenständlichen Projekts durchgeführten Elektrobefischungen. Tabelle 2 und Tabelle 3 geben eine detaillierte Übersicht über die im Fadenbach befischten Strecken, in Abbildung 14 sind die 2024 dort befischten Bereiche planlich dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht über die durchgeführten Elektrobefischungen (einschließlich Gartenteiche).

Jahr	Datum	Gewässer	LF [μ S]	T [°C]	n Strecken	bef. Länge
2024	22.10.2024	Jesuitenbach	677	12,0	2	129 m
	23-25.10.2024	Fadenbach	443 - 734	10,9 – 12,4	18	3.319 m
	Herbst 2024	Volksschulteich E'zell	-	-	1; 2 DG	-
	22.04.2025		117	17,3	1; 2 DG	-
	26.06.2025		-	-	1; 2 DG	-
	21.04.2025	Wanzenböck-Teich	-	-	1; 2 DG	-
2025	21-22.08.2025	Fadenbach	327 – 2.460	19,2 - 23,4	7	478 m

Die Befischungen im Fadenbach im Untersuchungsjahr 2024 dienten der Erhebung der Bestandssituation und dem Sammeln von Genproben. Dazu wurden die Befischungsstrecken auf nahezu das gesamte Fadenbachsystem verteilt und zwar beginnend 1,1 km stromauf von Schloss Orth bis 1,2 km oberhalb der Einmündung des Fadenbachs in das größere Altarmsystem (nachfolgend als Narrischer Arm bezeichnet, teilweise wird das System auch Rosskopfarm oder Witzelsdorfer Arm genannt). Die Lauflänge des untersuchten Abschnitts des Fadenbachs beträgt ca. 11,9 km. Zusätzlich zum eigentlichen Fadenbach wurde auch der Totarm im Bereich der Rinderweide sowie ein weiterer Altarm, der aufgrund deren hoher Dichte nachfolgend als „Sonnenbarschgewässer“ bezeichnet wird, untersucht. Ersteres Gewässer steht bei höheren Wasserständen über einen Rohrdurchlass mit dem Fadenbach in Verbindung. Nicht befischt wurde hingegen der Narrische Arm, da im Rahmen des FFH-Monitorings (Jung et al., 2018; Jung et al., 2024) dort weder 2018 noch 2023 Hundsfische festgestellt werden konnten und den Autoren auch keine sonstigen Hundsfischnachweise aus diesem Altarm bekannt sind. Insgesamt wurden 2024 15 Bereiche entlang des Fadenbachs untersucht. Meist wurde pro Bereich eine einzelne längere Strecke befischt, in wenigen Fällen auch mehrere Teilstrecken, wobei sich die insgesamt befischte Streckenlänge auf 3,3 km

belief. Alle Befischungen erfolgten vom Boot aus, da der Wasserstand zum Befischungszeitpunkt Ende Oktober 2024 dafür ausreichend hoch war (Abbildung 1). Es war das gesamte Fadenbachsystem durchgehend benetzt und wies in den engeren Bereichen eine merkliche Durchströmung auf.

Tabelle 2: Übersicht über die im Untersuchungsjahr 2024 befischten Bereiche im Fadenbach und in den beiden isolierten Gewässern (ohne Nummerierung) mit Koordinaten (WGS 84), befischter Streckenlänge sowie Leitfähigkeit und Temperatur zum Befischungszeitpunkt. Die Lage der einzelnen Bereiche ist in Abbildung 14 dargestellt. Pro Bereich wurden in einigen Fällen auch mehrere Teilstrecken befischt. Bezeichnungen der Probestellen teilweise von

Nr.	Probestelle	Länge	Breite	Streckenlänge	LF [μ S]	T [$^{\circ}$ C]
1	stromauf Orth	16,68753	48,14616	112	-	-
2	Schloss Orth - Tümpel 1	16,70044	48,14286	186	542	12,4
3	Orther Siel	16,70643	48,13455	282	443	11,4
4	gegenüber Sonnenbarschgew.	16,72779	48,13899	169	704	10,9
5	Pegel	16,73353	48,13440	426	701	10,9
6	Überlebenstümpel 1	16,75663	48,13445	313	675	12,1
7	FFH-Monitoring (Fadenbach Ost)	16,77853	48,13581	202	687	11,5
8	oh Freibad Eckartsau	16,78836	48,13980	223	-	-
9	Freibad Eckartsau	16,78882	48,13972	98	670	10,9
10	oh Brücke Schlosspark Eckartsau	16,79438	48,13921	201	-	-
11	"See" uh. Schlosspark Eckartsau	16,80127	48,13739	117	-	-
12	Wildfütterung	16,80817	48,13664	177	734	12
13	Sonnenbarschgewässer	16,72753	48,13947	155	670	11,9
14	Rinderweide 1	16,78871	48,13914	137	677	11,1
15	Rinderweide 2+3	16,78680	48,13397	521	696	12,3
	Gesamt bzw. Mittelwert			3.319	654	11,6

Im August 2025 lag der Schwerpunkt der Befischungen auf dem Fang von Hundsfischen für den Erstbesatz eines der Nachzuchtteiche im Schlosspark Eckartsau. Daher wurden primär jene Bereiche befischt, in denen 2024 Hundsfische nachgewiesen wurden. Sobald ein Fang gelang, wurde in diesem Bereich sehr intensiv und flächig befischt, weshalb die Methodik etwas von einer reinen Bestandserhebung abweicht. Insgesamt wurden sechs Bereiche untersucht, die insgesamt befischte Streckenlänge betrug 478 m. Die vergleichsweise geringe Streckenlänge resultierte insbesondere auch aus dem niedrigen Wasserstand zum Befischungszeitpunkt. Die Wasserführung des Fadenbachs war im Spätsommer 2025 auf einige Resttümpel beschränkt. Sämtliche Befischungen wurden daher watend durchgeführt.

Tabelle 3: Übersicht über die sieben im Untersuchungsjahr 2025 befischten Probestrecken im Fadenbach mit Koordinaten (WGS 84), befischter Streckenlänge sowie Leitfähigkeit und Temperatur zum Befischungszeitpunkt.

Nr.	Probestelle	Länge	Breite	Streckenlänge	LF [μ S]	T [$^{\circ}$ C]
6a	Überlebenstümpel 1	16,75675	48,13443	123	338	22,5
6b	Überlebenstümpel 2	16,76231	48,13449	72	460	23,4
9	Freibad Eckartsau	16,78907	48,13989	14	430	20,8
10	"See" uh. Schlosspark Eckartsau	16,79993	48,13754	98	2.460	22,1
12	Wildfütterung	16,80813	48,13671	103	674	19,2
14	Rinderweide	16,78782	48,13479	68	327	21,1
	gesamt bzw. Mittelwert			478	781	21,5

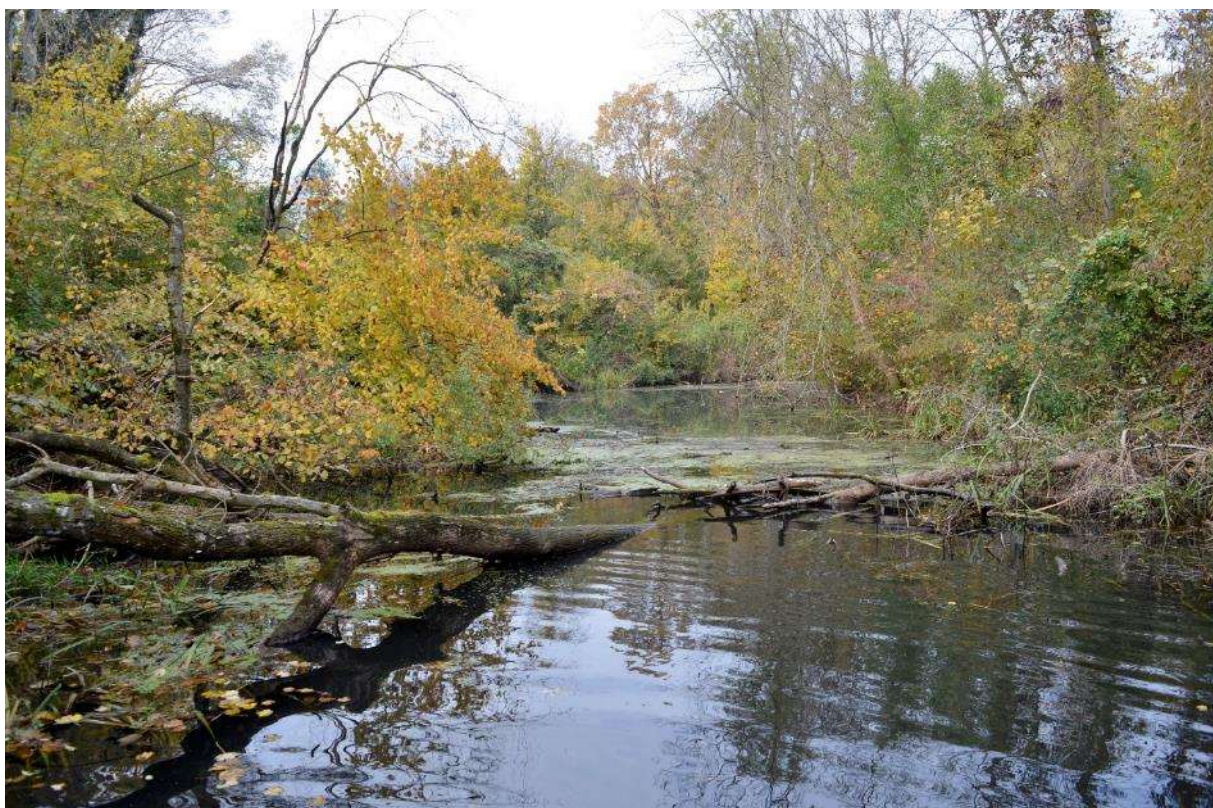


Abbildung 1: Fadenbach im Oktober 2024. Zu diesem Zeitpunkt führte das Gewässer sehr viel Wasser und das gesamte System war durchgehend benetzt.

Die Befischung im Jesuitenbach bei Moosbrunn (Abbildung 2) im Oktober 2024 diente primär dem Sammeln von Genproben. Nichtsdestotrotz wurde eine semiquantitative Befischung entsprechend jener im Fadenbach durchgeführt, die sich stark am 2018 und 2023 durchgeführten FFH-Monitoring orientierte, um Aussagen über die Bestandsentwicklung treffen zu können. Allerdings wurde die Streckenlänge aufgrund der hohen Hundsfischdichte von 200 m auf 129 m reduziert (Tabelle 4).

Tabelle 4: Übersicht über die zwei im Untersuchungsjahr 2024 befischten Probestrecken im Jesuitenbach mit Koordinaten (WGS 84), befischter Streckenlänge sowie Leitfähigkeit und Temperatur zum Befischungszeitpunkt.

Nr.	Probestelle	Länge	Breite	Streckenlänge	LF [μ S]	T [$^{\circ}$ C]
1	Rückstaubereich Biberdamm	16,46970	48,00580	71	-	-
2	Quellweiher	16,47114	48,00500	58	677	12
	gesamt			129		



Abbildung 2: Quellweiher bei der Mitterndorfsiedling – hier befindet sich der Schwerpunkt des Hundsfischvorkommens im Jesuitenbach.

3.2 Elektrofischerei in Augewässern

Je nach Gewässertyp und Wasserstand erfolgten die Befischungen watend (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) oder von einem kleinen Aluboot (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) aus. Es wurde ein Rückenaggregate der Firma EFKO mit einer Leistung von 2,0 kW (FEG 2000) und einer Leerlaufspannung von ca. 500 V (Watbefischung) oder ein Standaggregat mit einer Leistung von 3,0 kW (FEG 3000s) und einer Leerlaufspannung von ca. 620 V (Bootsbefischung) verwendet. Die Anode bestand aus einem mit Netzmaterial (8 mm Maschenweite) bespannten Metallring mit 32 cm Durchmesser (Kescheranode bzw. Polstange), der vom Polführer tastend geführt wurde, die Kathode wurde in Form eines Kupferbandes nachgezogen. Es kam ausschließlich Gleichstrom zum Einsatz.



Abbildung 3: Elektrofischerei vom kleinen Aluboot aus. Zumeist erfolgt dabei der Antrieb mittels Elektromotors und nicht wie hier mittels Paddel.



Abbildung 4: Watfischerei des Fadenbachs mittels Rückenaggregat. Aufgrund der meterdicken Schlammauflage ist nur eine Befischung vom Ufer aus möglich, während die Gewässerdimension für den Einsatz des Bootes nicht ausreicht.

Die Zielart Hundsfisch sowie Schlammpeitzger wurde nach Möglichkeit vollständig gekeschert bzw. wurde der Fangterfolg (Anteil der gekescherten an den im Feld gesehenen Individuen) geschätzt. Daraus wurde ein CPUE (catch per unit effort, Fang pro Fangaufwand) in Ind./100m berechnet, um die Populationsdichten unterschiedlicher Gewässer(teile) vergleichen zu können. Es handelte sich also um eine semiquantitative Erfassung, wobei eine quantitative Befischung in vielen Fällen generell nicht möglich ist, da die Gewässer nicht über die gesamte Fläche befischt werden können. Alle übrigen Fischarten wurden protokolliert und deren Häufigkeit in vier Häufigkeitskategorien (1-3; 4-20; 21-100; >100) geschätzt. Gefangene Hundsfische wurden im Feld auf 1 mm Genauigkeit vermessen, mittels Feinwaage gewogen und anschließend Proben für die genetischen Untersuchungen genommen. Im Untersuchungsjahr 2024 wurden alle gefangenen Tiere wieder in die ursprünglichen Habitate zurückgesetzt. Im Untersuchungsjahr 2025 wurden alle 47 gefangenen Hundsfische für die Nachzucht in den neu geschaffenen Teichen in Eckartsau entnommen.

3.3 Gefangenschaftspopulationen

Es wurde im gesamten „fisch-affinen“ Bekanntenkreis, der u. a. Biologen, Aquarianer und Naturschützer einschließt, bezüglich Gefangenschaftspopulationen von Hundsfischen nachgefragt. Dies erfolgte per E-Mail und telefonisch, wobei dadurch zahlreiche weitere potentielle Hundsfischhalter ausfindig gemacht werden konnten, welche anschließend ebenfalls kontaktiert wurden. Basierend auf diesen Konversationen wurde eine Excel-Liste mit den wesentlichen Informationen zur jeweiligen Gefangenschaftspopulation erstellt. Diese enthält Name und Kontaktdaten der Besitzer, Herkunft der Tiere sowie einige weitere Informationen zum jeweiligen Bestand, wie beispielsweise Angaben zur Bestandsgröße, Gewässergröße, usw. Die Liste ist aus Gründen des Datenschutzes nicht im gegenständlichen Bericht enthalten.

Von diesen Gefangenschaftspopulationen wurden vier für die Entnahme von Genproben ausgewählt, und zwar jene, für die mit Sicherheit oder zumindest sehr hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden konnte, dass sie rein von Tieren aus dem Fadenbach abstammen.

3.4 Populationsgenetik

Im Rahmen des gegenständlichen Projekts wurden insgesamt 161 Hundsfisch-Genproben gesammelt, davon 50 aus dem Fadenbach, 31 aus dem Jesuitenbach und 80 von vier verschiedenen Gefangenschaftspopulationen (Tabelle 5). Die Entnahme der Proben erfolgte durchwegs durch den Erstautor, nur jene der Schönbrunn-Population erfolgte durch Mitarbeiter des Tiergartens Schönbrunn. Die Proben wurden in 96 % unvergälltem Ethanol konserviert. Nach jeder einzelnen Probenahme wurde das Equipment zur Vermeidung von Kontamination geflämmt.



Abbildung 5: Vermessen, Wiegen und Entnahme von Genproben der gefangenen Hundsfische. © C. Baumgartner.

Tabelle 5: Übersicht über die gesammelten Genproben bzw. der insgesamt jeweils gefangenen Hundsfische. * ... nicht von allen Proben konnte eine für die finalen Analysen ausreichende Anzahl an Mikrosatellitenloci amplifiziert werden.

Jahr	Datum	Gewässer	n gefangen	n Proben	n Proben Datensatz*
2024	22.10.2024	Jesuitenbach	426	31	31
	23-25.10.2024	Fadenbach	34	34	34
	Frühjahr 2025	Volksschulteich Ezell	9	9	9
	21.04.2025	Wanzenböck-Teich	43	31	31
	09.08.2025	Pekny-Hälterung	20	20	20
		Zoo Schönbrunn	20	20	18
2025	21-22.08.2025	Fadenbach	47	16	16
gesamt			599	191	

Von den gesammelten Proben wurde mittels eines schnellen und effizienten Chelex-Protokolls (CH4 in Lienhard & Schäffer 2019) gesamtgenomische DNA extrahiert.

Anschließend wurden Multiplex- und Einzel-PCRs (UKTet1, UKTet5, UKTet8, UKTet9; UKTet4, UKTet6, UKTet7; UKTet3) für acht verschiedene, für Hundsfische üblicherweise verwendete Mikrosatelliten-Loci (Winkler & Weiss 2009; Marić et al. 2015, 2017, 2019; Takács et al. 2015) durchgeführt. Die optimalen Reaktionsbedingungen/Primerkonzentrationen für die jeweiligen Multiplex- bzw. Einzel-PCRs wurden im Rahmen der aktuellen Studie etabliert. Der Erfolg der PCRs wurde mittels Gelelektrophorese überprüft. Im Anschluss wurden die PCR-Produkte zur Genotypisierung vorbereitet und auf einen 3500xl 24-Kapillar-Sequenzierer geladen. Die Auswertung (Allelgrößenermittlung) wurde mit der GeneMapper 6.0 Software (ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA) durchgeführt.

Von 159 der 161 Proben konnten Daten in ausreichender Qualität für weiterführende populationsgenetische Analysen generiert werden. Zwei Proben mussten aufgrund von zu geringem Amplifikationserfolg exkludiert werden. Ein Test auf Nullallele und Scoring-Fehler mittels Micro-Checker 2.2.3 (Van Oosterhout et al. 2004) ergab weder einen Hinweis auf das Vorhandensein von Nullallelen noch ein Indiz für Scoring-Fehler, sodass die ermittelten Genotypen direkt für standard-populationsgenetische Analysen verwendet werden konnten. Als Maß für die genetische Diversität wurden für jeden Mikrosatellitenlocus und jede Population die Anzahl an Allelen (N_A), beobachtete (H_O) und erwartete Heterozygotität (H_E) in Arlequin 3.5 (Excoffier & Lischer 2010) ermittelt. Zudem wurde Arlequin verwendet um auf das Hardy-Weinberg-Gleichgewicht zu testen (Markov-chain mit 100,000 Schritten), das Linkage-Disequilibrium zwischen den Loci zu berechnen (10,000 Permutationen), und für jede Population den Inzucht-Koeffizienten (F_{IS}) zu ermitteln.

Die Differenzierung zwischen den einzelnen Populationen wurde anhand von F_{ST} s (F_{ST} beschreibt den Anteil an der Varianz in Allelfrequenzen, der durch die Gruppierung der Individuen in verschiedene Populationen erklärt wird; Weir & Cockerham 1984) in Arlequin ermittelt. Die p-Werte wurden unter Anwendung der Benjamini-Hochberg-Korrektur (Benjamini & Hochberg 1995) angepasst, um die durch multiple Tests bedingte „False Discovery Rate“ zu kontrollieren. Außerdem wurde eine Bayes'sche Clustering-Methode in Structure 2.3 (Pritchard et al. 2000) durchgeführt in der die einzelnen Proben K Clustern zugeordnet werden (correlated allele frequency-Modell, Falush et al. 2003; burn-in 100000, run-time 100000 steps). Für jede Anzahl an Clustern ($K = 1-7$) wurden 10 Wiederholungen durchgeführt. Die wahrscheinlichste Anzahl an distinkten Clustern wurde mittels der DeltaK-Statistik (Evanno et al. 2005) in Clumpak (Kopelmann et al. 2015) ermittelt. Clumpak wurde auch verwendet um die Structure-Ergebnisse zusammenzufassen und zu visualisieren. Darüber hinaus wurde die populationsgenetische Struktur auch mit einer PCA unter Verwendung des R-Pakets adegenet 2.1.11 (Jombart et al. 2010; Jombart & Ahmed 2011) untersucht

Die effektive Populationsgröße (N_e) der Freilandpopulationen wurde mittels der LD (linkage disequilibrium) Methode (Waples & Do 2010) in NeEstimator v2 (Do et al. 2014) ermittelt. Dabei wurden Singletons (Allele die nur einmal in einem einzigen Heterozygoten vorkommen), wie für diese Methode empfohlen, nicht berücksichtigt (Do et al. 2014). In einer Simulationsstudie wurde gezeigt, dass die von uns verwendete LD-Methode zur Ermittlung von N_e die genauesten Schätzungen von N_e über ein breites Spektrum an demographischen Szenarien liefert (Gilbert & Whitlock 2015). Zudem wurde in Bottleneck (Piry et al. 1999) auf einen Heterozygotenüberschuss getestet, was auf eine drastische rezente Reduktion in N_e hinweisen würde (Cornuet & Luikart 1996).

4 Ergebnisse

4.1 Bestandserhebung Fadenbach

4.1.1 Aktuelle Situation

Im Fadenbach wurden in beiden Untersuchungsjahren insgesamt nur 81 Hundsfische gefangen, trotz des hohen Untersuchungsaufwands. Im Oktober 2024 wurden 34 Individuen gefangen, verteilt auf insgesamt sieben befischte Bereiche. Fänge gelangen ausschließlich in der unteren (östlichen) Hälfte des Fadenbachs, nicht jedoch in den oberen sechs Abschnitten. Der CPUE betrug – in den Abschnitten mit Nachweisen - zwischen 0,5 und 9,2 Ind./100m. Der mittlere CPUE betrug 1,1 Ind./100m bei Berücksichtigung aller befischten Abschnitte bzw. 1,8 Ind./100m bei Berücksichtigung nur der unteren Hälfte des Gewässersystems. Es wurden hauptsächlich adulte Hundsfische gefangen, wobei die Tiere Längen zwischen 47 und 110 mm aufwiesen (Abbildung 7). Eine Abgrenzung der 0+ Kohorte ist praktisch nicht möglich. Laut Literatur erreichen Hundsfische im ersten Jahr 30 bis 50 mm Totallänge (Wanzenböck, 1995). Nach eigenen Einschätzungen handelt es sich allerdings bei den im Oktober 2024 gefangenen Hundsfischen bis mindestens 67 mm Länge um 0+ Tiere. Demnach dürften insgesamt neun der Tiere auf Reproduktion im Jahr 2024 zurückgehen. Von diesen wurden sieben im Altarm bei der Rinderweide und jeweils ein Individuum an den Probestellen „Überlebenstümpel 1“ und „FFH-Monitoring“ gefangen.

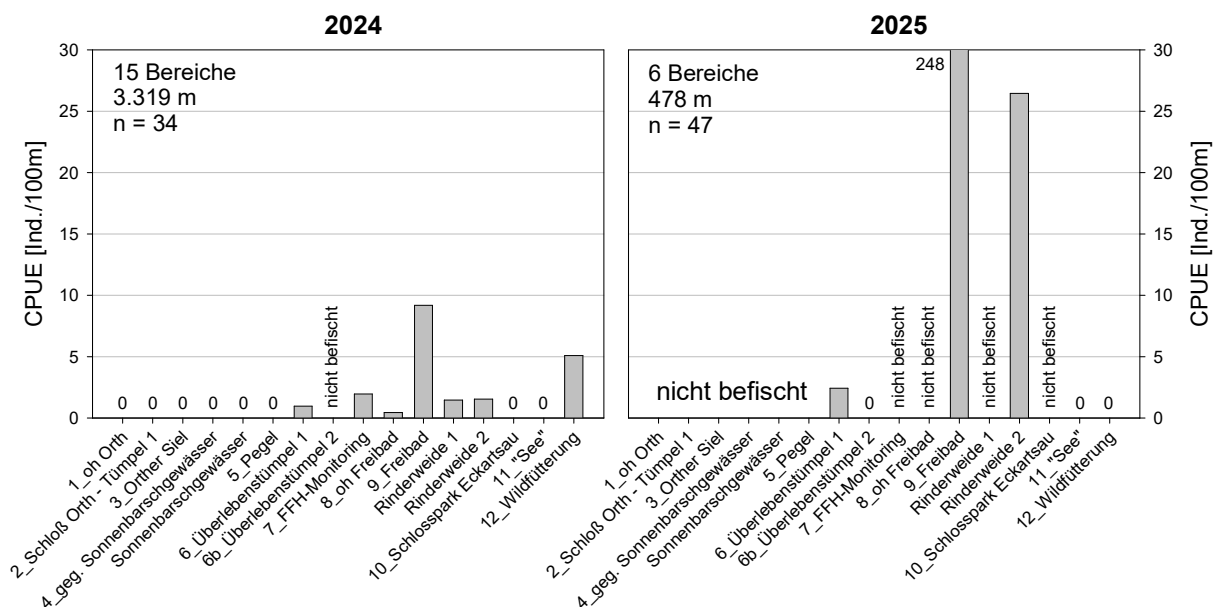


Abbildung 6: CPUE (catch per unit effort) des Hundsfischs in den einzelnen Probestrecken. Anzahl der befischten Abschnitte (Bereiche) und gefangenen Hundsfische sowie Gesamtstreckenlänge angegeben.

Im Jahr 2025 wurden 47 Hundsfische gefangen, bei wesentlich geringerem Befischungsaufwand als im Vorjahr. Insgesamt wurden nur sechs Bereiche befischt, davon

gelangen in drei Nachweise. Überraschenderweise gelang im Bereich „Wildfütterung“ (unterste Stelle) kein Nachweis mehr, obwohl dies noch im Vorjahr der Fall war. Der berechnete CPUE betrug – in Bereichen mit Nachweisen - zwischen 2,4 und 248 Ind./100m, bei einem Mittelwert von 46 Ind./100m (mit Berücksichtigung der Nullfänge). Wie 2024 waren die mit Abstand höchsten Dichten im „Freibad Eckartsau“ nachweisbar, gefolgt vom Altarm Rinderweide. Im Vergleich dazu fanden Keckeis & Sehr (2014) an der Probestelle Freibad nur geringe Dichten vor, die deutlich unter jenen der anschließenden Bereiche lagen.

Der 2025 im Vergleich zum Vorjahr deutlich höhere CPUE ist auf mehrere unterschiedliche Gründe zurückzuführen. Zum einen wurden primär Bereiche befischt, wo im Vorjahr Hundsfische nachweisbar waren. Zum anderen war der Wasserstand im Fadenbach wesentlich niedriger als im Vorjahr, die Fische waren dementsprechend in den Resttümpeln konzentriert und daher leichter zu fangen bzw. auf eine deutlich kleinere Wasserfläche verteilt. Außerdem war das Ziel der Befischung primär der Fang von Hundsfischen für den Besatz eines der Nachzuchtteiche, weshalb jene Bereiche, in denen sich die Hundsfische aufhielten sehr intensiv und viele Male befischt wurden, anders als für eine reine Bestandserhebung üblich wäre.

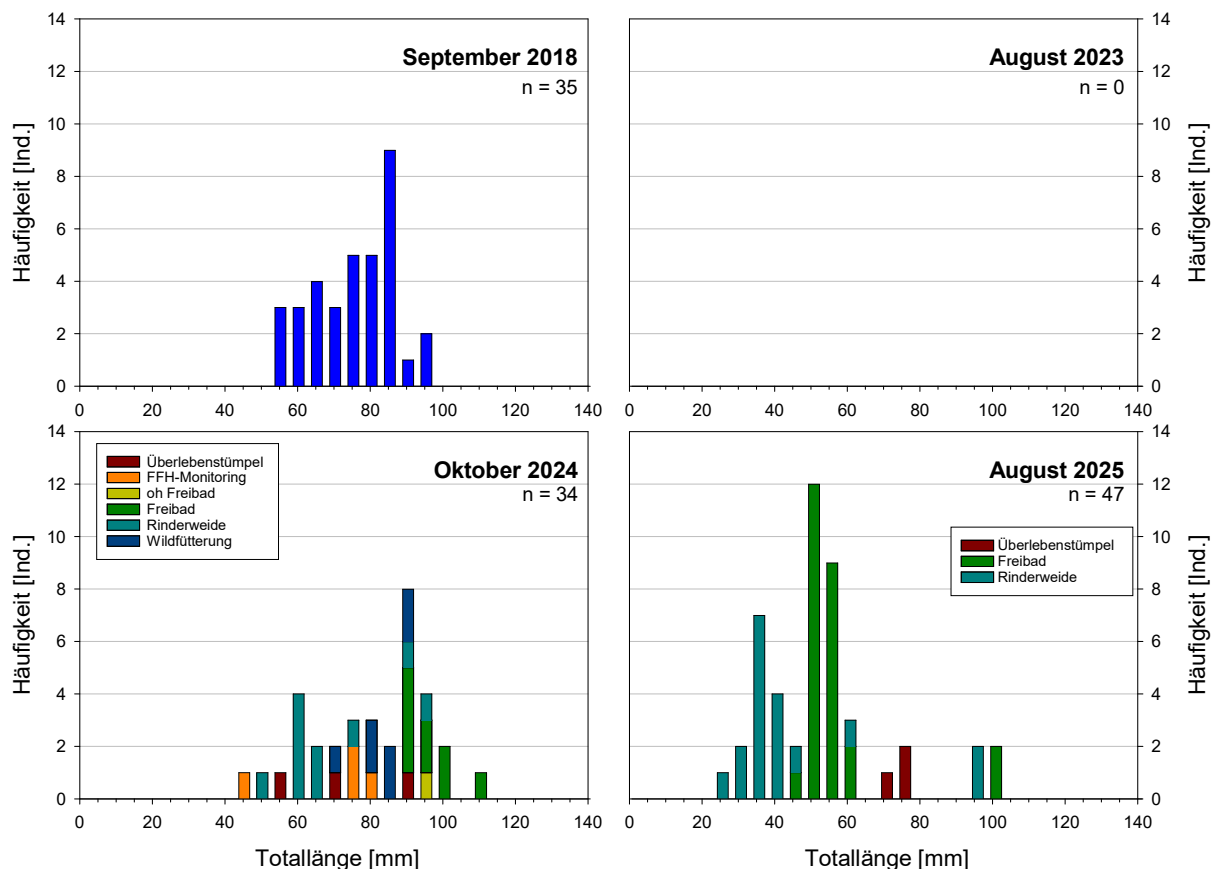


Abbildung 7: Längenfrequenzdiagramme des Hundsfisches im Fadenbach bei aktuelleren Erhebungen zwischen 2018 und 2025. Farben geben die Befischungsstelle wieder.

Allerdings war auch die Reproduktion im Jahr 2025 deutlich erfolgreicher als im Vorjahr (Abbildung 7). So handelte es sich aller Wahrscheinlichkeit nach bei insgesamt 37 der gefangenen Tiere um 0+ Individuen (Totallängen 25 – 57 mm). Die im Längenfrequenzdiagramm ersichtlichen zwei Kohorten innerhalb dieser Längenklasse sind darauf zurückzuführen, dass die 0+ Individuen an der Probestelle „Freibad Eckartsau“ mit im Mittel 54 mm größer waren als im Altarm „Rinderweide“ mit im Mittel 37 mm. Der hohe Anteil an Jungfischen ist als sehr positiv hervorzuheben, insbesondere auch daher, da es sich um die erste der von den Autoren selbst im Fadenbach durchgeführten Befischungen (Zeitraum 2018 – 2025) handelte, bei der Jungfische in nennenswerten Dichten festgestellt werden konnten.

Neben dem Messen der Totallänge wurden insgesamt auch 155 der im Fadenbach und im Jesuitenbach gefangenen Hundsfische gewogen und daraus eine Längen-Gewichtsregression erstellt (Abbildung 8). Die erstellte Formel $W = 0,0000041066 * TL^{3,2410}$ (bzw. $W = 10^{(-5,3865 + 3,2410 * \log(TL))}$) kann zur Berechnung eines Durchschnittsgewichts W [g] aus der Totallänge TL [mm] verwendet werden. Bezüglich der 2024 gefangenen Tiere ist kein Unterschied zwischen Jesuitenbach- und Fadenbach-Hundsfischen bezüglich des Konditionsfaktors ersichtlich. Die 2025 im Fadenbach gefangen Adulttiere scheinen hingegen durchwegs etwas schwerer gewesen zu sein (Konditionsfaktor $\bar{x} = 1,409 \pm 0,082$, Individuen über 85 mm, $n = 4$) als die im Vorjahr gefangenen ($\bar{x} = 1,177 \pm 0,0729$, Individuen über 85 mm, $n = 17$). Dies könnte auf eine bessere Ernährungssituation im Jahr 2025 hindeuten, aufgrund der geringen Stichprobe und der methodischen Schwierigkeit bezüglich des Wiegens so kleiner Fische kann diesbezüglich keine sichere Aussage getroffen werden.

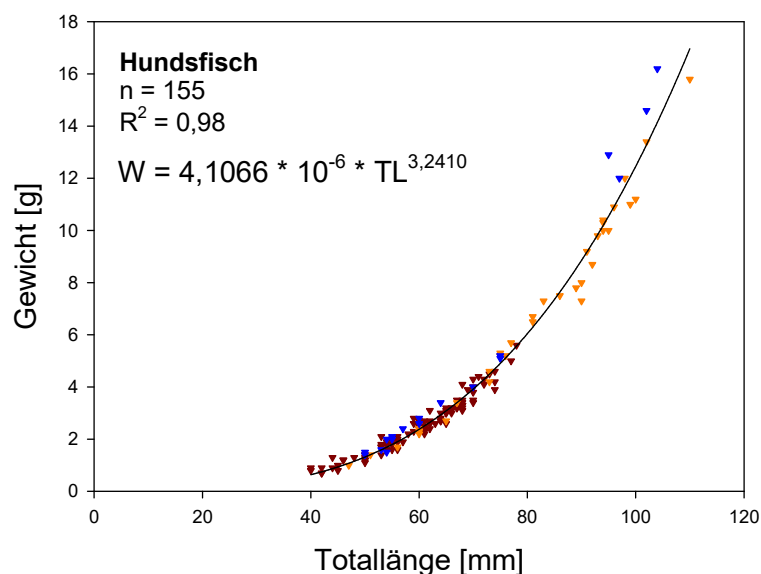


Abbildung 8: Längen-Gewichtsregression aller gewogenen Hundsfische. Weinrot ... Jesuitenbach 2024, orange ... Fadenbach 2024, blau ... Fadenbach 2025.

4.1.2 Bestandsentwicklung

Im Fadenbach wurden bisher drei umfangreiche Bestandserhebungen durchgeführt, die das ganze vom Hundsfisch besiedelte Fadenbachsystem zwischen Orth und unterhalb Eckartsau abdeckten, und zwar 1993, 2013 und 2024. Darüber hinaus liegen neun Erhebungen mit geringerem Beprobungsumfang vor, in denen zwischen drei und sechs Bereiche des Fadenbachs befischt wurden. Durch die einzelnen Bearbeiter kamen jeweils unterschiedliche Methoden zum Einsatz, wobei diese auch vom jeweiligen Wasserstand abhängig waren. Spindler & Wanzenböck (1995) fischten watend mit zwei Durchgängen pro Probestrecke und berechneten daraus Bestandswerte nach DeLury (1947). Keckeis & Sehr (2014) fischten ebenfalls watend und berechneten einen CPUE als Individuen pro m² bzw. Minute Befischungszeit wobei keine Fangerfolgsschätzung berücksichtigt wurde. Die Autoren selbst fischten überwiegend vom Boot aus und berechneten einen CPUE als Individuen pro befischter Uferlänge wobei eine Fangerfolgsschätzung in das Ergebnis einfluss (dies entspricht der für das FFH-Monitoring vorgegebenen Methodik). Die Ergebnisse sind daher nicht direkt miteinander vergleichbar. Weiters hängt die vorgefundene Dichte auch sehr stark vom Wasserstand zum Befischungszeitpunkt ab. So betrug beispielsweise im Oktober 2024 die benetzte Wasserfläche ein Vielfaches von jener im August 2025 und die Hundsfische waren dementsprechend auf eine viel größere Fläche verteilt. Alleine diese Tatsache bewirkt bereits deutliche Unterschiede bezüglich der CPUE-Werte. In Tabelle 6 und Abbildung 9 sind die Realfänge der einzelnen Erhebungen dargestellt. Bei Berücksichtigung des ebenfalls angeführten Befischungsaufwands bzw. der Anzahl der befischten Abschnitte (Bereiche) erhält man dadurch trotz der methodischen Einschränkungen einen recht guten Überblick über die Bestandsentwicklung.

Tabelle 6: Übersicht über bisher im Fadenbach durchgeführte Elektrobefischungen und im Zuge dessen gefangene Hundsfische (Realfang).

Jahr	Monat	Anzahl Bereiche	Aufwand	Realfang	Quelle
1993	Oktober	11		140	Wanzenböck & Spindler 1995
1994	April	4		117	Wanzenböck & Spindler 1995
	Oktober	4		371	Wanzenböck & Spindler 1995
1995	April	4		34	Wanzenböck & Spindler 1995
	Oktober	4		360	Wanzenböck & Spindler 1996
1996	April	4		52	Wanzenböck & Spindler 1996
	Oktober	4		853	Wanzenböck & Spindler 1996
2013	Oktober	24	1.483 m ²	261	Keckeis & Sehr 2014
2018	September	3	636 m	35	Jung et al. 2018
2023	Juni	4	777 m	0	Jung et al. 2024
2024	Oktober	15	3.319 m	34	aktuelle Erhebung
2025	August	6	478 m	47	aktuelle Erhebung

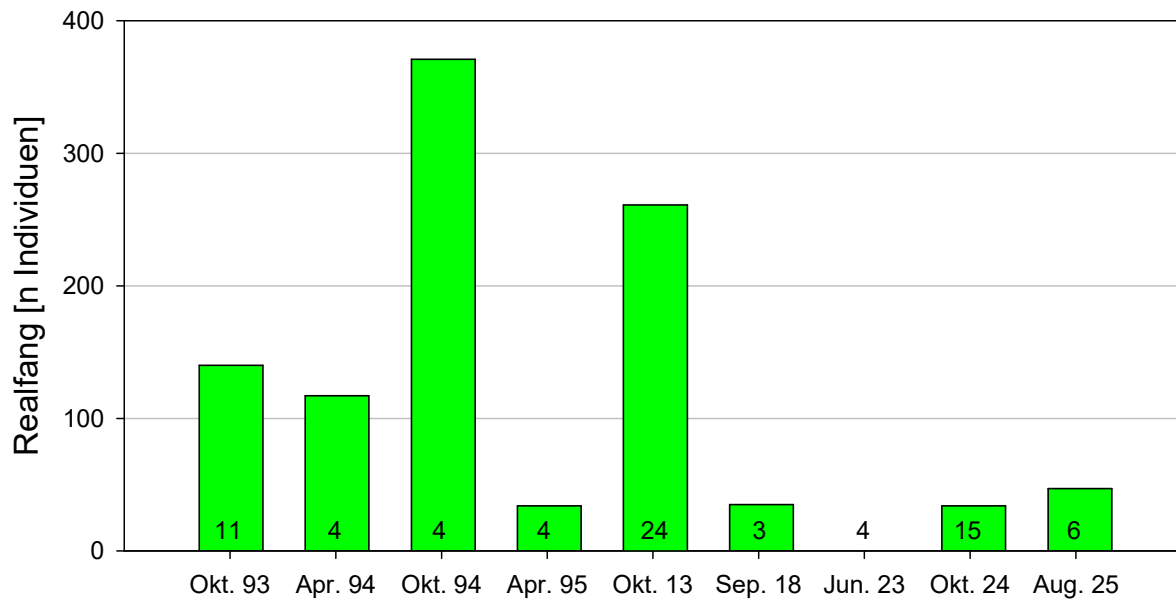


Abbildung 9: Realfang des Hundsfischs bei den bisher im Fadenbach durchgeführten Elektrofischungen. Zahlen geben den jeweiligen Befischungsaufwand wieder, und zwar in Form der Anzahl der untersuchten Probestellen.

In Abbildung 10 ist die Entwicklung des CPUE in Ind./min. zwischen 1993 und 2013 dargestellt und um das gegenständliche Untersuchungsjahr 2024 ergänzt.

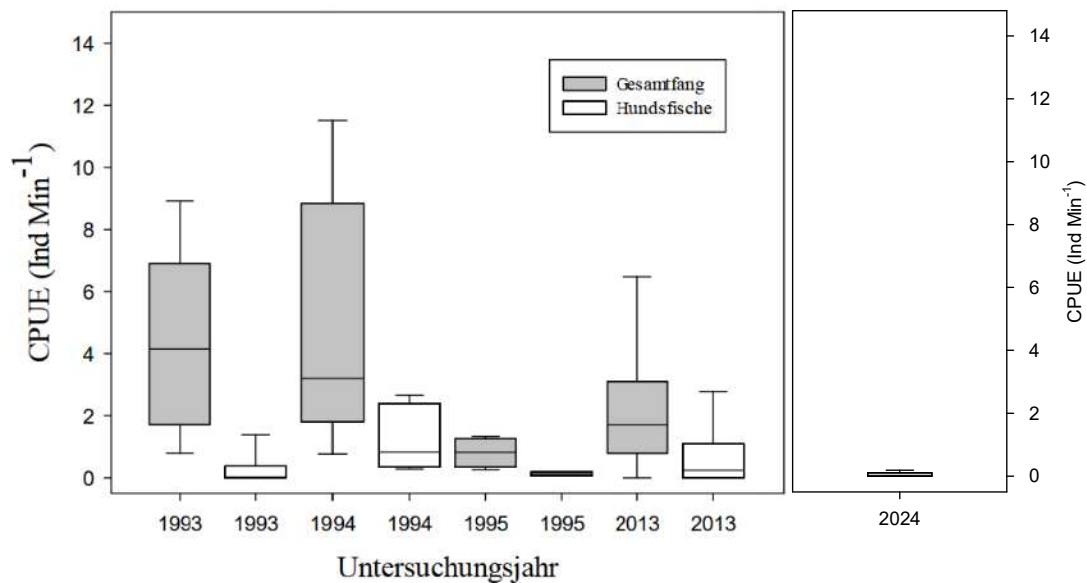


Abbildung 10: Entwicklung des CPUE des Hundsfischs (weiße Boxplots in der linken Grafik) im Fadenbach. Linke Grafik aus Keckeis & Sehr (2014). 2024 wurden nur Hundsfische quantitativ erfasst.

In Abbildung 11 sind die Ergebnisse der sowohl 2013 und 2024 befischten Bereiche vergleichend dargestellt, wobei die Angaben in Ind./m² von Keckeis & Sehr, 2014 durch Multiplikation mit dem Faktor 200 in Ind./100m umgerechnet wurden (Annahme einer Wirkbreite eines Polstangenstreifens von 2 m, daher entspricht ein Befischungstreifen von 100 m einer befischten Fläche von 200 m²).

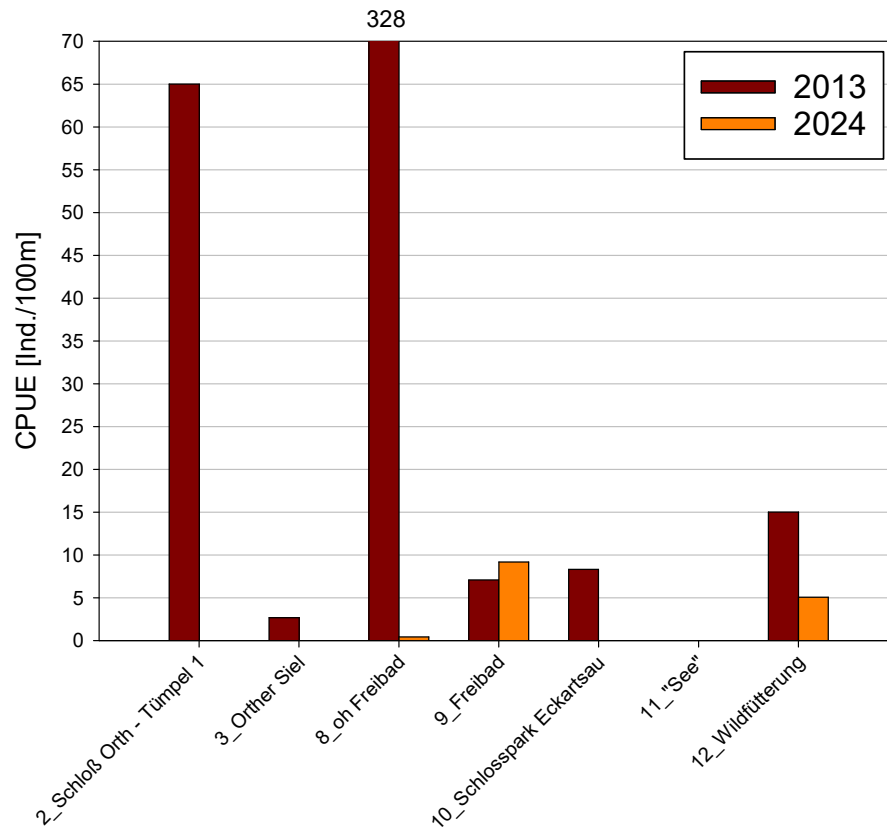


Abbildung 11: Vergleich des CPUE im Jahr 2013 und 2024 (Datenquelle 2013: Keckeis & Sehr, 2014; Umrechnung von Ind./m² in Ind./100m durch Multiplikation mit 200). Nur in beiden Jahren befischte Bereiche berücksichtigt.

Zwar weisen all diese Ansätze des Vergleichs der Ergebnisse gewisse methodische Unzulänglichkeiten auf, insgesamt lässt sich daraus aber die Bestandsentwicklung im Fadenbach recht gut ableiten. So waren 1993 und insbesondere 1994 recht hohe Dichten des Hundsfischs vorhanden. Im Frühjahr 1995 konnten hingegen nur geringe Dichten festgestellt werden, wahrscheinlich kam es hier über den Winter zu größeren Ausfällen. Der Bestand erholte sich aber bald darauf wieder und bereits im Herbst desselben Jahres waren wieder recht hohe Dichten nachweisbar. Auch im Jahr 1996 wurden wiederum im Frühjahr wenige und im Herbst sehr viele Hundsfische gefangen. Insgesamt zeigt sich, dass der Bestand in den 1990er-Jahren recht stark schwankte, wobei bei den Frühjahrsbefischungen deutlich weniger Individuen gefangen wurden als im Herbst. Offensichtlich kommt es über den Winter zu recht starken Ausfällen, die verbliebenen Individuen reproduzierten aber intensiv und im Herbst waren wieder hohe Fangzahlen zu verzeichnen. In den 1990er Jahren erstreckte sich das Vorkommen des Hundsfischs auf den Bereich „Oberer Stockmaiß“ (westlich des Firmengeländes der Firma Pfizer) bis unterhalb von Eckartsau (Abbildung 12).

Im Untersuchungsjahr 2013 waren im Herbst wiederum hohe Dichten nachweisbar. Zu diesem Zeitpunkt hatte sich der Hundsfisch innerhalb des Fadenbachs bis zum Schlosspark Orth ausgebreitet (Abbildung 13) und es war ein sehr hoher Anteil an juvenilen Tieren feststellbar,

der eine intensive Reproduktion im Untersuchungsjahr belegt. Auch 2018 dürfte der Bestand noch recht hoch gewesen sein, allerdings wurden im Rahmen des FFH-Monitorings nur drei Probestrecken befischt, weshalb keine umfassende Beurteilung der Bestandssituation möglich ist. Jungtiere waren in diesem Jahr allerdings deutlich unterrepräsentiert (Abbildung 7). Zwischen 2018 und 2023 – wahrscheinlich während der sehr geringen Wasserstände im Winter 2022/Frühjahr 2023 – kam es zu einem massiven Bestandseinbruch und 2023 war der Hundsfisch überhaupt nicht mehr nachweisbar. Im Untersuchungsjahr 2024 gelangen bei der sehr umfangreichen Erhebung zwar wieder Nachweise, die Fangzahlen bzw. der CPUE waren allerdings sehr gering und es waren nur wenige juvenile Tiere im Gesamtfang vertreten. Durch die erfolgreiche Reproduktion im Jahr 2025 kam es wieder zu einer geringfügigen Erholung des Bestandes. Das Vorkommen erstreckt sich allerdings aktuell nur noch auf die untere (östliche) Hälfte des 2013 besiedelten Abschnitts bzw. ist es vor allem auf den Bereich Eckartsau beschränkt (Abbildung 14).

Insgesamt treten demnach über die Jahre sehr starke Bestandsschwankungen auf wobei durchwegs im Frühjahr wesentlich geringere Dichten nachweisbar sind als im Sommer und Herbst. Auch der Reproduktionserfolg schwankt sehr stark zwischen den einzelnen Jahren. Die aktuellsten Erhebungen zeigen allerdings, dass die Situation im Fadenbach derzeit kritisch ist, nicht nur wegen der geringen Nachweisdichten sondern vor allem auch, da die Art nur noch im Bereich Eckartsau nachweisbar ist und viele Abschnitte des Fadenbachs inzwischen verwaist sind.

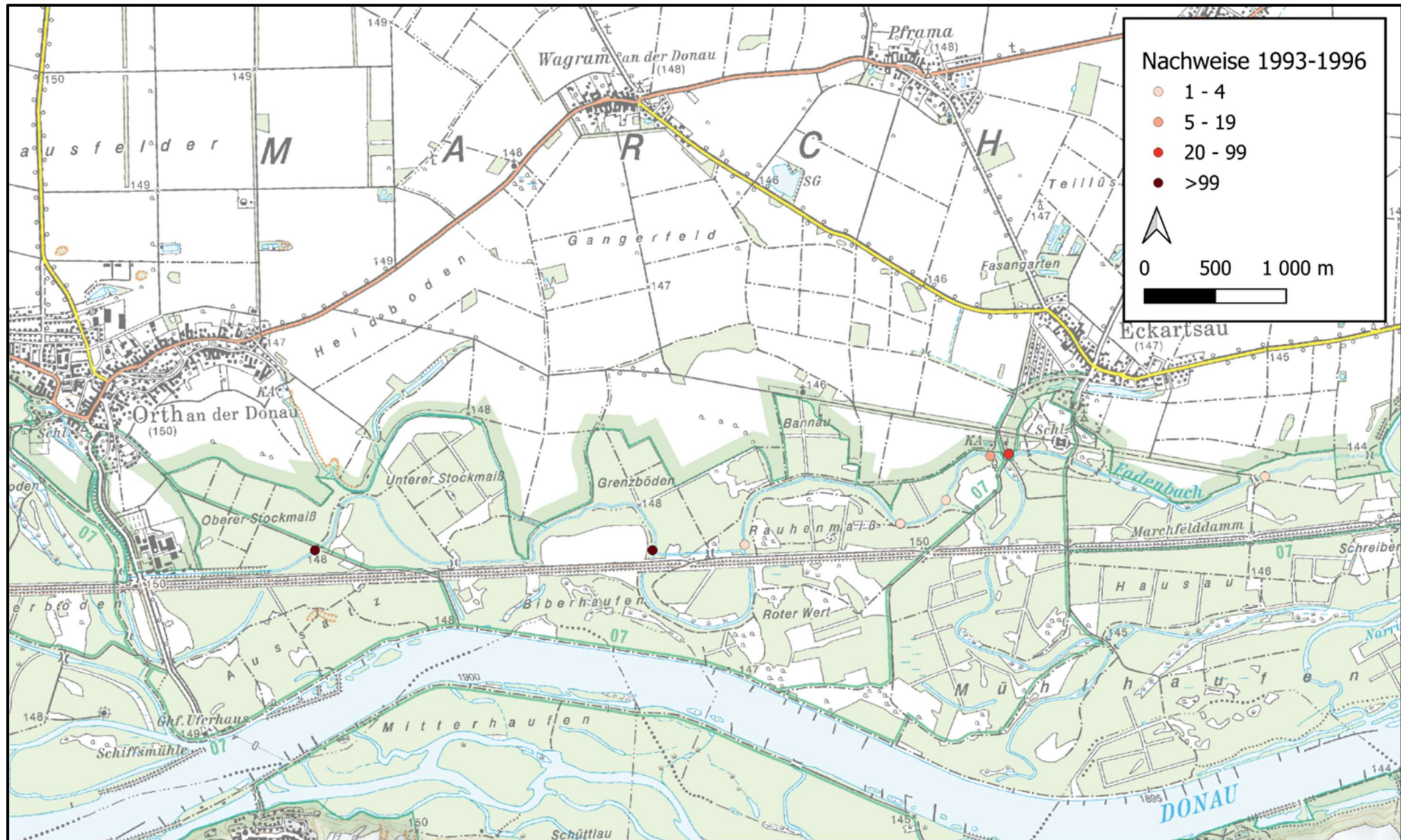


Abbildung 12: Hundsfischnachweise im Fadenbach im Zeitraum 1993 bis 1996 durch Spindler & Wanzenböck (1995) bzw. Wanzenböck & Spindler (1996).

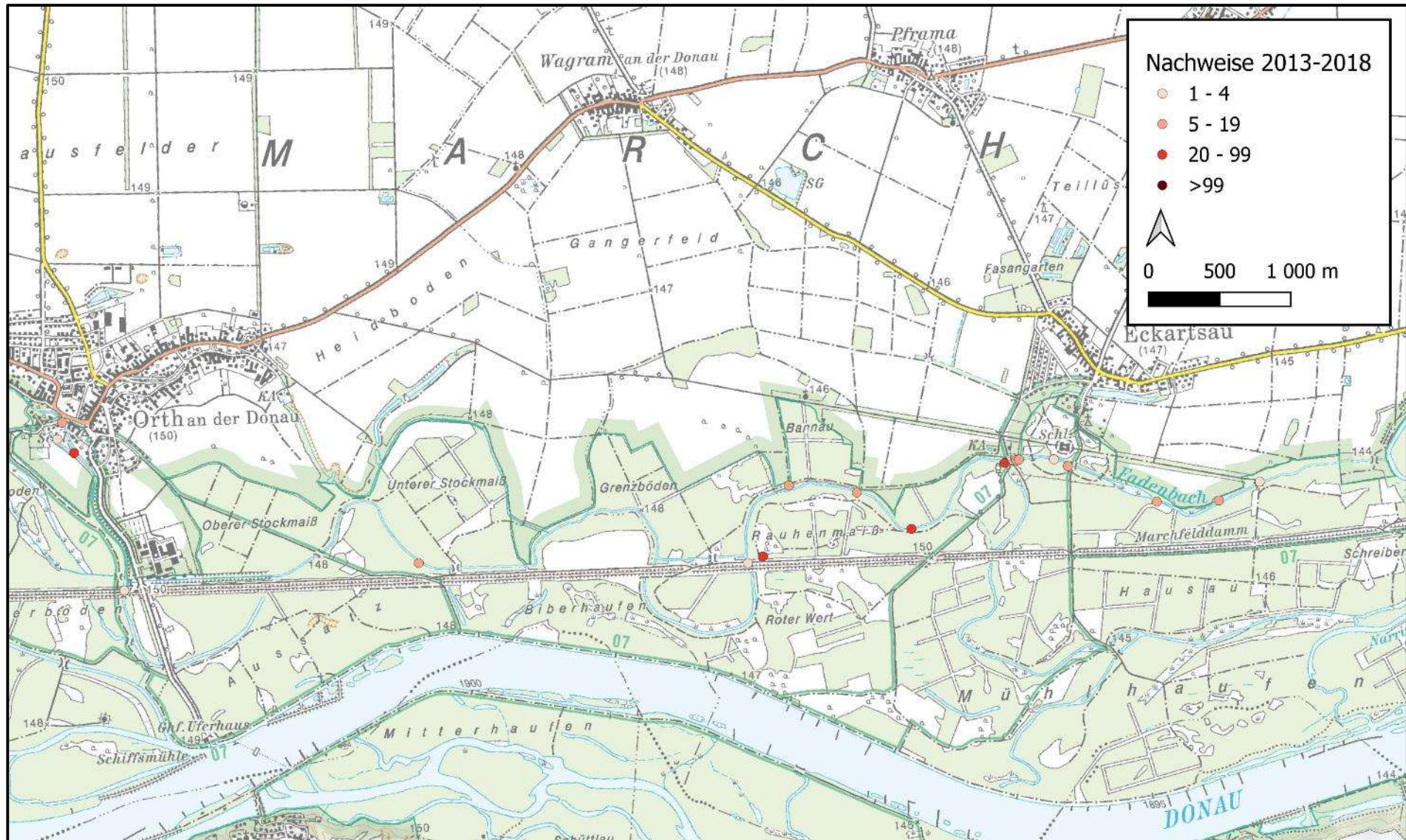


Abbildung 13: Hundsfischnachweise im Fadenbach im Zeitraum 2013 bis 2018 durch Keckeis & Sehr (2014) bzw. Jung et al. (2018).

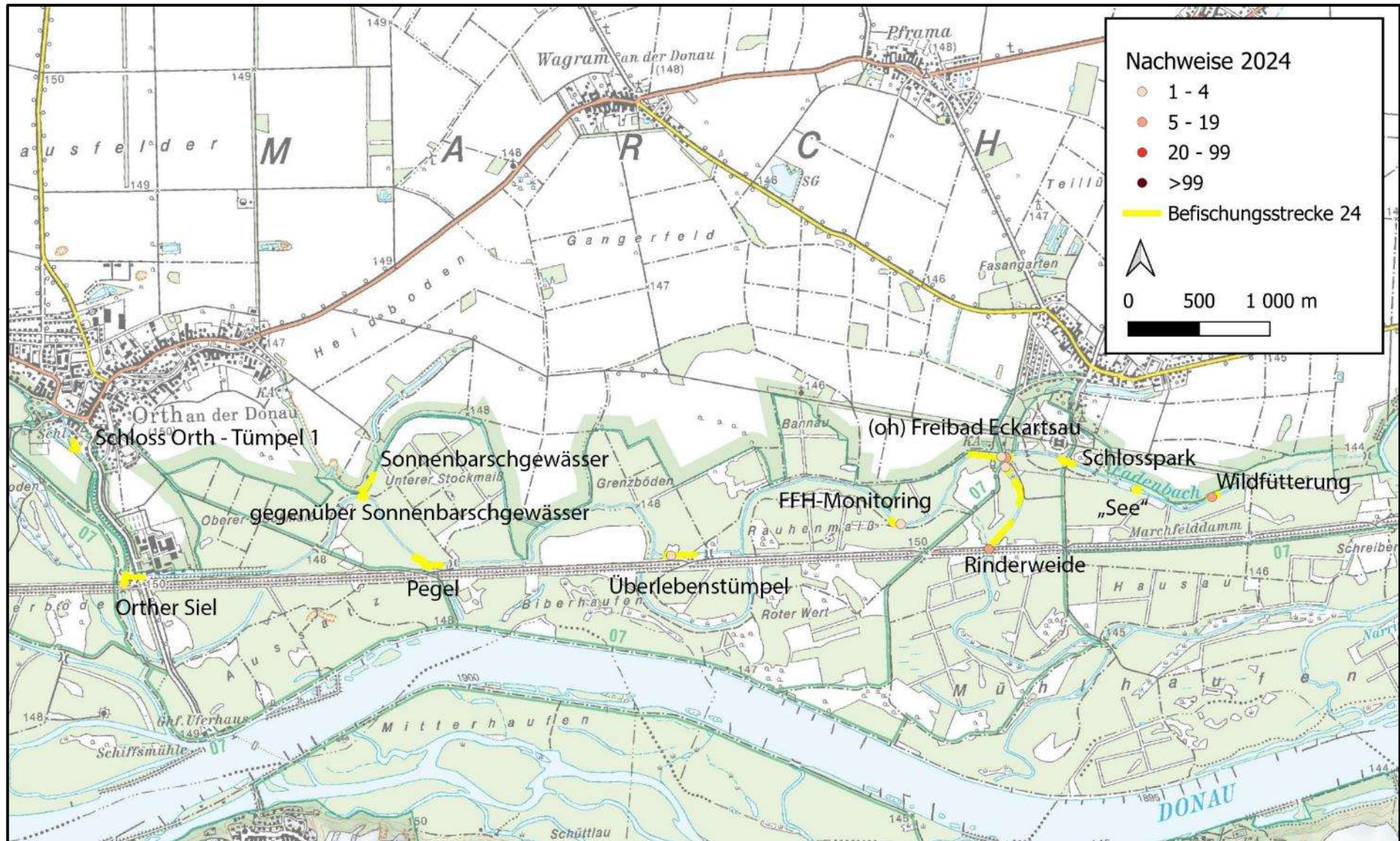


Abbildung 14: Befischungsstrecken und Hundsfischnachweise im Fadenbach im Rahmen der Erhebungen 2024. Oberste Befischungsstelle nicht dargestellt.

4.1.3 Begleitfischfauna

Einen Überblick über die im Fadenbach bisher nachgewiesenen Fischarten gibt Tabelle 7. Insgesamt konnten über die Jahre 29 Fischarten festgestellt werden, davon erwartungsgemäß der Großteil strömungsindifferente und limnophile Arten. Bei sämtlichen Erhebungen nachweisbar waren die typischen Augewässerarten Rotfeder, Karausche, Giebel, Bitterling, Moderlieschen, Schleie, Schlammpeitzger, Güster, Laube, Hecht, Flussbarsch und Marmorgrundel. Der Hundsfisch wurde bei allen Erhebungen außer 2023 nachgewiesen (Datensatz mit 2018 gepoolt). Andere Arten gelangen wahrscheinlich nur sporadisch in den Fadenbach und dürften dort nicht reproduzieren. Dabei handelt es sich um die strömungsliebenden Arten Nase, Donau-Weißflossengründling, Rußnase und Donau-Steinbeißer, sowie die zwar als indifferent eingestuft, aber trotzdem stärker mit Fließgewässern assoziierten Arten Zope, Schied, Hasel, Aitel, Nerfling, Wolgazander und Nackthalsgrundel. Bei den neueren Erhebungen (2023 und 2024) wurden solche Fließgewässerarten primär im Bereich des Orther Siels gefangen, was darauf hindeutet, dass sie im Zuge der Dotationen aus dem donauseitigen Vorland in das Fadenbachsystem gelangt waren.

Im Jahr 2023 neu hinzugekommen sind mehrere nicht heimische Arten, nämlich Sonnenbarsch, Nackthalsgrundel und Blaubandbärbling. Insbesondere der Sonnenbarsch ist inzwischen in hohen Dichten im System vorhanden. Die Art war aber bereits im Herbst 1995 an zwei Standorten im Fadenbach nachweisbar, über den Winter erlosch das Vorkommen allerdings wieder (Wanzenböck & Spindler, 1996). Wahrscheinlich handelte es sich um Sichtbeobachtungen, die von den beiden Autoren im Text erwähnt wurden, aber nicht in den Elektrofischereifängen aufscheinen.

Der Giebel, dessen Status als nicht heimische Art inzwischen als sicher gilt (Freyhof et al., 2023), kam im Fadenbachsystem bereits in den 1990er-Jahren vor und war bereits damals eine der häufigsten Arten. Ähnlich wie der Blaubandbärbling gilt er als besonders robust gegenüber widrigen Lebensbedingungen und kann daher in den Habitaten der hochgradig gefährdeten heimischen Arten Schlammpeitzger und Hundsfisch hohe Dichten ausbilden. Welche Rolle die Ausbreitung des Giebels in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts beim Rückgang dieser Arten hatte, ist allerdings unklar, wenngleich ein starker Konkurrenzdruck zu erwarten ist.

Tabelle 7: Übersicht über die bei unterschiedlichen Erhebungen im Fadenbach nachgewiesenen Fischarten. Daten aus Spindler & Wanzenböck, 1995; Keckeis & Sehr, 2014; Jung et al., 2024 sowie aktuelle Befischungen). Farben geben die Strömungsgilde nach Zauner & Eberstaller, 2000 wieder: blau ... rheophil, grau ... oligorheophil, grün ... indifferent, rot ... limnophil.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	FFH	1993	2013	2018/23	2024/25
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>		x			
Donau-Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladkovi</i>	II	x			
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>				x	
Donau-Steinbeisser	<i>Cobitis elongatoides</i>	II			x	
Zope	<i>Ballerus ballerus</i>		x			
Schied	<i>Leuciscus aspius</i>	II,V	x			x
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>		x			
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		x	x	x	x
Brachse	<i>Abramis brama</i>		x	x		x
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>			x	x	x
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>		x	x	x	x
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>					x
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>		x	x	x	x
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>			x	x	x
Wolgazander	<i>Sander volgensis</i>					x
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>			x	x	x
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus semilunaris</i>		x	x	x	x
Nackthalsgrundel	<i>Babka gymnotrachelus</i>				x	x
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>					x
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>		x	x	x	x
Hecht	<i>Esox lucius</i>		x	x	x	x
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		x	x	x	x
Karausche	<i>Carassius carassius</i>		x	x	x	x
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	II	x	x	x	x
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>		x	x	x	x
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>				x	x
Schleie	<i>Tinca tinca</i>		x	x	x	x
Hundsfisch	<i>Umbra krameri</i>	II	x	x	x	x
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	II	x	x	x	x
Gesamt		6	19	17	20	23



Abbildung 15: Begleitarten des Hundsfischs im Fadenbach: Rotfeder und Karausche.

Von den Fischarten des Fadenbachs ist neben dem Hundsfisch insbesondere der Schlammpeitzger (Abbildung 16) von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung, daher wird auf diese Art hier ebenfalls näher eingegangen.



Abbildung 16: Beifänge im Rahmen der Hundsfischerhebungen an der Probestelle „Überlebenstümpel 1“ im Jahr 2025. Links: Schlammpeitzger, rechts: juvenile Sumpfschildkröte.

Insgesamt wurden in den beiden Untersuchungsjahren 101 Schlammpeitzger gefangen, davon 47 im Jahr 2024 und 54 im Jahr 2025, trotz des im zweiten Jahr deutlich geringeren Erhebungsaufwands. Der höchste CPUE war mit 9,1 Ind./100m im Jahr 2024 – wie beim Hundsfisch - an der Probestelle „Freibad Eckartsau“ nachweisbar. Keine Fänge gelangen an den oberen drei Probestellen, einschließlich der Probestelle „Orther Siel“. Im Gegensatz dazu wurden 2023 Schlammpeitzger fast ausschließlich an dieser Probestelle gefangen (Jung et al., 2024), was auf eine hohe Mobilität der Art innerhalb des Fadenbachs hindeutet.

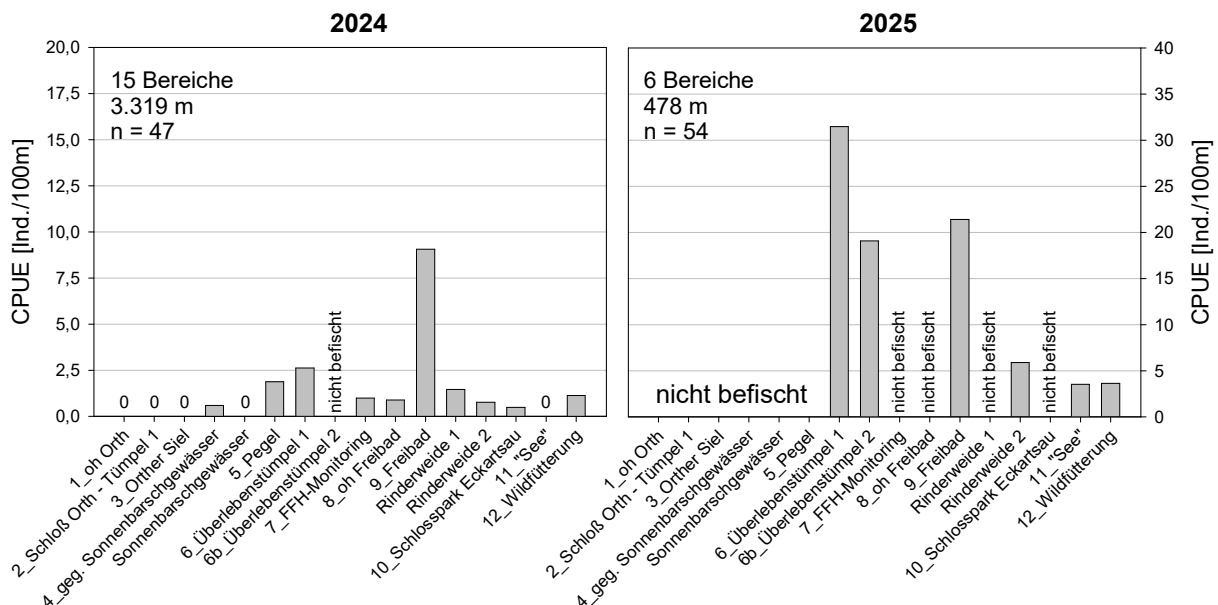


Abbildung 17: CPUE (catch per unit effort) des Schlammpeitzgers in den einzelnen Probestrecken. Anzahl der befischten Abschnitte (Bereiche) und gefangenen Individuen sowie Gesamtstreckenlänge angegeben.

Ansonsten gelangen in fast allen befischten Strecken Nachweise, nicht jedoch im hier als „Sonnenbarschgewässer“ bezeichneten, nicht mit dem Fadenbach in Verbindung stehenden

Gewässerteil. Der mittlere CPUE aller befischten Stellen betrug im Untersuchungsjahr 2024 1,3 Ind./100m.

Im Untersuchungsjahr 2025 wurden in allen sechs befischten Abschnitten Schlammpeitzger nachgewiesen, wobei insbesondere in den beiden Überlebenstümpeln (31,5 bzw. 19,1 Ind./100m) sowie an der Probestelle „Freibad Eckartsau“ (21,4 Ind./100m) ein hoher CPUE festgestellt wurden. Der Mittelwert betrug mit 14,2 Ind./100m mehr als das Zehnfache des Vorjahres. Wie oben für den Hundsfisch erwähnt, waren die generell höheren Dichten 2025 hauptsächlich auf den im Vergleich zum Herbst 2024 deutlich niedrigeren Wasserstand zurückzuführen, was bedingte, dass die Fische in den verbliebenen Restgewässern konzentriert waren, während sie sich 2024 auf das gesamte, durchgehend benetzte Fadenbachsystem verteilten. Insbesondere die Schlammpeitzger wurden 2024 auffällig oft in Bereichen gefangen, die im Sommer 2025 trockengefallen waren.

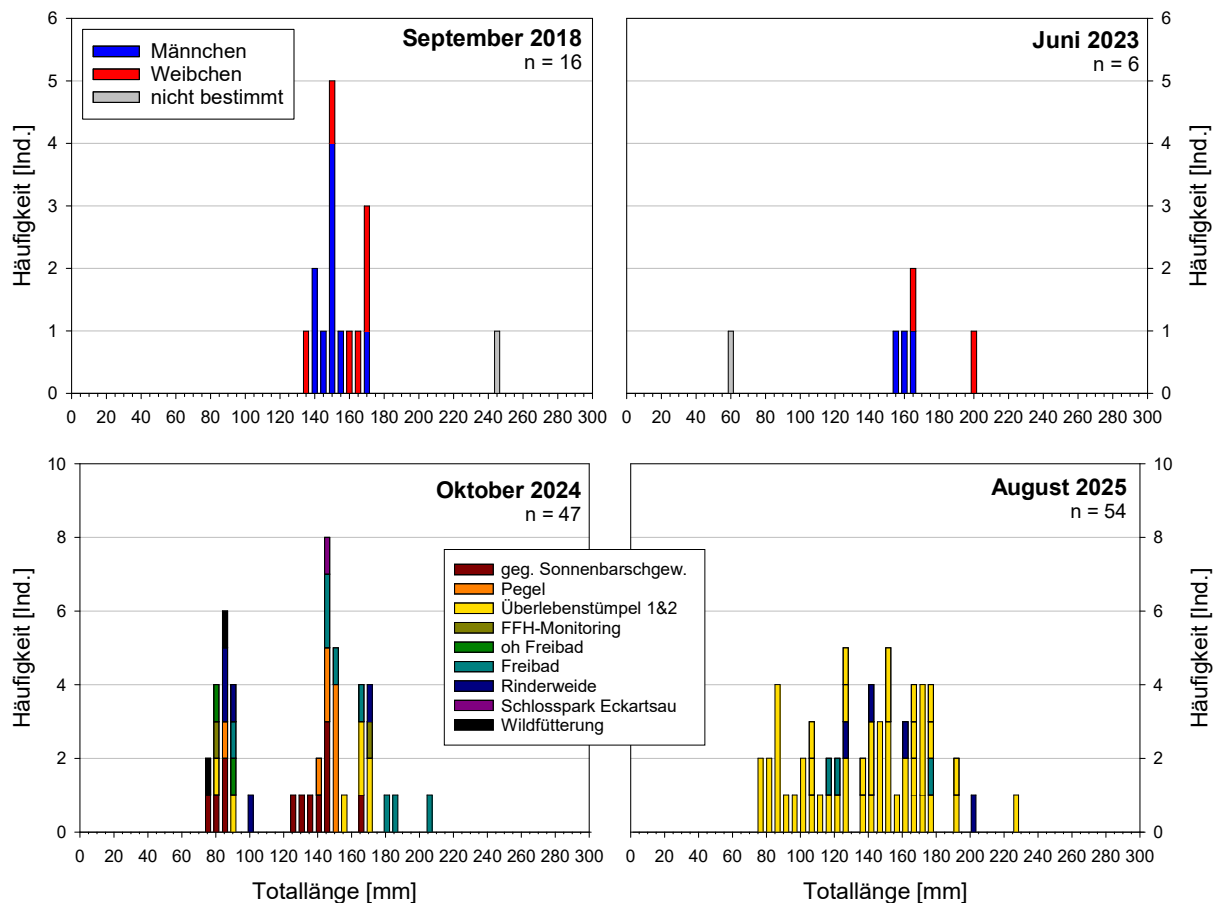


Abbildung 18: Längenfrequenzdiagramme des Schlammpeitzgers im Fadenbach. Oben: aus Jung et al., 2024, Farben geben das Geschlecht wieder. Unten: gegenständliche Erhebungen, Farben geben die Befischungsstelle wieder.

Während im Rahmen des FFH-Monitorings keine (2018) bzw. nur geringe (2023) Reproduktion feststellbar war, war dies aktuell in beiden Jahren sehr wohl der Fall (Abbildung 18). So waren 2024 17 Tiere dem 0+ Jahrgang zuzuordnen. Im Jahr 2025 lässt sich die 0+ Kohorte nicht klar

abgrenzen, es dürften aber zumindest sechs bis zehn Individuen aus diesem Reproduktionsjahr stammen. Im Fall des Schlammpeitzgers konnte schon mehrfach beobachtet werden, dass die Art nicht jedes Jahr reproduziert (Jung et al., 2024). Möglicherweise stellt die Hydrologie bzw. der Wasserstand während der Fortpflanzungsperiode hier einen wesentlichen Einflussfaktor dar.

4.2 Bestandserhebung Jesuitenbach (Moosbrunn)

4.2.1 Aktuelle Situation und Bestandsentwicklung

Beim hier als Jesuitenbach bezeichneten Gewässer handelt es sich eigentlich um ein namenloses Grabensystem, welches in den eigentlichen Jesuitenbach mündet. Das Gewässer entspringt bei der Mitterndorfsiedlung (Gemeinde Moosbrunn) als Limnokrene (Quellweiher), daran anschließend folgt ein stark mäandrierender, langsam strömender Fließgewässerabschnitt, welcher nach etwa 2 km in den Jesuitenbach mündet. In diesem Gewässersystem existiert eines von zwei natürlichen Hundsfischvorkommen in Österreich, welches 1995 (wieder)entdeckt wurde (Spindler & Wanzenböck, 1995). Bereits davor lagen aus dem Gebiet nicht genau verortete Nachweise bzw. Museumsbelege aus dem 19. Jhd. vor (letzter bekannter Fund 1874).



Abbildung 19: Vom Hundsfisch besiedelter Grabenabschnitt des Jesuitenbach-Systems bei der Mitterndorfsiedlung.

Im Gegensatz zur Fadenbach-Population wurde jene im Jesuitenbach seit seiner Entdeckung nicht regelmäßig untersucht und nach Kenntnis der Autoren wurden dort bisher auch keine Maßnahmen zum Schutz des Hundsfisches umgesetzt. Befischungen wurden im Rahmen des Hundsfischprojekts durch Wanzenböck & Spindler (1996) in den Jahren 1995 und 1996 durchgeführt. Die nächsten Erhebungen erfolgten erst im Rahmen des österreichweiten FFH-Monitorings für Schlammpeitzger und Hundsfisch im Jahr 2018 (Jung & Ratschan 2019), welches 2023 wiederholt wurde (Jung et al., 2024). Im Rahmen des gegenständlichen Projekts wurde das Gewässer ebenfalls befischt, primär um Proben für die genetische Untersuchung zu sammeln.

Das dortige Hundsfischvorkommen konzentriert sich ausschließlich auf den eigentlichen Quellweiher und eine kurze Strecke des anschließenden Fließgewässerabschnitts auf maximal 700 m Gewässerlänge. Weder in den 1990er-Jahren noch 2018 konnten in weiter bachabwärts gelegenen Abschnitten Hundsfische nachgewiesen werden. Dies war auch bei einer aktuellen, umfangreicheren Erhebung im Herbst 2025 im Rahmen des Projekts „FFH-Kleinfischarten Niederösterreichs“ der Fall (Jung et al. in prep.). In den 1990er-Jahren und 2025 wurden auch mehrere Gräben im Nahbereich untersucht, die ebenfalls keine Besiedelung aufwiesen.

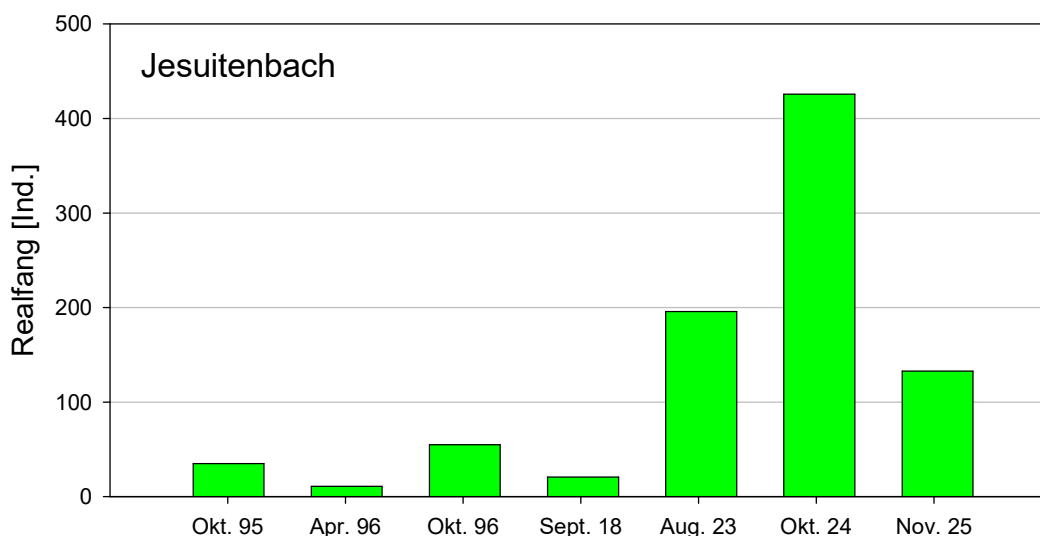


Abbildung 20: Fangzahlen des Hundsfisches bei allen aus dem Quellweiher bei Moosbrunn (Jesuitenbach) vorliegenden Befischungen. Datenquellen: Wanzenböck & Spindler (1996), Jung et al. (2018), Jung et al. (2024), Jung et al. (in prep.), gegenständliche Erhebung.

Sowohl in den 1990er-Jahren als auch 2018 deuteten die Fangzahlen (jeweils 20 bis 50 Individuen bei Herbstbefischungen, noch geringere Zahlen im Frühjahr 1996; Abbildung 20) auf einen recht kleinen Bestand hin. Im Untersuchungsjahr 2023 war plötzlich ein sehr dichter Bestand und ein hohes Jungfischauftreten feststellbar und 2024 wurden diese Fangzahlen noch einmal ums Doppelte übertroffen (trotz verkürzter Befischungstrecken) bzw. konnte ein wahres Massenaufkommen von Hundsfischen dokumentiert werden. Im November 2025

waren die Dichten wieder geringer. Der Befischungsaufwand dürfte bei den Erhebungen zwischen 1995 und 2018 bzw. 2025 recht ähnlich gewesen sein (Befischungen mehrerer Strecken im eigentlichen Quellweiher und in der anschließenden Fließstrecke; 2018 – 628 m, 2025 – 507 m). In den Jahren 2023 und 2024 war er aufgrund der hohen Fischdichten geringer (2023 – 182 m, 2024 – 129 m).

In Abbildung 21 ist der mittlere CPUE der Erhebungen zwischen 2018 und 2025 dargestellt, wobei nur der Kernlebensraum des Hundsfisches, nämlich der Quellweiher und der anschließende durch einen Biberdamm rückgestaute Grabenabschnitt, berücksichtigt ist. Zwischen 2018 und 2024 kam es zu einer Zunahme des CPUE von 7 Ind./100m auf 871 Ind./100, anschließend allerdings wieder zu einem Rückgang auf 89 Ind./100m im Jahr 2025.

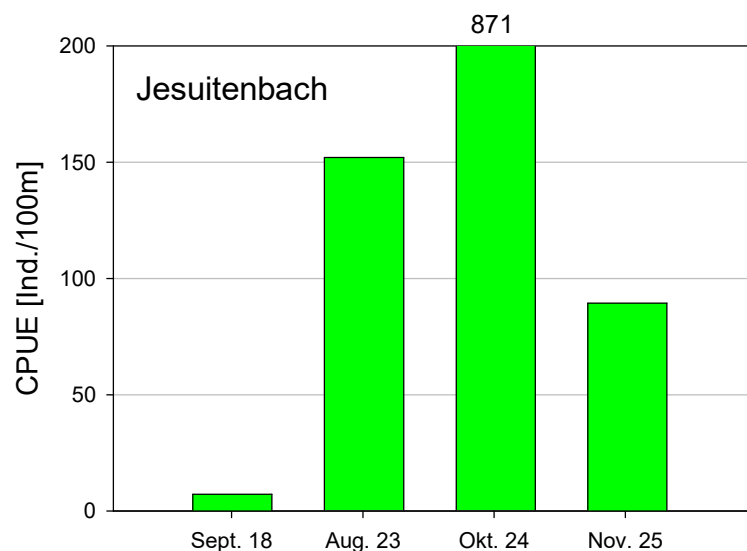


Abbildung 21: CPUE des Hundsfisches im Jesuitenbach bei Befischungen zwischen 2018 und 2025 mit identer Methodik. Nur Befischungsstrecken im Kernlebensraum des Hundsfisches berücksichtigt (Quellweiher und anschließender Rückstaubereich des Biberdamms).

Im August 2023 war eine sehr starke Kohorte an 0+ Individuen mit Totallängen zwischen 25 und 35 mm feststellbar, diese Altersklasse machte mehr als die Hälfte der gefangenen Hundsfische aus (Abbildung 22). Die größten Tiere waren 85 mm lang.

Im Oktober 2024 dürften die 0+ Individuen zwischen 35 und 45 mm Länge aufgewiesen haben. Diese Kohorte war nicht mehr dominant, sondern jene mit Totallängen um die 60 mm, wobei es sich um den 1+ Jahrgang gehandelt haben dürfte. Dies entspricht den von Wanzenböck (1995) angegebenen Wachstumsraten. Die größten 2024 gefangenen Hundsfische wiesen eine Totallänge von 75 mm auf.

Bei der deutlich umfangreicheren Befischung im November 2025 waren Hundsfische mit Längen bis 90 mm nachweisbar. Der Jungfischanteil war wie im Vorjahr eher gering.

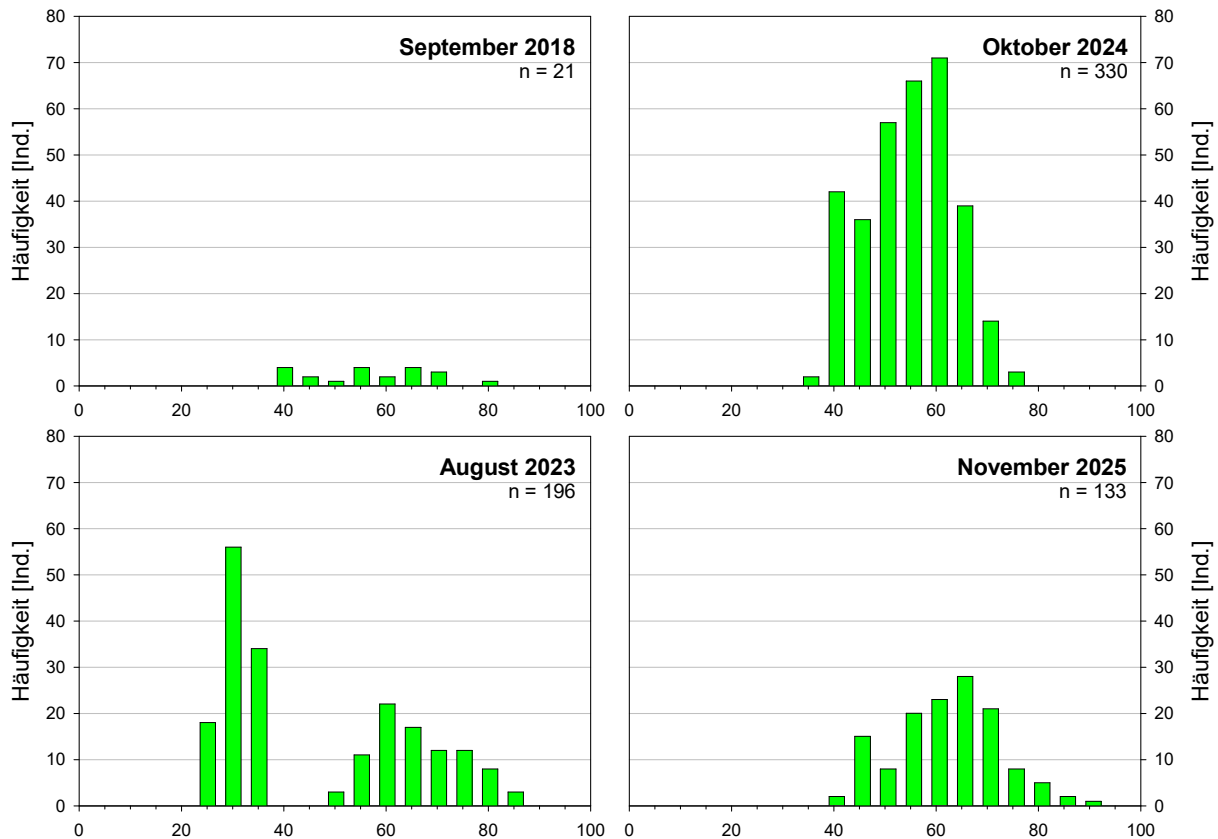


Abbildung 22: Längenfrequenzdiagramme des Hundsfischs im Jesuitenbach bei Erhebungen zwischen 2018 und 2025. Bei der Befischung im Oktober 2024 wurde nur eine Stichprobe von 330 Individuen vermessen (von 426 gefangenen Tieren).

4.2.2 Begleitfischfauna

Der Jesuitenbach weist eine deutlich geringere Diversität bezüglich der Fischarten auf als der Fadenbach. Bisher konnten dort zehn Fischarten nachgewiesen werden, wobei sich diese Angabe auf das gesamte System bezieht (Abbildung 6). Im vom Hundsfisch besiedelten Bereich wurden bisher fünf Fischarten festgestellt. Im Laufe der Jahre ist es zu Veränderungen gekommen. So waren in den 1990er-Jahren neben dem Hundsfisch noch Hecht, Koppe und einzelne Karpfen nachweisbar. Der Bestand letzterer Art war mit Sicherheit auf Besatz zurückzuführen, bzw. handelte es sich um „Teichflüchtlinge“. Eine Reproduktion dieser wärmeliebenden Art ist in diesem stark grundwassergeprägten Gewässersystem sehr unwahrscheinlich. Bei den jüngeren Aufnahmen war der Karpfen nicht mehr nachweisbar, dafür aber ab 2018 ein recht dichter Bestand des Rotauges. Stromab des Hundsfischvorkommens wurden in vier weiteren Befischungsstrecken zusätzlich Bachforelle, Elritze, Gründling, Aitel und Stichling nachgewiesen. Der Aitel kommt auch stromauf des Hundsfischvorkommens in einem mit dem Gewässer in Verbindung stehenden Privatteich vor. Die Begleitfischfauna unterscheidet sich somit deutlich von jener des Fadenbachs. Es handelt sich durchwegs um kälteliebende oder zumindest kältetolerante Arten. Unterhalb des Hundsfischvorkommens nimmt das Gewässer zusehends Fließgewässercharakter an und die

Arten Hundsfisch, Rotaugen und Hecht werden dementsprechend von Fließgewässerarten abgelöst. Wahrscheinlich sinkt im Längsverlauf durch vermehrte Grundwasserzutritte die Wassertemperatur noch weiter, was das Auftreten der Bachforelle erklären würde.

Tabelle 8: Übersicht über die bei unterschiedlichen Erhebungen im Jesuitenbach nachgewiesenen Fischarten. Daten aus Spindler & Wanzenböck, 1995; Jung et al., 2024 sowie aktuelle Befischungen). Farben geben die Strömungsgilde nach Zauner & Eberstaller, 2000 wieder: blau ... rheophil, grau ... oligorheophil, grün ... indifferent, rot ... limnophil. x ... im Bereich des Hundsfischvorkommens, (x) ... unterhalb bzw. oberhalb des Hundsfischvorkommens.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	FFH	1995	1996	2018	2023	2024	2025
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>							(x)
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	II	x	x	(x)			(x)
Gründling	<i>Gobio gobio</i>							(x)
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>			x				
Hecht	<i>Esox lucius</i>		x	x	x	x	x	x
Elritze	<i>Phoxinus sp.</i>				(x)			
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>				x	x	x	x
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>							(x)
Hundsfisch	<i>Umbra krameri</i>	II	x	x	x	x	x	x
Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>				(x)			
gesamt		2	3	4	3 (6)	3	3	3 (7)



Abbildung 23: Beifänge der Hundsfischerhebung im Jesuitenbach: Hecht und Rotaugen.

4.3 Gefangenschaftspopulationen

Insgesamt konnten 20 Personen bzw. Institutionen ausfindig gemacht werden, die Hundsfische pflegen bzw. pflegten. Die Herkunft der Tiere ist unterschiedlich, wobei insgesamt folgende vier Herkünfte unterschieden werden können:

- Fadenbach – vier (möglicherweise fünf) Populationen
- Fadenbach & Jesuitenbach (Moosbrunn) – zwei Populationen
- Ungarn – fünf Populationen
- Kroatische Mur-Drau-Donauauen – zwei Populationen

Die meisten Gefangenschaftspopulationen werden in künstlichen Gartenteichen gehalten, manche Besitzer pflegen zusätzlich auch Hundsfische (zumindest temporär) in Aquarien. Darüber hinaus existieren bzw. existierten allerdings auch angesiedelte Populationen in der freien Natur. Der Steirische Naturschutzbund versuchte die (Wieder-)Ansiedelung von Hundsfischen in den Raabauen und im Einzugsgebiet der Grenzmur (Herkunft kroatische Mur-Drau-Donauauen, pers. Mitt. O. Tiefenbach & B. Wieser). Weitere Wiederansiedelungsversuche gab es in der Lobau (www.lobaumuseum.wien/cms/der-hundsfischeine-fabelhafte-geschichte/; pers. Mit. M. Christ) und in einem Grabensystem im burgenländischen Hanság, wobei in beiden Fällen auf Nachzuchten aus dem Fadenbach zurückgegriffen wurde. Die meisten dieser Versuche waren nach derzeitigem Kenntnisstand wahrscheinlich nicht dauerhaft erfolgreich (Jung et al., 2024), wobei allerdings das Vorkommen im Hanság 2018 – mehr als 15 Jahre nach Besatz – noch nachweisbar war, nicht mehr hingegen 2023. Auch in der Suderlacke in der Lobau könnten noch Hundsfische vorkommen, dies wurde bisher nicht untersucht.

Mehrere der kontaktierten Personen berichteten von Problemen bei der Haltung von Hundsfischen bzw. sind zahlreiche Teichpopulationen inzwischen fast oder vollständig erloschen. Am häufigsten wurde berichtet, dass andere Fischarten in den Teich gelangten und daraufhin die Hundsfische stark zurückgingen oder vollständig verschwanden (v.a. Blaubandbärblinge und Goldfische). Weiters wurden auch das Ausbleiben von Reproduktion, Verenden während der Reproduktionsphase (möglicherweise Laichverhärtung), Unfälle bei der Teichpflege, Durchfrieren im Winter und Fraßdruck als Gründe für den Verlust von Gefangenschaftspopulationen angegeben. Andererseits dürften sich mehrere Teichpopulationen sehr gut entwickeln, wobei das Fehlen von Konkurrenzfischen, eine ausreichende Teichgröße und -tiefe (oft handelt es sich um Schwimmteiche) sowie eine ausreichende Erwärmung im Sommer (keine zu starke Beschattung) die wesentlichsten Faktoren hierfür sein dürften.

Für die genetischen Analysen wurden nur reine Fadenbach-Populationen herangezogen, die Mischpopulationen, welche von Tieren aus dem Fadenbach und dem Jesuitenbach abstammen, sowie jene, die mit Tieren aus anderen Ländern begründet wurden, wurden nicht berücksichtigt. Allerdings war im Vorfeld bei einer Population nicht klar, ob es sich um eine reine Fadenbach-Population oder eine Fadenbach-Jesuitenbach-Mischpopulation handelt, durch die populationsgenetischen Analysen konnte letzteres allerdings ausgeschlossen werden. Trotz sehr intensiver Recherche konnten nur vier (eventuell fünf) Gefangenschaftspopulationen ausfindig gemacht werden, die ausschließlich von Tieren aus dem Fadenbach abstammen. Auf diese wird nachfolgend detaillierter eingegangen.

Volksschulteich Engelhartzell

Die Population im Volksschulteich Engelhartzell (OÖ, Oberes Donautal) wurde von Gerald Zauner in den 1990er-Jahren mit Wildfängen aus dem Fadenbach (ca. ein Dutzend Tiere) begründet. Der Folienteich wies eine Fläche von ca. 60 m² auf. Die Ufer waren dicht mit Schilf, Seggen und Fieberklee bewachsen, die übrigen Bereiche mit Schwimmendem Laichkraut. Das Gewässer war zum Teil durch Bäume beschattet, welche auch zu einem hohen Laubeintrag führten.

Das Gewässer wurde 2007 im Rahmen eines Schulprojekts mittels Reusenbefischung untersucht, wobei die Fangzahlen auf einen recht guten Bestand hindeuteten. Im Jahr 2016 wurde festgestellt, dass offenbar Goldfische in das Gewässer besetzt worden waren. In den nachfolgenden Jahren wurden daraufhin Elektrobefischungen durchgeführt, zum einen um die Bestandsentwicklung des Hundsfischs zu dokumentieren und zum anderen, um die Goldfische zu entfernen, wobei letzteres nie vollständig gelang. Generell waren die Fangzahlen der Hundsfische durchwegs niedrig (Tabelle 9), was einerseits auf die geringe Populationsgröße und andererseits auf die schwierige Befischbarkeit des Gewässers zurückzuführen war. So war der Gartenteich bereits sehr stark verlandet bzw. mit Wasserpflanzen zugewachsen, wies jedoch im Mittelteil nach wie vor eine hohe Wassertiefe auf. Außerdem war die Leitfähigkeit mit 70-120 µS sehr gering, was die Wirksamkeit der Elektrofischerei einschränkte. Im Sommer 2025 wurde der Teich im Zuge von Umbauarbeiten der Volksschule aufgelassen. Vorher wurden sämtliche Fische geborgen, wofür mehrere Elektrobefischungen und eine über mehrere Wochen dauernde Reusenbefischung notwendig waren. Als Ersatz für den „Volksschulteich“ wurde auf dem Gelände der „Minidonau“ (Schauaquarium und -garten in Engelhartzell) ein neuer Teich angelegt.

Tabelle 9: Übersicht über Hundsfischfänge im Volksschulteich Engelhartzell.

Datum	Methode	Nachweise Hundsfisch
05.07.2007	Elektrobefischung	3 0+; 3 Adulte
Sommer 2015	keschern, Reusen	1 0+; 1 Adulte
16.07.2021	Elektrobefischung	4 Adulte
04.04.2024	Elektrobefischung	2 Adulte
Herbst 2024	Elektrobefischung	Nullfang
22.04.2025	Elektrobefischung	1 Juveniler, 3 Adulte
Frühjahr 2025	Reusen	5 Adulte

In Summe konnten im Jahr 2025 neun Hundsfische gefangen und Genproben entnommen werden. Vermessen wurden nur die im Rahmen der Elektrobefischung im Frühjahr 2025 gefangenen Tiere, wobei diese Längen zwischen 56 und 102 mm aufwiesen. Die Hundsfische wurden in einem Aquarium zwischengehalten und anschließend an den Nationalpark Donau-Auen übergeben (siehe Kapitel 4.5). Geplant ist, den als Ersatz angelegten „Minidonau“-Teich

wieder mit Nachzuchten des Nationalparks zu besetzen, sobald dieser einen ausreichenden Bewuchs mit Wasserpflanzen aufweist.

Teich Familie Wanzenböck, Pottenstein

Die Population im Gartenteich der Familie Wanzenböck in Pottenstein (NÖ, Triestingtal) wurde von Josef Wanzenböck in den 1990er-Jahren mit Wildfängen aus dem Fadenbach begründet. Der Betonteich weist eine Fläche von etwa 12 m² und eine Tiefe von 1 m auf. Im Gewässer finden sich Fadenalgen, Seerosen und einige Röhrliche in Pflanzkörben.



Abbildung 24: Links: Gartenteich der Familie Wanzenböck in Pottenstein. Der linke, flachere Teil wurde später angelegt, ist nicht mit dem anderen Teil verbunden und weist nur einen geringen Hundsfischbestand auf, der auf das unbeabsichtigte Verschleppen von Laich zurückgeht. Rechts: Vermessen der gefangenen Hundsfische (© J. Wanzenböck).

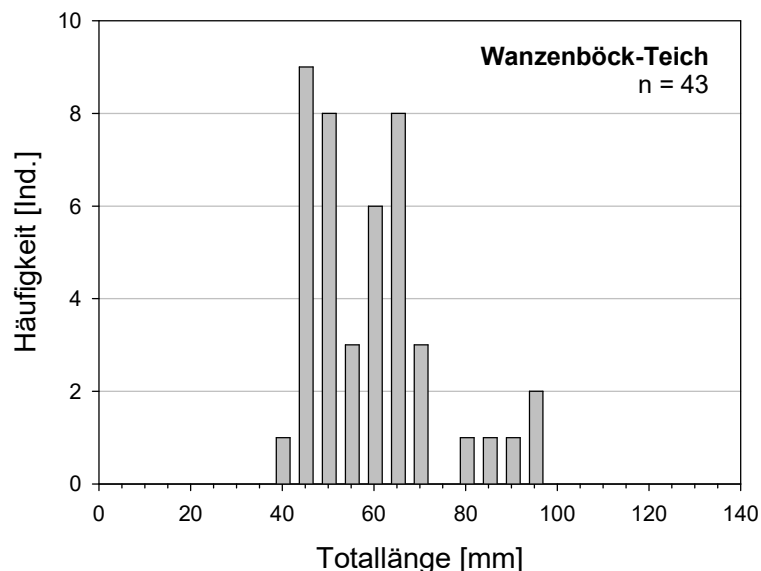


Abbildung 25: Längenfrequenzdiagramm des Hundsfisches im Gartenteich der Familie Wanzenböck in Pottenstein.

Der Bestand war zwischenzeitlich in einem strengen Winter erloschen, da aber ein Teil der Tiere in Aquarien gehalten wurde, konnte er neu begründet werden, wenngleich mit einer recht geringen Zahl an Elterntieren. Die Bestandsdichte schwankt über die Jahre recht stark und die Reproduktion ist in der Regel dann am erfolgreichsten, wenn nicht mehr viele Elterntiere im

Teich vorhanden sind, da ansonsten der Nachwuchs durch Kannibalismus stark dezimiert wird.

Im Rahmen der Elektrofischung am 21.4.2025 konnten mittels zweier Durchgänge insgesamt 43 Hundsfische gefangen werden. Als Gesamtpopulationsgröße (Bestandsberechnung nach Seber & LeCren (1967)) errechnet sich daraus ein Wert von insgesamt 56 Tieren. Die Tiere wiesen Totallängen zwischen 44 und 99 mm auf (Abbildung 25). Von 31 der gefangenen Tiere wurden Genproben genommen.

Bestand von Reinhard Pekny, Göstling

Der Hundsfischbestand von Reinhard Pekny in Göstling (NÖ) geht auf Nachzuchten von Anton Klein zurück. Der Besitzer erhielt die Tiere als „Fadenbach-Hundsfische“, wobei Anton Klein auch Tiere aus dem Jesuitenbach hielt und daher im Vorfeld nicht mit absoluter Sicherheit davon ausgegangen werden konnte, dass die Fische reine Nachkommen aus dem Fadenbach sind. Reinhard Pekny hält Hundsfische in zwei überdachten, aufgeständerten Außenbecken aus Folie und in einem Aquarium, wobei Tiere regelmäßig zwischen den drei Becken getauscht werden. Nachzuchten von Reinhard Pekny wurden für das oben bereits erwähnte Wiederansiedlungsprojekt im burgenländischen Hanság verwendet.

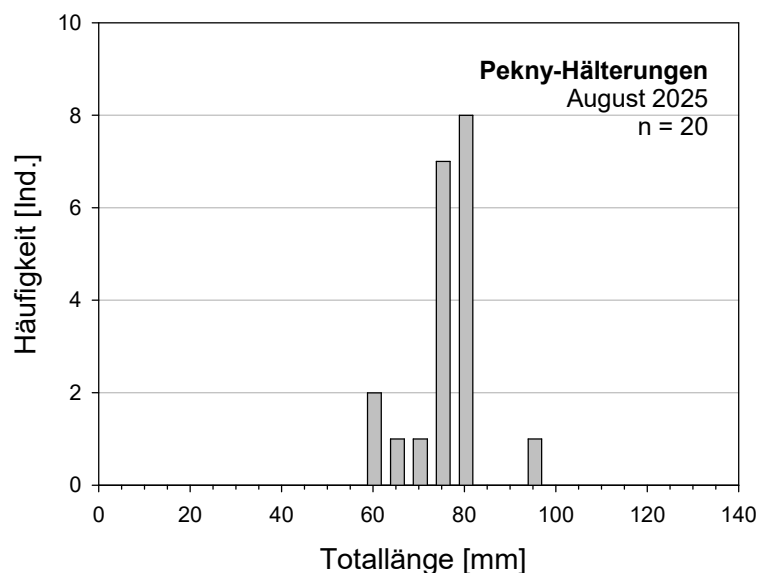


Abbildung 26: Längenfrequenzdiagramm der Gefangenschaftspopulation von Reinhard Pekny.

Am 9.8.2025 wurden vom Autor gemeinsam mit dem Besitzer 20 Hundsfische aus den drei Becken gefangen und Proben für die genetischen Untersuchungen genommen. Die Hundsfische wiesen Totallängen zwischen 60 und 96 mm bei einer mittleren Länge von 77 mm auf (Abbildung 26). Der Fang der benötigten 20 Hundsfische mittels Kescher gestaltete sich vergleichsweise schwierig. Wahrscheinlich umfasst der Gesamtbestand daher aktuell weniger als 50 Individuen, wobei 2025 keine Reproduktion stattfand.

Tiergarten Schönbrunn

Der Tiergarten Schönbrunn züchtet Fadenbach-Hundsfische nach, wobei überzählige Tiere zum Teil auch an Privatpersonen abgegeben werden. Für die nächsten Monate ist auch der Aufbau einer Zuchtpopulation von Jesuitenbach-Hundsfischen geplant. Der Zeitpunkt dafür erscheint insofern günstig, als einerseits im Tiergarten Schönbrunn hierfür Kapazitäten vorhanden sind und andererseits aufgrund der aktuellen Bestandssituation im Jesuitenbach eine Entnahme von Hundsfischen unproblematisch erscheint. Leiter des Nachzuchtprogramms ist Anton Weissenbacher, der innerhalb der European Association of Zoos and Aquaria (EAZA) auch Zuchtbuchleiter für *Umbra krameri* ist.

Im Dezember 2024 wurden von Mitarbeitern des Tiergartens 20 Proben für die populationsgenetischen Analysen entnommen und direkt an die Universität Graz übermittelt. Die beprobte Teilpopulation geht auf 50 Wildfänge aus dem Fadenbach zurück, die im April 2013 von der Nationalparkverwaltung an den Tiergarten Schönbrunn übergeben worden waren.

Bestand von Erhard Kraus, NÖ

Der Hundsfischbestand im Gartenteich von Erhard Kraus (Melktal, NÖ) geht auf Nachzuchten von Anton Klein zurück. Erhard Kraus war wesentlich am Wiederansiedelungsprojekt im burgenländischen Hanság beteiligt. Der derzeitige Bestand dürfte nach Angaben des Besitzers recht klein sein, da der Gartenteich auch von Konkurrenzfischarten besiedelt ist. Der Besitzer pflegt auch Hundsfische aus Ungarn in Aquarien. Eventuell sollte überprüft werden, ob der Gartenteich-Bestand noch vorhanden ist und falls ja, eine genetische Untersuchung der Hundsfische erfolgen. Falls es sich um reine Fadenbach-Fische handelt, kann die Population bei der weiteren Nachzucht mitberücksichtigt werden.

4.4 Populationsgenetik

Von den ursprünglich 161 Abstrichproben konnten für 159 Proben weiter verwertbare Mikrosatellitenprofile ermittelt werden. Nur bei zwei Proben aus dem Zoo Schönbrunn war der PCR-Erfolg zu gering um diese Proben auch weiter in die populationsgenetischen Analysen zu inkludieren. Tabelle 10 gibt einen Überblick über die genetische Diversität an den untersuchten Mikrosatellitenloci in den untersuchten Hundsfischpopulationen. Nach Korrektur für multiples Testen waren H_O und H_E in keinem Fall signifikant unterschiedlich voneinander. Der Inzuchtkoeffizient F_{IS} war in keiner Population signifikant (Tabelle 11).

Tabelle 10: Genetische Diversität an den untersuchten Mikrosatellitenloci in den untersuchten Hundsfischpopulationen.

Population		Locus								Durchschnitt (s.d.)
		UkrTet1	UkrTe3	UkrTet4	UkrTet5	UkrTet6	UkrTet7	UkrTet8	UkrTet9	
FB (N = 50)	N _A	6	11	3	3	2	5	3	9	5,250 (3,240)
	H _O	0,660	0,894	0,120	0,140	0,622	0,740	0,592	0,702	0,559 (0,280)
	H _E	0,792	0,881	0,115	0,200	0,505	0,678	0,670	0,779	0,578 (0,283)
JB (N = 31)	N _A	7	4	4	5	2	3	4	5	4,250 (1,488)
	H _O	0,774	0,483	0,290	0,400	0,179	0,355	0,677	0,733	0,486 (0,220)
	H _E	0,794	0,624	0,290	0,499	0,223	0,302	0,721	0,687	0,518 (0,221)
SB (N = 18)	N _A	3	6	1	1	2	3	2	2	2,500 (1,604)
	H _O	0,944	0,500	0,000	0,000	0,625	0,647	0,611	0,167	0,437 (0,343)
	H _E	0,675	0,610	0,000	0,000	0,508	0,533	0,475	0,157	0,370 (0,274)
PE (N = 20)	N _A	4	4	1	2	2	3	2	4	2,750 (1,165)
	H _O	0,750	0,700	0,000	0,350	0,091	0,500	0,500	0,750	0,455 (0,290)
	H _E	0,665	0,622	0,000	0,296	0,091	0,417	0,507	0,665	0,408 (0,258)
EZ (N = 9)	N _A	3	2	1	2	2	3	2	4	2,375 (0,916)
	H _O	0,667	0,222	0,000	0,556	0,429	0,375	0,556	0,889	0,461 (0,258)
	H _E	0,621	0,209	0,000	0,425	0,363	0,508	0,503	0,752	0,422 (0,236)
WB (N = 31)	N _A	6	5	4	2	2	3	2	4	3,500 (1,512)
	H _O	0,935	0,633	0,100	0,032	0,154	0,433	0,287	0,233	0,351 (0,304)
	H _E	0,756	0,615	0,098	0,032	0,145	0,481	0,355	0,292	0,347 (0,257)
Durchschnitt (s.d.)	N _A	4,833	5,333	2,333	2,500	2,000	3,332	2,500	4,667	3,438 (1,654)
Total (s.d.)	N _A	8	15	5	5	2	5	6	10	7,000 (4,000)

FB, Fadenbach; JB, Jesuitenbach; SB, Zoo Schönbrunn; PE, Teich Pekny; EZ, Teich Engelhartzell; WB, Teich Wanzenböck; N, Anzahl der in die Analysen inkludierten Individuen; N_A, Anzahl der Allele; H_O, beobachtete Heterozygosität; H_E, erwartete Heterozygosität

Tabelle 11: Inzuchtkoeffizient für die einzelnen Hundsfischpopulationen.

Population	F _{IS}	P (zufälliger F _{IS} ≥ beobachteter F _{IS})
Fadenbach	0,0009	0,532
Jesuitenbach	0,0356	0,263
Tiergarten Schönbrunn	-0,2222	0,987
Teich Pekny	-0,1287	0,960
Teich Engelhartzell	-0,1480	0,883
Teich Wanzenböck	-0,0762	0,891

Die populationsgenetische Differenzierung zwischen den einzelnen Populationen war in allen paarweisen Vergleichen signifikant und erstaunlich hoch (Tabelle 12). Dies gilt nicht nur für die beiden Freilandpopulationen, sondern auch für die Differenzierung zwischen den Gefangenschaftspopulationen und deren Ursprungspopulation aus dem Fadenbach. Die Structure-Ergebnisse sind damit konsistent. Die unterschiedlichen Methoden zur Ermittlung der Anzahl an genetischen Clustern K ergaben K = 2 (Abbildung 27). Wenn man eine höhere

Anzahl an genetischen Clustern annimmt, werden sukzessive die einzelnen Gefangenschaftspopulationen als distinkte Einheiten aufgelöst. Dies gilt auch für $K = 6$, was den sechs beprobten Populationen entsprechen sollte; hier wird allerdings die Ursprungspopulation aus dem Fadenbach nicht als eigener genetischer Cluster identifiziert. Konsistente Ergebnisse lieferte auch die PCA (Abbildung 29). Hier wurden entlang von PC1 die Jesuitenbachpopulation und die Fadenbachpopulation (inkl. der von ihr abstammenden Gefangenschaftspopulationen) ganz klar getrennt und als distinkte genetische Einheiten identifiziert. Die vier Gefangenschaftspopulationen resultieren ebenfalls als distinkte genetische Einheiten, überlappten aber in ihrer Gesamtheit vollständig mit der Wildpopulation aus dem Fadenbach.

Tabelle 12: Paarweise Populationsdifferenzierung (FSTs) zwischen den sechs beprobten Populationen, basierend auf acht Mikrosatelliten.

	FB	JB	SB	PE	EZ
JB	0,349				
SB	0,145	0,466			
PE	0,117	0,422	0,185		
EZ	0,130	0,378	0,256	0,265	
WB	0,173	0,486	0,191	0,292	0,277

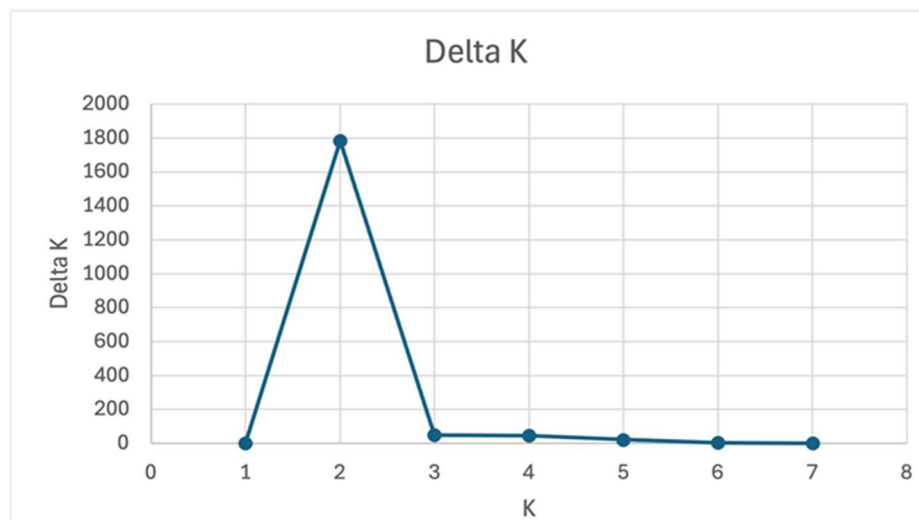


Abbildung 27: Anzahl der genetischen Cluster, ermittelt mittels DeltaK-Statistik (Evanno et al. 2005).

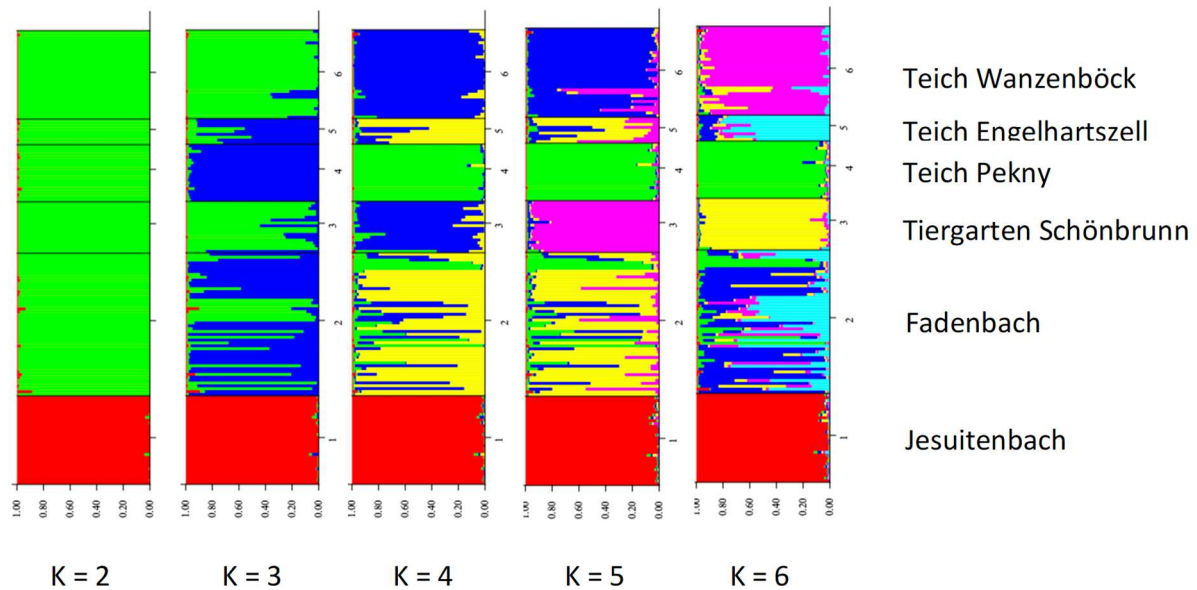


Abbildung 28: Individuelle Zuordnung der Proben zu den wahrscheinlichsten genetischen Clustern (unter den Annahmen $K = 2$ bis $K = 6$).

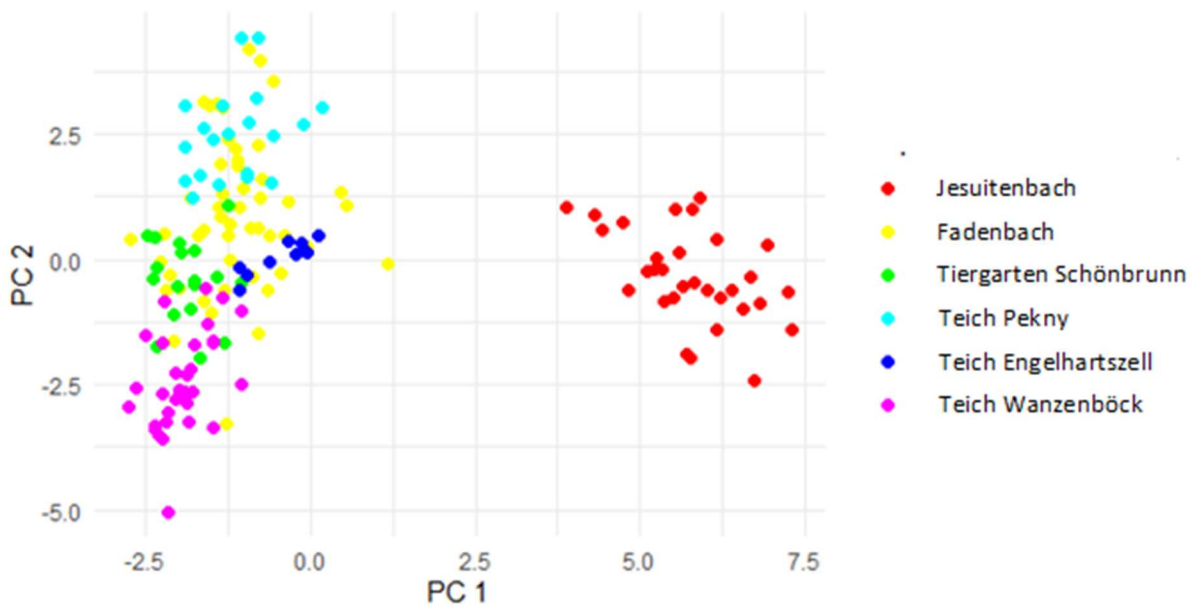


Abbildung 29: PCA (basierend auf acht Mikrosatelliten) der sechs beprobten Hundsfischpopulationen.

Die ermittelten effektiven Populationsgrößen (N_e) für die Populationen aus dem Fadenbach und Jesuitenbach waren 39,6 (95%CI 24,1-77,6) und 80,1 (95%CI 24,4-unendlich). Ein signifikanter Heterozygotenüberschuss, und somit ein Hinweis auf eine drastische rezente Reduktion von N_e , konnte nicht festgestellt werden ($p > 0,05$ für beide Wildpopulationen).

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Hundsfischpopulationen aus dem Fadenbach und dem Jesuitenbach genetisch klar voneinander getrennt sind. Diese klare Differenzierung weist darauf hin, dass zwischen beiden Populationen derzeit kein Genfluss stattfindet. Angesichts

der geographischen Distanz und der hydrologischen Gegebenheiten ist dieses Ergebnis erwartbar und entspricht den Befunden anderer Studien an europäischen Hundsfischpopulationen (vgl. Takács et al. 2015; Marić et al. 2017).

Auf den ersten Blick etwas überraschend ist hingegen, dass auch die vier untersuchten Gefangenschaftspopulationen signifikant voneinander sowie von der Ursprungspopulation im Fadenbach differenziert sind. Diese Differenzierung lässt sich vor allem durch Gründereffekte und genetische Drift erklären. Da die Besatzgruppen jeweils nur einen Teil der genetischen Diversität der Ursprungspopulation repräsentieren, gingen bereits bei der Gründung zufällig Allele verloren. In den kleinen Beständen der Gefangenschaftspopulationen verstärken sich durch genetische Drift diese Effekte über Generationen hinweg, was zu einer zunehmenden genetischen Divergenz zwischen den Populationen führt (Allendorf et al. 2013). Die genetischen Daten zeigen jedoch klar, dass alle Gefangenschaftspopulationen vom Fadenbach abstammen und keine Hinweise auf Einkreuzungen anderer Populationen vorliegen – ein entscheidender Befund für die Planung zukünftiger Erhaltungszuchtmaßnahmen.

Unsere Daten liefern keine Hinweise auf ausgeprägte Inzuchtprobleme, weder in den Wild- noch in den Gefangenschaftspopulationen. Die genetische Diversität ist insgesamt relativ hoch, wenngleich in den Gefangenschaftspopulationen deutlich geringer als in den beiden Wildpopulationen. Die genetische Diversität der beiden Freilandpopulationen ist ähnlich hoch wie in anderen europäischen Populationen der Art (Takács et al. 2015; Marić et al. 2017) und zeigt keine Hinweise auf einen drastischen rezenten genetischen Bottleneck. Im Vergleich zu den Daten von Marić et al. (2017) von vor ca. zehn Jahren konnte in der Fadenbachpopulation keine Abnahme der Heterozygotität festgestellt werden, sehr wohl aber in der Allelic Richness (vgl. Tabelle 12). Ein Populationseinbruch (Bottleneck) führt zu einem raschen Verlust seltener Allele, während die Heterozygotität vergleichsweise langsamer abnimmt, da sie in erster Linie von der Häufigkeit der Allele und weniger von deren bloßer Anzahl abhängt. Dadurch entsteht unmittelbar nach einem Bottleneck ein vorübergehendes Ungleichgewicht, bei dem die beobachtete Heterozygotität höher ist als die unter Mutations-Drift-Gleichgewicht erwartete. Dieses Phänomen wird als Heterozygotenüberschuss bezeichnet (Cornuet & Luikart 1996). Ein signifikanter Überschuss an Heterozygotie über mehrere Loci hinweg gilt dabei als Hinweis auf einen rezenten Bottleneck, bevor sich die Allelfrequenzen wieder stabilisieren (Cornuet & Luikart 1996). Somit deuten unsere Daten (im Vergleich zu Marić et al. 2017) auf eine rezente Verringerung der Populationsgröße im Fadenbach hin. Dieser Rückgang scheint allerdings nicht stark genug gewesen zu sein (oder die Anzahl an Loci zu gering) um mittels des Bottleneck-Tests detektiert werden zu können (Cornuet & Luikart 1996; Hoban et al. 2013).

Tabelle 13: Genetische Diversität der Fadenbachpopulation in dieser Studie und vor ca. zehn Jahren (Marić et al. 2017) basierend auf den gleichen sieben Mikrosatellitenloci.

Studie	N	A _r	H _o	H _E
diese Studie	50	3,56 ± 0,81	0,538	0,549
Marić et al. 2017	20	4,37 ± 0,88	0,523	0,500

N, Probenzahl; A_r, Allelic Richness; H_o, beobachtete Heterozygotität; H_E, erwartete Heterozygotität. Wurde mittels eines Rarefaction-Ansatzes (15 Proben – geringste Probenzahl in einer Population in Marić et al. 2017) in ADZE (Szpiech et al. 2008) berechnet.

Mit ermittelten effektiven Populationsgrößen N_e von 39,6 (95%CI 24,1-77,6) für den Fadenbach und 80,1 (95%CI 24,4-unendlich) für den Jesuitenbach sind diese beiden Hundsfischpopulationen als sehr klein anzusehen. Da das Konfidenzintervall für den Jesuitenbach auch unendlich einschließt, muss die Schätzung für diese Population mit Vorsicht betrachtet werden. Eine Erhöhung der Probenzahl (und/oder Anzahl an Loci) wäre für ein robusteres Ergebnis notwendig. Die effektive Populationsgröße ist einer der wichtigsten Parameter in der Populationsgenetik und Naturschutz-Biologie. Sie stellt die Größe einer idealisierten Population dar, die die gleiche Rate und Verlust von genetischer Diversität aufweist, wie die untersuchte Population. Sie ist ein Maß für die genetische Diversität in einer Population/Art und ein aussagekräftigerer Parameter über die Überlebensfähigkeit einer Population oder Art als die tatsächliche Anzahl an Individuen in einer Population oder Art. Üblicherweise ist N_e deutlich geringer als die tatsächliche Anzahl an Individuen in einer Population/Art (Frankham 1995). Ein Vergleich der von uns ermittelten N_e für die beiden Hundsfischpopulationen im Fadenbach und Jesuitenbach mit den üblichen Thresholds für N_e im Natur-/Artenschutz, z.B. der 50/500-Regel, lässt einige Rückschlüsse über die langfristige Überlebensfähigkeit dieser Vorkommen zu. Allgemein geht man davon aus, dass eine $N_e > 50$ notwendig ist um ein kurzfristiges Aussterben aufgrund von Inzuchtdepression zu verhindern, aber eine $N_e > 500$ vonnöten ist um langfristig das adaptive Potential, d.h. die Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen, zu erhalten (Franklin 1980). Über die allgemeine Anwendbarkeit dieser Regel besteht allerdings Uneinigkeit. Einige Wissenschaftler argumentieren, dass die 50/500-Regel nicht ausreichend sei und auf 100/1000 erhöht werden sollte (Frankham et al. 2014). Die effektive Populationsgröße der Hundsfische in den beiden Gewässern weist somit in jedem Fall auf eine unmittelbare Gefährdung hin (unter den gegenwärtigen Bedingungen). Auch aus populationsgenetischer Sicht wäre daher eine Verbesserung der Habitatqualität durch eine Sanierung der Grundwassersituation erforderlich, um die Wildpopulation zu vergrößern. Auf längere Sicht könnte damit auch eine Vergrößerung der effektiven (genetischen) Populationsgröße erreicht werden. Das langfristige Überleben des Bestands hängt wohl davon ab, dass die (effektive) Populationsgröße deutlich erhöht werden kann. Eine mögliche Strategie stellt auch das Einbringen einzelner Individuen aus anderen Populationen dar → genetic rescue-Effekt; Hedrick & Fredrickson 2010; Whiteley et al. 2015). Im Nationalpark wäre das Einbringen von

Individuen aus einer Fremdpopulation allerdings gegen die anderen naturschutzfachlichen Ziele abzuwägen. Aus aktueller Sicht besteht für die Fadenbachpopulation allerdings keine Notwendigkeit. Zudem wäre so eine Maßnahme auch nur sinnvoll, wenn eine ausreichende Habitatqualität sichergestellt ist.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die vier bestehenden Gefangenschaftspopulationen zusammen die gesamte genetische Diversität der Fadenbachpopulation abdecken. Für die Planung eines Erhaltungszuchtprogramms bedeutet dies, dass möglichst Individuen aus allen Gefangenschaftspopulationen berücksichtigt werden sollten, um die lokale genetische Variabilität optimal zu erhalten. Eine Kombination dieser Linien könnte zudem helfen, Inzucht zu minimieren und genetische Drift in zukünftigen Generationen zu reduzieren (Frankham et al. 2017).

Darüber hinaus sollten zukünftige Zuchtmaßnahmen engmaschig genetisch begleitet werden, um die Entwicklung der Diversität und die Inzuchtkoeffizienten zu überwachen. Ziel eines solchen genetischen Monitorings sollte sein, eine balancierte Repräsentation der Allelfrequenzen innerhalb der Zuchtpopulation sicherzustellen und den Verlust seltener Allele durch genetische Drift möglichst zu minimieren (Lacy 2013; Frankham et al. 2017).

4.5 Erstbesatz der Nachzuchtteiche

In einer am 5.8.2025 abgehaltenen Besprechung des Projektteams, in Rücksprache mit Anton Weissenbacher (Tiergarten Schönbrunn) sowie im Zuge eines Lokalausgleichs, wurde folgender Besatz der drei Teiche im Schloßpark Eckartsau (Abbildung 31) vereinbart:

- Hinterster (östlicher) Teich: 30-50 Wildfänge aus dem Fadenbach, Besatz 2025
- Mittlerer Teich: 30-50 Tiere von mehreren unterschiedlichen Gefangenschaftspopulationen, die mit Sicherheit ausschließlich auf Fadenbachtier zurückgehen, Besatz 2025
- Vorderer (westlicher) Teich: 30-50 Wildfänge aus dem Fadenbach, Besatz erfolgt zu einem späteren Zeitpunkt, evtl. mit Nachkommen aus dem hintersten Teich

Vorab wurde die Nahrungsverfügbarkeit in den noch recht frisch angelegten Teichen mittels Planktonnetz überprüft. Es konnte ein ausreichender Bestand an *Chaoborus*-Larven und Cladocera festgestellt werden.



Abbildung 30: Links: Einer der drei Nachzuchtteiche im Schlosspark Eckartsau im Herbst 2025. Rechts: Akklimatisieren der Hundsfische an Wassertemperatur und Leitfähigkeit der Teiche.



Abbildung 31: Erstbesatz der Teiche im Schlosspark Eckartsau.

Im Zuge der Fadenbach-Befischungen am 21. und 22. August 2025 wurden in den mittleren Teich sechs Hundsfische der Engelhartzell-Population und in den hinteren, östlichen Teich 47 Wildfänge aus dem Fadenbach besetzt, also sämtliche gefangenen Tiere. Die Altersstruktur der besetzten Hundsfische ist in Abbildung 7 ersichtlich. Von den 16 größeren Individuen wurden Proben für die populationsgenetische Untersuchung entnommen, wobei die Ergebnisse im gegenständlichen Bericht bereits berücksichtigt sind. Zusätzlich zu den Hundsfischen wurde in jeden Teich je eine Rotfeder aus dem Fadenbach besetzt um das Aufkommen von Wasserlinsen möglichst zu verhindern. Die Tiere wurden vor dem Aussetzen langsam an Temperatur und Leitfähigkeit der Teiche akklimatisiert (Abbildung 31), insbesondere auch, da zuvor beobachtet worden war, dass die Art empfindlicher auf Veränderungen der Wasserwerte reagiert als andere heimische Fischarten.

5 Diskussion

Sowohl die Ergebnisse der Elektrofischungen als auch die populationsgenetischen Untersuchungen belegen, dass die aktuelle Bestandssituation des Hundsfischs im Fadenbach als kritisch anzusehen ist. Das Vorkommen beschränkt sich aktuell auf den Bereich um Eckartsau und umfasst wahrscheinlich maximal wenige hundert Individuen (einschließlich Jungtiere). Eine ungünstige Kombination aus niedrigen Wasserständen und länger anhaltenden Frösten kann zu einem vollständigen Erlöschen der Hundsfischpopulation führen.

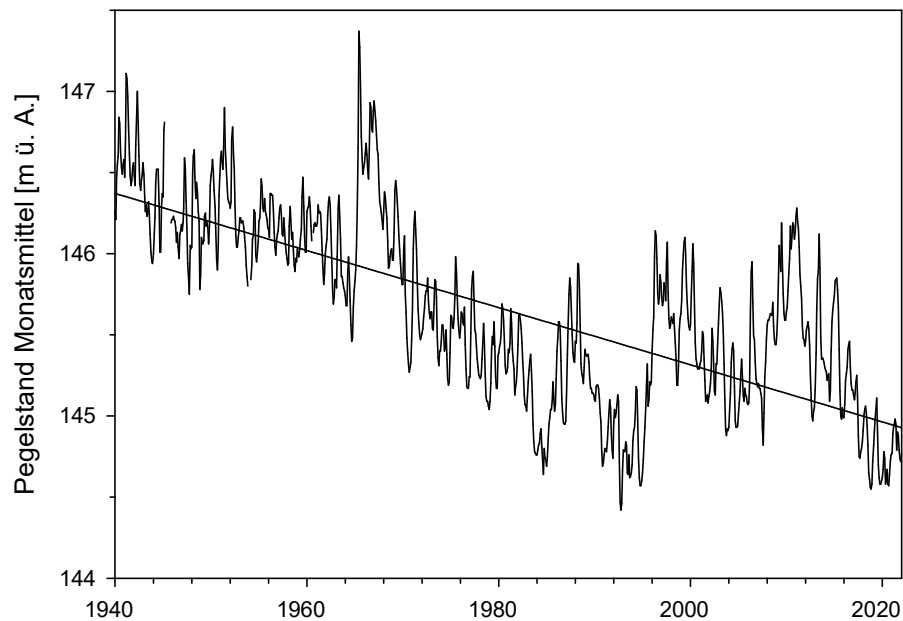


Abbildung 32: Entwicklung des Grundwasserstands in der Nähe des Fadenbachs in den letzten 80 Jahren. Datenquelle: <https://ehyd.gv.at/>; Pegel Orth a. d. D., HZB-Nr. 305011.

Der Hauptgrund für die ungünstige Bestandssituation ist in der Hydrologie des Fadenbachs zu suchen. Die sinkenden Grundwasserstände in diesem Gebiet (Abbildung 32) führen dazu, dass auch die Wasserstände im Fadenbach sinken und dieser immer öfter und über längere Zeiträume über weite Bereiche trocken fällt (Abbildung 33). Die Gründe liegen in einem Absinken der Grundwasserspiegel im Marchfeld (aufgrund von Drainagierungen, starker landwirtschaftlicher Nutzung sowie Veränderungen von Niederschlagsmenge und Evapotranspiration durch den Klimawandel) und der Eintiefung der Donausohle aufgrund des Geschiebedefizits, was auch das donaunahe Grundwasser beeinflusst. Weiters wirkt sich wahrscheinlich auch die Sanierung des Marchfelddamms (einschließlich der Dichtwand und landseitigen Druckentspannung) negativ auf die Grundwasserentwicklung aus. Zwar wurden als Gegenmaßnahme im Längsverlauf des Fadenbachs sogenannte Überlebenstümpel in Form von Vertiefungen angelegt, diese reichen aber offenbar nicht aus, um den Hundsfischbestand zu stabilisieren (Abbildung 34, links).

Als weitere Maßnahme erfolgt seit der Sanierung des Marchfelddamms eine Dotation des Fadenbachs über das Orther Siel (Abbildung 34, rechts) aus einem bei höheren Abflüssen mit der Donau in Verbindung stehenden Altarmsystem. Die Dotation beginnt bei einem Wasserstand der Donau von ca. MW +0,5 m (entspricht am Pegel Wildungsmauer ca. 350 cm), bei zu hohen Wasserständen wird das Siel wieder geschlossen. Wie die Befischungsergebnisse zeigen, gelangen dadurch zahlreiche Donaufischarten in den Fadenbach bzw. auch Neozoen wie Sonnenbarsch und Blaubandbärbling. Dadurch sind jedenfalls negative Auswirkungen auf den Hundsfisch und die anderen limnophilen Fischarten bis hin zu Amphibienarten zu erwarten. Diese Arten sind an die Habitatbedingungen am Rand des Fluss-Au-Systems angepasst, welcher nur im Zuge großer Hochwässer überflutet wird.



Abbildung 33: Der Fadenbach bei Niedrigwasser am 26.10.2025. Rechts: „Freibad Eckartsau“, links: trocken gefallener Bereich oberhalb des „Freibads Eckartstau“.

Insbesondere der Hundsfisch gilt als sehr konkurrenzschwach und kommt im Gebiet ausschließlich binnenseitig des Marchfelddamms vor. Nach Einschätzung des Erstautors ist diese Konkurrenzschwäche gegenüber anderen Fischarten wesentlich u.a. darauf zurückzuführen, dass die Art eine relativ enge Nahrungsnische aufweist und sich bevorzugt von größerem Zooplankton, Insekten-, Amphibien- und Fischlarven ernährt (eigene Aquarienbeobachtungen). Diese Nahrungsorganismen werden auch von zahlreichen Cyprinidenarten gefressen, diese können zusätzlich aber auch andere Nahrungsquellen wie kleines Zooplankton, benthische Invertebraten bis hin zu Wasserpflanzen nutzen, weshalb eine geringe Verfügbarkeit der oben genannten Nahrung nicht unbedingt limitierend auf deren Bestand wirkt. Neben Konkurrenzphänomenen durch einwandernde Fische sind durch die Dotation noch weitere negative Effekte zu erwarten, u. a. eine verstärkte Verlandung durch den Eintrag von Schwebstoffen sowie Auswirkungen auf Temperatur und Chemismus des Fadenbachs. Der vermehrte Schwebstoffeintrag führt zu einer verstärkten Verlandung des Fadenbachsystems. Ob dadurch auch direkte Auswirkungen auf die Hundsfischpopulation gegeben sind (z. B. Schädigung von Eiern und Larven) lässt sich kaum abschätzen. Es sei aber angemerkt, dass eigene Aquarienbeobachtungen zeigten, dass Hundsfische wesentlich empfindlicher auf Änderungen der Leitfähigkeit reagieren als andere heimische Fischarten.

Weiters handelt bzw. handelte es sich bei den beiden verbliebenen natürlichen Lebensräumen des Hundsfischs in Österreich – Jesuitenbach und Fadenbach - um Gewässer, die von einem starken Grundwasserzustrom geprägt sind bzw. waren. Dies stellt zumindest einen Hinweis darauf dar, dass die Art möglicherweise solche Habitats bevorzugt. Für die Wiederansiedelung im Hanság wurde daher ebenfalls ein Gewässer mit solcher Charakteristik ausgewählt. Vor diesem Hintergrund ist eine häufige (oder permanente) Dotation des Fadenbachs mit schwebstoffreichen Donauwasser besonders kritisch zu sehen, da dadurch diese Charakteristik verloren geht oder zumindest stark beeinträchtigt wird. Gleichzeitig ist durch die Dotation allerdings auch eine regelmäßige Vernetzung innerhalb des Fadenbach-Systems gegeben, was grundsätzlich auch positive Effekte erwarten lässt.

Im Gegensatz zum Hundsfisch erscheint die Bestandssituation des Schlammpeitzgers etwas günstiger zu sein und die Art ist sowohl innerhalb des Fadenbachs als auch bezogen auf den Nationalpark weiter verbreitet. Die Art ist noch besser an extreme Habitatbedingungen angepasst als der Hundsfisch, da sie die Austrocknung ihrer Wohngewässer im feuchten Schlamm vergraben überleben kann. Außerdem ist die Art mit einer Lebenserwartung von 20 Jahren viel langlebiger als der nur wenige Jahre erreichende Hundsfisch und scheint auch deutlich weniger anfällig auf Konkurrenzeffekte zu sein. Letzteres erklärt, warum der Schlammpeitzger auch die donauseitigen Augewässer des Nationalparks besiedelt.



Abbildung 34: Links: Der hier als „Überlebenstümpel 2“ bezeichnete, eingetiefte Abschnitt des Fadenbachs. Rechts: Orther Siel.

Ursache für die positive Bestandsentwicklung des Hundsfischs im Jesuitenbach könnten die Trockenphasen der vergangenen Jahre gewesen sein. Diese könnten – etwa bei winterlicher Sauerstoffverknappung – zu einer Reduktion der Begleitfischfauna geführt haben, was sich nach Wanzenböck & Spindler (1996) positiv auf den Hundsfischbestand auswirken kann. Im Gegensatz zum Fadenbach führten die Trockenphasen am Jesuitenbach nicht zu kritischen Habitatbedingungen für den grundsätzlich an Extrembedingungen angepassten Hundsfisch.



Abbildung 35: Links: Der Rückstaubereich dieses Biberdamms ist dicht vom Hundsfisch besiedelt. Rechts: Oberer Bereich des Grabens. Auch dieser Bereich ist vom Hundsfisch besiedelt.

Freilich können auch andere Ursachen für die beobachtete - und für die Art prinzipiell als typisch bekannte - Bestandsschwankung verantwortlich sein. So scheint das Vorkommen in Moosbrunn auch deutlich vom Einstau dieses Bereichs durch den Biber zu profitieren (Abbildung 35). Seit wann dieser im Gebiet vorkommt bzw. seit wann der Biberdamm existiert, der den Kernlebensraum des Hundsfischs rückstaut, ist nicht bekannt, weshalb nicht eingeschätzt werden kann, ob ein ursächlicher Zusammenhang mit der Zunahme der Hundsfischdichte besteht. Wahrscheinlich führte intraspezifische Konkurrenz dazu, dass der Fortpflanzungserfolg in den Jahren 2024 und 2025 geringer war und der Bestand sich wieder verringerte.

6 Empfehlungen für Maßnahmen zum Erhalt des Hundsfischs im Nationalpark

Für den langfristigen Erhalt des Hundsfischs im Fadenbach und somit im Nationalpark werden folgende Managementmaßnahmen empfohlen:

Anlage weiterer Überlebenstümpel

Die Anlage von Überlebenstümpeln zeigte bereits in der Vergangenheit Erfolge bzw. ist die Tatsache, dass der Hundsfisch noch im Fadenbach vorkommt, wahrscheinlich maßgeblich auf diese Überlebenstümpel sowie die Existenz des Freibads Eckartsau zurückzuführen. Die im Rahmen des Projekts PonDiversity ohnehin vorgesehene Schaffung von weiteren Überlebenstümpeln erscheint unter den momentanen Rahmenbedingungen sinnvoll bzw. prioritär notwendig.

Möglichst seltene Dotation aus der Donau

Die Dotation des Fadenbachs mit Wasser aus der Donau stellt eine Notmaßnahme dar, die ein hohes Risiko für den Fortbestand des Hundsfischs birgt. Sie sollte daher auf ein notwendiges Maß im Sinne einer möglichst seltenen Öffnung des Siels reduziert werden. Eine Dotation ohne die beschriebenen Nachteile (Eintrag von Fischen und Feinsedimenten) erscheint technisch kaum möglich. Langfristig sollten daher alternative Wege zur Gewährleistung eines ausreichenden Wasserstands angedacht werden.

Sanierung des Grundwasserstands

Die wichtigste Erhaltungsmaßnahme für den Hundsfisch im Nationalpark ist die Sanierung des Grundwasserstands im Nahbereich des Fadenbachs. Die Optimierung von Entnahmen für landwirtschaftliche Zwecke könnte zu einer Verbesserung der Situation beitragen (z. B. tageszeitliche Optimierung). Streng genommen wäre zumindest jede Erweiterung oder Neubewilligung von Grundwasserentnahmen in Hinblick auf Auswirkungen auf FFH-Schutzgüter des Fadenbachs zu prüfen. Weiters ist letztlich auch eine entsprechende Sanierung der Sohlage der Donau erforderlich. Eventuell kann auch über den Marchfeldkanal, der unter anderem zur Grundwasseranreicherung errichtet wurde, der Grundwasserstand im Bereich des Fadenbachs beeinflusst werden. Fundierte Aussagen zu dieser Thematik können allerdings nur im Rahmen einer interdisziplinären Studie getroffen werden, da die Grundwassersituation von zahlreichen unterschiedlichen Faktoren beeinflusst wird.

Für die ex situ-Teichpopulationen in Eckartsau wird folgendes Management empfohlen:

Zuchttümpel der autochthonen Population

In den beiden angelegten Zuchttümpeln 1 und 3 bzw. der westliche und östliche Zuchttümpel sollen ausschließlich Individuen der Wildpopulation eingebracht werden. Aus dem derzeit besetzten, östlichen Zuchttümpel können überschüssige Individuen entweder in den westlichen Zuchttümpel eingebracht werden oder an Zuchten (Schönbrunn etc.) abgegeben werden. Im Falle, dass Individuen im Zuge von Monitorings etc. aus der Wildpopulation gewonnen werden, sollen diese in einen der beiden Zuchttümpel (West und Ost) eingebracht werden. Somit kann die Zucht in den Tümpel genetisch laufend aufgefrischt werden. Für den Zuchttümpel West, der derzeit noch nicht besetzt ist gilt, dass jedenfalls ausreichend Individuen (ca. 50) eingebracht werden.

Besatz des mittleren Teichs mit Individuen aus anderen Gefangenschaftspopulationen

Da in den mittleren Teich bisher nur die sechs Hundsfische aus dem Volksschulteich Engelhartzell eingesetzt wurden, sollten möglichst noch vor dem Winter 2025/26 zumindest einige adulte Hundsfische aus mindestens einer weiteren Gefangenschaftspopulation eingesetzt werden. Dies würde die Reproduktion im Frühjahr 2026 begünstigen und helfen, Inzuchteffekte zu vermeiden (siehe auch Kapitel 4.4). Weiters sollten mittelfristig Individuen aller aus dem Fadenbach stammenden Gefangenschaftspopulationen in diesen zusammengeführt werden. Überschüssige Individuen können an die jeweiligen Zuchten zur genetischen Auffrischung abgegeben werden. Eine Vermischung mit den anderen Nachzuchtteichen oder eine Stützung der Wildpopulation erscheint derzeit nicht sinnvoll.

Bombentrichter

In den der sogenannten Bombentrichter, ein 900 m² großer Tümpel, ebenfalls im Eckartsauer Schlosspark, der im Jahr 2024 entschlammt wurde, können ebenfalls überschüssige Individuen aus den Zuchttümpeln eingebracht werden. Weiters sollte eine Rotfeder zur Dezimierung des Wasserlinsenaufkommens eingesetzt werden.

Führen eines Zuchtbuchs

Die Dokumentation des Besatzes der Teiche sollte jedenfalls in Form eines Zuchtbuchs weitergeführt werden. Da Anton Weissenbacher innerhalb der European Association of Zoos and Aquaria Zuchtbuchleiter für *Umbra krameri* ist, wäre diesbezüglich die Zusammenarbeit mit dem Tiergarten Schönbrunn sinnvoll. Ähnlich wie in Schönbrunn, sollte die Nachzucht mit einem genetischen Monitoring begleitet werden, indem regelmäßig, im besten Fall jährlich,

Genproben entnommen werden (Methodik siehe Kapitel 3.4). Für den Fang von Hundsfischen in den Nachzuchtteichen ist der Einsatz von Kleinfischreusen am zweckmäßigsten.

Kein Stützbesatz für den Fadenbach

In den letzten Jahrzehnten wurden vermehrt Erfahrungen mit der Wiederansiedelung von (Klein-)fischarten gesammelt und zwar sowohl national als auch international. Stützbesatz, also Besatz in ein Gewässer mit einem vorhandenen Bestand, wird oftmals kritisch gesehen, da er in aller Regel wirkungslos ist und zahlreiche Risiken birgt (z. B. das Einschleppen von Krankheiten). Im gegenständlichen Fall erscheinen die Risiken zwar gering, nichtsdestotrotz wird empfohlen, keinen Stützbesatz mit nachgezüchteten Hundsfischen im Fadenbach durchzuführen. Nach Ansicht der Autoren sollten die bestehenden und im Zuge des gegenständlichen Projekts neu gegründeten ex situ-Populationen einerseits als Rückversicherung dienen, falls die Fadenbachpopulation vollständig aussterben sollte, andererseits könnten mit den Nachzuchten auch Wiederansiedelungsprojekte umgesetzt werden. Grundsätzlich sollte bei solchen Wiederansiedelungsversuchen immer auf die nächstgelegene Population zurückgegriffen werden. Beispielsweise wären für die Wiederansiedelung im Burgenland besser Tiere aus dem ungarischen Teil des Hanságs verwendet worden, insbesondere auch vor dem Hintergrund einer doch deutlichen genetischen Differenzierung.

Austausch von Individuen zwischen den bestehenden ex situ-Populationen

Auch wenn genetisch bisher keine Hinweise auf Inzuchteffekte der Gefangenschaftspopulationen nachweisbar waren, sollten zwischen diesen zukünftig einzelne Individuen ausgetauscht werden (siehe Kapitel 4.4). Eine Stützung der ex situ-Populationen mit Wildfängen aus dem Fadenbach erscheint unter den aktuellen Rahmenbedingungen hingegen eher weniger sinnvoll. Sollte es in den nächsten Jahren zu einer verstärkten Reproduktion und damit zu einer weitgehenden Erholung des Bestands kommen, sollte allerdings auch dies in Erwägung gezogen werden.

Wie in Kapitel 4.3 ausgeführt, wurde der Bestand im Volksschulteich Engelhartzell nach Eckartsau überführt, da das Gewässer entfernt und an anderer Stelle ein Ersatz angelegt wurde, wobei dieser Ersatzteich noch keine optimalen Habitatbedingungen aufweist. In den nächsten ein bis zwei Jahren sollte der neue Teich mit Nachzuchten aus Eckartsau besetzt und ebenfalls ein entsprechendes Management durchgeführt werden (Führen eines Zuchtbuchs, genetisches Monitoring, Austausch von Individuen).

Abgabe überschüssiger Individuen an private Züchter bzw. Aquarianer

In der Vergangenheit wurden teilweise überschüssige Individuen, insbesondere aus der Schönbrunner Zucht, an Aquarianer abgegeben. Durch die Abgabe erhoffte man sich, dass möglichst keine allochthonen Hundsfische (insbesondere amerikanische *Umbra*-Arten) in Umlauf gebracht werden, zumal diese häufig ausgesetzt werden. Sollte tatsächlich ausreichend Überschuss an Individuen bestehen, spricht nichts dagegen, diese Strategie wieder aufzunehmen. Besonders engagierte Privatpersonen können auch in das Nachzuchtprojekt mit aufgenommen werden. Am ehesten ist dies bei Teichbesitzern sinnvoll, wobei die Bereitschaft gegeben sein muss, nur Hundsfische und keine Konkurrenzfischarten zu halten und der Teich eine ausreichende Größe und Wassertiefe aufweisen muss (Dimensionen ähnlich wie bei den Nachzuchtteichen in Eckartsau). Diese Populationen sollten ebenfalls im Zuchtbuch und beim genetischen Monitoring integriert werden.

7 Literatur

Allendorf, F., Luikart, G., Aitken, S.N., (2013): Conservation and the Genetics of Populations (2nd ed.). Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ, USA.

Bănăduc, D., S. Marić, K. Cianfaglione, S. Afanasyev, D. Somogyi, K. Nyeste, L. Antal, J. Koščo, M. Čaleta, J. Wanzenböck, & A. Curtean-Bănăduc, (2022): Stepping Stone Wetlands, Last Sanctuaries for European Mudminnow: How Can the Human Impact, Climate Change, and Non-Native Species Drive a Fish to the Edge of Extinction? Sustainability 14: 13493.

Benesch, A., (2004): Wiedereinbürgerung Hundsfisch (*Umbra krameri* W.) im österreichischen Teil des Hanság/Burgenland. Österreichs Fischerei 57: 161–165.

Benesch, A., (2008): Wiedereinbürgerung Hundsfisch (*Umbra krameri* W.) Hanság - Burgenland. Schlussbericht.

Benjamini, Y. & Hochberg, Y., (1995): Controlling the false Discovery rate: a practical and powerful approach for multiple testing. Journal of the Royal Statistical Society. Series B 57, 289-300.

Cornuet, J.-M., Luikart, G. (1996): Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. Genetics 144, 2001-2014.

Do, C., Waples, R.S., Peel, D., Macbeth, G.M., Tillett, B.J. & Ovenden, J.R., (2014): NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (N_e) from genetic data. Molecular Ecology Resources 14: 209-214.

Evanno, G., Regnaut, S. & Goudet, J., (2005): Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. Molecular Ecology 14, 2611-2620.

Excoffier, L. & Lischer, H.E., (2010): Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. Molecular Ecology Resources 10, 564-567.

Falush, D., Stephens, M. & Pritchard, J.K., (2003): Inference of population structure: extensions to linked loci and correlated allele frequencies. Genetics 164, 1567-1587.

Frankham, R., (1995): Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. Genetical Research 66: 95–107.

Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A. & McInnes, K.H., (2017): Genetic Management of Fragmented Animal and Plant Populations. Oxford University Press, Oxford, UK.

- Frankham, R., Bradshaw, C.J.A. & Brooks, B.W., (2014): Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* 170: 56-63.
- Franklin, I.R., (1980): Evolutionary change in small populations. In: Soulé ME, Wilcox BA (eds), *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 135-149.
- Gilbert, K.J. & Whitlock, M.C., (2015): Evaluating methods for estimating local effective population size with and without migration. *Evolution* 69: 2154-2166.
- Hacker, R., (1983): Rote Liste gefährdeter Fische Österreichs (Pisces). Grüne Reihe des Lebensministeriums AS 2, Wien.
- Hedrick, P.W. & Fredrickson, R.J. (2010): Genetic rescue guidelines with examples from Mexican wolves and Florida panthers. *Conservation Genetics* 11: 615–626.
- Herzig-Straschil, B., (1994): Rote Liste gefährdeter Fische und Rundmäuler Österreichs. In: Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Graz: 75–77.
- Hoban, S.M., Gaggiotti, O.E. & Bertorelle, G. (2013): The number of markers and samples needed for detecting bottlenecks under realistic scenarios, with and without recovery: a simulation-based study. *Molecular Ecology* 22: 2444-2450.
- Jombart, T. & Ahmed, I. (2011): adegenet 1.3.1: New tools for the analysis of genome-wide SNP data. *Bioinformatics* 27: 3070-3071.
- Jombart, T., Devillard, S. & Balloux, F., (2010): Discriminant analysis of principal components: A new method for the analysis of genetically structured populations. *BMC Genetics* 11: 94.
- Jung, M., C. Ratschan, & G. Zauner, (2018): Kartierung der österreichischen Bestände der FFH-Arten 1145 *Misgurnus fossilis* und 2011 *Umbra krameri* als Grundlage für den Artikel 17-Bericht. I. A. Umweltbundesamt GmbH, Engelhartzell.
- Jung, M., C. Ratschan, U. Hammerschmied, & G. Zauner, (2024): FFH-RL Art. 11-Monitoring 2019-2024: Hundsfisch & Schlammpeitzger. I. A. Umweltbundesamt GmbH & BMK, Engelhartzell.
- Keckeis, H., & M. Sehr, (2014): Vorkommen und Verteilung des Hundsfisches (*Umbra krameri*, Walbaum, 1792) im Fadenbach im Bereich Mannsdorf an der Donau bis Witzelsdorf. Analyse der Bestandssituation, Vergesellschaftung mit anderen Fischarten und Habitatansprüche. Nationalpark Donau-Auen, Wien.

- Kopelman, N.M., Mayzel, J., Jakobsson, M., Rosenberg, N.A. & Mayrose, I. (2015): Clumpak: a program for identifying clustering models and packaging population structure inferences across *K*. *Molecular Ecology Resources* 15, 1179-1191.
- Lacy, R.C., (2013): Achieving true sustainability of zoo populations. *Zoo Biology* 32: 19–26.
- Lienhard, A. & Schäffer, S., (2019): Extracting the invisible: obtaining high quality DNA is a challenging task in small arthropods. *PeerJ* 7: e6753.
- Marić, S., Snoj, A., Sekulić, N., Krpo-Četković, J., Šanda, R. & Jojić, V. (2015): Genetic and morphological variability of the European mudminnow *Umbra krameri* (Teleostei, Umbridae) in Serbia and in Bosnia and Herzegovina, a basis for future conservation activities. *Journal of Fish Biology* 86: 1534-1548.
- Marić, S., Stanković, D., Šanda, R., Čaleta, M., Čolić, S., Šukalo, G. & Snoj, A., (2019): Genetic characterization of European mudminnow (*Umbra krameri*) populations from the Sava River system. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 420: 46.
- Marić, S., Stanković, D., Wanzenböck, J., Šanda, R., Erős, T., Takács, P., Specziár, A., Sekulić, N., Bănăduc, D., Čaleta, M., Trombitsky, I., Galambos, L., Sipos, S. & Snoj, A., (2017): Phylogeography and population genetics of the European mudminnow (*Umbra krameri*) with a time-calibrated phylogeny for the family Umbridae. *Hydrobiologia* 792: 151-168.
- Piry, S., Luikart, G. & Cornuet, J.-M., (1999): BOTTLENECK: A computer program for detecting recent reductions in the effective population size using allele frequency data. *Journal of Heredity* 90, 502-503.
- Pritchard, J.K., Stephens, M. & Donnelly, P., (2000): Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945-959.
- Seber, G. A. F., & E. D. LeCren, (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Animal. Ecol.* 36: 631–643.
- Spindler, T., & J. Wanzenböck, (1995): Der Hundsfisch, (*Umbra krameri* Walbaum, 1792), als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen. Arten- und Biotopschutzprogramm mit begleitender, wissenschaftlicher Forschung zur Erhaltung der meistgefährdeten Fischart Österreichs. Studie i. A. des BMUJF und des Amtes der NÖ Landesregierung.
- Spindler, T., (2006): Lebensraummanagement des Hundsfisches (*Umbra krameri*) im Unteren Fadenbach. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen Kreutthal Heft 11: 24.
- Szpiech, Z.A., Jakobsson, M. & Rosenberg, N.A., (2008): ADZE: a rarefaction approach for counting alleles private to combinations of populations. *Bioinformatics* 24: 2498-2504.

Takács, P., Erős, T., Specziár, A., Sály, P., Vitál, Z., Ferincz, Á., Molnár, T., Szabolcsi, Z., Bíró, P. & Csoma, E. (2015): Population genetic patterns of threatened European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in a fragmented landscape: Implication for conservation management. PLoS One 10: e0138640.

Van Oosterhout, C., Hutchinson, W.F., Wills, D.P. & Shipley, P. (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. Molecular Ecology Notes 4: 535-538.

Wanzenböck, J., & T. Spindler, (1994): Der Hundsfisch, (*Umbra krameri*), als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen. Arten- und Biotopschutzprogramm mit begleitender, wissenschaftlicher Forschung zur Erhaltung der meistgefährdeten Fischart Österreichs. 2. Zwischenbericht. Studie i. A. des BMUJF und des Amtes der NÖ Landesregierung.

Wanzenböck, J., & T. Spindler, (1995): Rediscovery of *Umbra krameri* Walbaum, 1792, in Austria and subsequent investigations (Pisces: Umbridae). Ann. Naturhist. Mus. Wien 97 B: 450–457.

Wanzenböck, J., & T. Spindler, (1996): Der Hundsfisch, *Umbra krameri*, als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen. Arten und Biotopschutzprogramm mit begleitender, wissenschaftlicher Forschung zur Erhaltung der meistgefährdeten Fischart Österreichs. 3. Zwischenbericht. Studie i. A. des BMUJF und des Amtes der NÖ Landesregierung.

Wanzenböck, J., (1995): Current knowledge on the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum 1792. Ann. Naturhist. Mus. Wien 97 B: 439–449.

Waples, R.S. & Do, C., (2010): Linkage disequilibrium estimates of contemporary Ne using highly variable genetic markers: a largely untapped resource for applied conservation and evolution. Evolutionary Applications 3: 244-262.

Weir, B. & Cockerham, C., (1984): Estimating F-statistics for the analysis of population structure. Evolution 38, 1358-1370.

Whiteley, A.R., Fitzpatrick, S.W., Funk, W.C. & Tallmon, D.A., (2015): Genetic rescue to the rescue. Trends in Ecology & Evolution 30: 42–49.

Winkler, K.A. & Weiss, S., (2009): Nine new tetranucleotide microsatellite DNA markers for the European mudminnow *Umbra krameri*. Conservation Genetics 10: 1155-1157.

Wolfram, G., V. Kasper, E. Sigmund, & G. Fürnweiger, (2022): Rote Liste gefährdeter Fische und Neunaugen des Burgenlandes. Studie i. A. des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 4, Wien.

Woschitz, G., (2006): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) in der Steiermark. I. A. d. Amtes d. Steiermärkischen Landesregierung, FA 10A und FA 13.