

Krebse und Libellen in den ländlichen Gebieten Wiens und das Potenzial von DNA-Barcoding-Methoden für deren Erfassung und Management

Projektteil B – Krebse



Titelfoto: Steinkrebs, einst häufiger Vertreter in unseren Gewässern. Foto: A. Hartmann.

Projekt im Rahmen des Österreichischen Programms für die ländliche Entwicklung 2014 – 2020
Projektdauer: 01.01.2020 – 31.12.2022

Mit Unterstützung von Land und Europäischer Union

AutorInnen:

Anne Hartmann, Dipl.-Ing. Dr. nat.techn.

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG)
anne.hartmann@boku.ac.at

Wolfram Graf, Assoc. Prof. Dr.

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG)
wolfram.graf@boku.ac.at

Iris Fischer, MSc.

Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien
iris.fischer@nhm-wien.ac.at

Victoria Kargl, MSc.

Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien
victoria.kargl@nhm-wien.ac.at

Priv.-Doz. Dr. Elisabeth Haring

Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien
elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at

Inhalt

Präambel	1
1. EINLEITUNG.....	1
1.1 Umwelt-DNA.....	2
1.2 Projektziele – Projektteil B Krebse	3
2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE	3
2.1 Allgemeine Beschreibung der Untersuchungsgebiete	3
2.1.1 Lobau	4
2.1.2 Lainzer Tiergarten.....	5
2.1.3 Wienerwald	5
3. ZIELARTEN	6
3.1 Der Steinkrebs <i>Austropotamobius torrentium</i>	6
3.2 Der Signalkrebs <i>Pacifastacus leniusculus</i>	8
3.3 Der Marmorkrebs <i>Procambarus virginalis</i>	8
3.4 Der Galizische Sumpfkrebs <i>Pontastacus leptodactylus</i>	9
4. FRAGESTELLUNGEN KREBSE	10
5. METHODE.....	11
5.1 Untersuchte Gewässer und Standorte	11
5.1.1 Fließgewässer im Wienerwald	11
5.1.2 Stillgewässer – Lobau und ausgewählte Teiche in Wien	13
5.2 Traditionelle Erhebung der Krebspopulationen	14
5.2.1 Fließgewässer - Sichtungen und Handfang	14
5.2.2 Stillgewässer - Reusenfang	15
5.3 Umwelt-DNA-Barcoding (environmental DNA Barcoding; eDNA Barcoding)	16
5.3.1 eDNA und Krebsgewebe Probennahme & Extraktion	17
5.3.2 Artspezifische eDNA-Primer für Krebse – Strategie.....	18
5.3.3 Artspezifische eDNA-Primer für Krebse – Etablierung und Auswahl.....	18

5.3.4	Polymerase-Kettenreaktion (polymerase chain reaction; PCR).....	19
5.3.5	Sequenzierung & Artbestimmung: Sequenzvergleiche via BLAST-Search	21
5.4	Vergleich traditionelle Erhebung vs. eDNA-Screening	21
5.5	Erhebung der Populationsstruktur eines Krebsbestandes	22
5.6	Bewertung des Zustandes der Krebsbestände	23
5.7	Erhebung hydromorphologischer Parameter	24
5.8	Erhebung des Isolationsgrades von Gewässern	24
6.	ERGEBNISSE.....	26
6.1	Fließgewässer - Erhebung Krebsbestandes mittels Begehung und Sichtung.....	26
6.2	Stillgewässer – Erhebung Krebsbestandes mittels Reusen und Handfang	30
6.3	Ergebnisse der eDNA-Analyse	30
6.4	Vergleich eDNA-Ergebnisse vs. traditionelle Erhebung	37
6.5	Probenahmezeitpunkt: eDNA-Ergebnisse im zeitlichen Verlauf.....	39
6.6	Obere Ausbreitungsgrenze im Gewässer	42
6.7	Populationsstruktur der Krebsbestände	42
6.7.1	Populationsstruktur <i>Austropotamobius torrentium</i>	42
6.7.2	Populationsstruktur <i>Pacifastacus leniusculus</i>	51
6.7.3	Arten der Stillgewässer	53
6.7.4	Geschlechterverteilung	54
6.8	Bewertung des Zustandes der Krebsbestände (<i>A. torrentium</i> , <i>P. leniusculus</i>)	54
6.9	Hydromorphologische Bewertung	57
6.9.1	Einfluss der Hydromorphologie auf die Krebspopulation.....	60
6.10	Isolationsgrad	64
6.11	Öffentlichkeitsarbeit.....	65
7.	DISKUSSION.....	66
7.1	eDNA-Analysen	66
7.1.1	Vergleich eDNA – traditionelle Erhebung	68
7.1.2	Zeitpunkt der Probenahme und der Detektionsrate mittels eDNA	70
7.1.3	Obere Ausbreitungsgrenze im Gewässer	71
7.2	Populationsdynamik	72

7.2.1	Populationsdichte.....	73
7.2.2	Populationsstruktur.....	73
7.3	Habitatqualität.....	78
7.4	Isolationsgrad, Schutz vor der Einwanderung invasiver Krebsarten.....	80
8.	RESÜMEE.....	82
8.1	eDNA-Barcoding und traditionelle Kartierung im Vergleich	82
8.2	Populationsstruktur und Bewertung der Populationen	83
8.3	Empfehlungen.....	85
9.	LITERATUR.....	86
10.	ANHANG.....	94
	Appendix 1: Protokoll Bestandserhebung Krebse.....	94
	Appendix 2: Protokoll ökomorphologische Kartierung.	95
	Appendix 3: Standorte mit mehrmaliger Begehung, inklusive Zubringer und Probenahmezeitpunkt.....	96
	Appendix 4: Standorte und Probenahmezeitpunkt für einmal begangene Bäche.	98
	Appendix 5: Standorte und Probenahmezeitpunkt für traditionelle Methode (Handfang & Sichtung; Reusenfang) sowie Vermerk bei Austrocknung.	100
	Appendix 6: Ergebnisse eDNA und Sichtungen (n.g = nicht getestet; k.S.= keine Sichtung; k.N. = kein eDNA- Nachweis.	104
	Appendix 7: Übersicht über die Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen des Projekts.	108

Präambel

Im Zuge der vorliegenden Studie wurden repräsentative fließende und stehende Gewässer in den ländlichen Gebieten Wiens auf Libellen und autochthone bzw. invasive Krebsarten untersucht. Ziel war es, DNA-Barcoding-Methoden zur routinemäßigen Erfassung von Krebs- und Libellenarten zu testen, auszubauen und deren Potenzial für unterschiedliche Anwendungszwecke zu bewerten. Die Evaluierung fand bei beiden Organismengruppen über den Vergleich mit traditionellen Erhebungen statt. Unter traditionellen Erhebungen sind Sichtungen und Handfang mittels Kescher und/oder Reuse zu verstehen.

Die aus dem Projekt resultierenden Ergebnisse werden in zwei Berichten zusammengefasst: Teil A behandelt Libellen und der vorliegende Bericht, Teil B, behandelt Krebse. Auch wenn sich durch diese Aufteilung Redundanzen in den Berichten nicht vermeiden ließen, erschien diese Vorgangsweise sinnvoll, um Übersichtlichkeit zu wahren.

1. EINLEITUNG

Der kontinuierliche Rückgang der biologischen Vielfalt ist eine der größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts. Binnengewässer sowie ihre angrenzenden Auen sind Hotspots der biologischen Vielfalt und zählen gleichzeitig zu den weltweit am stärksten bedrohten Ökosystemen. Die darin auftretenden Lebensgemeinschaften geraten durch Klimawandel und anthropogen bedingte Veränderungen immer mehr unter Druck, wodurch die Anzahl bedrohter Arten zunehmend ansteigt. Für Libellen und Krebse können der Verlust und die Fragmentierung aquatischer Lebensräume, deren Exposition gegenüber Chemikalien und Pestiziden sowie der Einfluss invasiver Arten und die Verbreitung eingeschleppter Krankheitserreger als Hauptgefährdungsursachen genannt werden. Süßwasserkrebse gehören zu den am stärksten bedrohten Tiergruppen in mitteleuropäischen Süßgewässern, da zwei der drei heimischen Arten unter der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG gelistet sind. Von den in Österreich vorkommenden 78 Libellenarten sind 2/3 in Gefährdungskategorien der Roten Liste Österreichs angeführt (siehe Projektteil A Libellen).

Ein effektives Management, sowohl von (gefährdeten) einheimischen, als auch von invasiven Arten, erfordert Kenntnisse über deren Verbreitung und den Zustand der Populationen. Bestehende

Populationen müssen überwacht und neue frühzeitig entdeckt werden. Ebenso sind aktuelle und umfassende Daten zu ausgewählten Indikatorgruppen entscheidend für eine Beurteilung des gewässerökologischen Zustands eines Gewässers.

Zusätzlich zu den traditionellen Methoden (bei Krebsen Handfang und/oder Reuse) finden molekulargenetische Methoden wie Umwelt-DNA-Barcoding als sensitives, nicht invasives Instrument für das Monitoring aquatischer Organismen vermehrt Anwendung.

1.1 Umwelt-DNA

Mit aus Wasser extrahierter Umwelt-DNA („environmental DNA“, eDNA) können entweder einzelne Arten oder – über „next generation sequencing“ (NGS)-Methoden – ganze Artengemeinschaften („Metabarcoding“) detektiert werden. Insbesondere für Fische und Amphibien ist die Methode des Metabarcodings bereits weit fortgeschritten und erlaubt über die Analyse von Wasserproben die Erfassung ganzer Zönosen/Artenspektren, wobei sogenannte „universelle“ PCR-Primer eingesetzt werden, die bei einem breiten Artenspektrum funktionieren. Im Rahmen der vorliegenden Studie entschieden wir uns für einen artspezifischen Ansatz zur Detektion von sieben Krebsarten (sowie 14 Libellenarten, siehe Teil A). Dabei wurden artspezifische Primer entwickelt und eingesetzt. Diese binden im Optimalfall ausschließlich im Genom der jeweiligen Ziel-Art. Die Wahl der artspezifischen Methodik wurde gewählt, da es sich bei einem Großteil der gewählten Ziel-Arten um seltenere FFH-Arten handelt, welche an den untersuchten Gewässern vorwiegend nur in geringen Dichten zu erwarten waren. Die für NGS-Metabarcoding eingesetzten universellen Primer zeigen oft Defizite bei der Amplifikation von DNA bestimmter Taxa oder Taxon-Gruppen. Insbesondere seltene Arten sind oft stark unterrepräsentiert oder werden gänzlich übersehen, da ihre DNA im Vergleich zu anderen (häufigen) Spezies kaum bis gar nicht amplifiziert wird. Im Gegensatz zu den für den Nachweis von Fischen und Amphibien verwendeten mitochondriellen Markergenen (12S rRNA-Gen und 16S rRNA-Gen), weist das am meisten verwendete DNA-Barcoding-Gen, das mitochondrielle CO1-Gen (Cytochrom-c-Oxidase Untereinheit 1) als proteincodierendes Gen, aufgrund der Degeneration des genetischen Codes, keine langen, hoch konservierten Abschnitte auf, wie dies z. B. bei den rRNA-Genen der Fall ist (LEESE et al. 2020; BATOVSKA et al. 2021). Die Wahl geeigneter Bindungsstellen für universelle Primer ist daher im CO1-Gen stark eingeschränkt und der Einsatz universeller Primer kann zu unterschiedlich erfolgreicher PCR-Amplifikation verschiedener Arten führen. Abgesehen von möglichen Problemen mit universellen Primern beeinflussen weitere Faktoren wie Probennahme, Wahl des Zielgens, DNA-Polymerase sowie bioinformatische

Pipelines die Ergebnisse (COISSAC et al. 2012; ELBRECHT & LEESE 2015; LI et al. 2018; TABERLET et al. 2018; PEIXOTO et al. 2020).

1.2 Projektziele – Projektteil B Krebse

Im „Projektteil B Krebse“ konzentriert sich die Studie darauf, die Methode „eDNA-Barcoding“ zur Detektion von Krebsen in Wien zu testen und zu etablieren. Die Methode ist sowohl hinsichtlich Verbreitung heimischer (z. B. zur Detektion von Refugialzonen), als auch invasiver Krebsarten (z. B. Ausbreitung bzw. neue Einschleppungen) relevant. Letztere sind potenzielle Überträger der Krebspest und ihre zunehmende Verbreitung stellt eine ernsthafte Bedrohung für autochthone Arten dar. Innerhalb dieser Studie wurde die Anwendbarkeit der eDNA-Barcoding-Methode im Vergleich zu herkömmlichen Kartierungsmethoden für die Erfassung von Krebsen untersucht und bewertet.

Zusätzlich wurden ökologische Parameter, Populationsgrößen und -strukturen erhoben. Um die spezifischen Habitatpräferenzen der verschiedenen Krebsarten zu identifizieren, wurden umfassende Untersuchungen zur Hydromorphologie der untersuchten Gewässer durchgeführt. Da in der Studie dem invasiven Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) besondere Aufmerksamkeit galt, wurden während der Gewässer-Begehungen Faktoren und Barrieren erfasst, die für die Ausbreitung dieser Art von Bedeutung sein können.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE

2.1 Allgemeine Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die im vorliegenden Projekt untersuchten Gewässer befinden sich in den ländlichen Gebieten Wiens („LE-Gebiete“). Dies sind definierte Areale, die dem Förderprogramm „Ländliche Entwicklung“ der Europäischen Union unterliegen, welches als zentraler Bestandteil der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik darauf abzielt, den ländlichen Raum als Lebens-, Wirtschafts- und Erholungsraum ökologisch, wirtschaftlich und sozial aktiv zu gestalten. Im Folgenden werden die drei Gebiete, in welchen sich die repräsentativen Gewässer des Projekts befinden, kurz charakterisiert: Die Lobau, der Lainzer Tiergarten und der Wienerwald.

2.1.1 Lobau

Die Lobau ist ein nördlich der Donau gelegener Teil des Nationalparks Donauauen, der sich zum Großteil innerhalb Wiens, teilweise in Niederösterreich befindet und der sich am linken Donauufer auf einer Fläche von 2.300 ha erstreckt (LAZOWSKI et al. 2011). Die im Rahmen der Studie durchgeführten Erhebungen beschränkten sich auf den Wiener Teil des Nationalparks.

Der Wiener Donauabschnitt ist als verzweigter Fluss mit hoher hydrologischer und morphologischer Dynamik, überwiegend mikro- und mesolithischen Sedimenten und einem glazialen hydrologischen Regime zu klassifizieren (HOHENSINNER et al. 2008a, GRAF & CHOVANEC 2016).

Die Uferlinien und die Auenlandschaft der Lobau wurden in der Vergangenheit durch ausgewogene Erosions- und Sedimentationsprozesse ständig umgestaltet. Die Neubildung und Abtrennung von Mäandern führte gleichzeitig zur Schaffung neuer Lebensräume und zur Umwandlung bestehender Lebensräume (HOHENSINNER et al. 2008b). Die heutige Wiener Lobau ist der Rest dieser ursprünglich ausgedehnten dynamischen Auenlandschaft. Regulierungsmaßnahmen am Ende des 19. Jahrhunderts führten zu einer fast vollständigen Abkopplung des Gebietes vom Hauptstrom. Als einzige Verbindung zur Donau blieb der Schönauer Schlitz am stromabwärts gelegenen Ende der Lobau, durch welche Hochwasser entgegen der Fließrichtung der Donau, also rückstauend, in die Aue gelangen kann. Die zeitliche und räumliche Dynamik in diesem Auensystem wurde drastisch reduziert, und die bis dahin ausgeglichenen Erosions-Sedimentationsprozesse in der Flusslandschaft kamen zum Stillstand. Verlandungsprozesse, die den Lebensraum Lobau bis heute prägen, nahmen drastisch zu und führten zwischen 1938 und 2004 zu einem Verlust von über 30 % der Wasserflächen (HOHENSINNER et al. 2008b; BAART et al. 2012). Dauerhaft fließende Haupt- und Nebenarme wurden durch einseitig verbundene und isolierte Altarme ersetzt, die sich durch eine starke Sukzession auszeichnen (HOHENSINNER 2011). Während die Gewässerlandschaft in der Oberen Lobau durch eine sukzessionsbedingte starke Ausdehnung von Schilfflächen charakterisiert ist (RECKENDORFER et al. 2013a, b), leider die Untere Lobau zunehmend unter Austrocknung.

Für die Obere Lobau wurde der Ansatz gewählt, den derzeitigen Zustand des Gebietes durch gezielte Dotierungsmaßnahmen zu erhalten. Seit 2001 wird versucht, durch Dotation der derzeit negativen Entwicklung des Gebietes entgegenzuwirken bzw. diese zu verlangsamen bei gleichzeitiger Wahrung aller Nutzungsinteressen (u. a. Siedlungsraum, Naherholung, Trinkwassergewinnung). Die Dotation erfolgt jährlich zwischen 1. März bis 31. Oktober, bei welcher Wasser aus der Neuen und Alten Donau über das

Obere Mühlwasser in die Obere Lobau geleitet wird. Im Januar 2023 begannen die Bauarbeiten für eine zweite Dotationsleitung in die Obere Lobau. Die Dotationsmenge wird gemeinsam mit der bestehenden Dotation über das Mühlwasser bis zu maximal 1.500 l/s betragen. Durch die Dotierung über die Panozzalacke können, in Kombination mit der bestehenden Dotation über das Mühlwasser, große Teile der Oberen Lobau erreicht und mit ausreichenden Wassermengen versorgt werden. Darüber hinaus ist eine Verbesserung der Wasserqualität in der sehr nährstoffreichen Panozzalacke zu erwarten (<https://www.wien.gv.at/umwelt/gewaesser/lobau/>; aufgerufen am 15.01.2024).

Während der Beprobungszeit in den Jahren 2017, 2018 und 2020 lag die mittlere tägliche Dotationsmenge zwischen 164 und 226 l/s (pers. Mitteilung MA45). Konzepte für die Untere Lobau in Richtung Dynamisierung und Auenrevitalisierung werden seit Jahren diskutiert, (WEIGELHOFER et al. 2011), es gibt jedoch keine Dotierung.

2.1.2 Lainzer Tiergarten

Der Lainzer Tiergarten ist ein Naturschutz- und Erholungsgebiet im Westen der Stadt Wien. Das Gebiet umfasst eine Gesamtfläche von 2.450 Hektar, 79 % davon sind bewaldet. Der Lainzer Tiergarten liegt im Grenzgebiet zwischen pannonischem und ozeanischem Klima, daher kommt es zwischen dem östlichen und dem westlichen Bereich zu wesentlichen Temperaturunterschieden. Geologisch betrachtet liegt das Areal in der Flyschzone, für die zahlreiche Bäche und Gräben charakteristisch sind (STADT WIEN 2022). An Hängen kommt es durch häufige Pseudogley-Vorkommen immer wieder zu Vernässungen und Quellaustritten (KÖBL 2017). Mit der Anerkennung des Biosphärenparks Wienerwald durch die United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO) im Jahr 2005 wurde der Lainzer Tiergarten Teil desselben und der Johannser Kogel wurde als Kernzone ausgewiesen. Seit 2008 ist der Lainzer Tiergarten auch Europaschutzgebiet und gehört somit zum europäischen Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 (STADT WIEN 2022).

2.1.3 Wienerwald

Die im Rahmen der Studie untersuchten Bäche des Wienerwaldes liegen allesamt in der Ökoregion Alpen und sind der Bioregion „Flysch- und Sandstein-Voralpen“ (WIMMER et al. 2007) zuzuordnen. Die Gewässer Gütenbach, Reisenbergbach, Schreiberbach und Waldbach entspringen in der Bioregion „Flysch- und Sandstein-Voralpen“, deren untere Drittel fließen jedoch durch die Bioregion „Östliche Flach- und Hügelländer“. Alle Gewässer sind der biozönotischen Region des Epirhithrals zuzuordnen.

Wienerwaldbäche der Flyschzone zeichnen sich durch hohe Quelfähigkeit und geringe Infiltrationskapazität für Niederschlagswasser aus, wodurch rasch ansteigende Hochwasserwellen die Folge sind. Dadurch ist die Amplitude zwischen Mittelwasserabfluss und Hochwasserabfluss enorm hoch und die rasch ansteigenden Hochwässer führen zu Tiefenerosion und V-förmig eingeschnittenen Tälern. Im Sommer kommt es durch stomatäre Transpirationsverluste zu Niederwasserabflüssen, trotz hoher Niederschläge steigen erst im Herbst die Abflusswerte wieder. Der Wasserchemismus ist durch den geologischen Untergrund geprägt und führt zu hohen Leitfähigkeitswerten (500 – 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (LANG et al. 2007).

3. ZIELARTEN

Zielarten des Projekts sind alle bisher für Wien bekannten Flusskrebse. In Wien ist der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) gemäß OFENBÖCK & RIEGLER (2007) die einzige rezent vorkommende heimische Flusskrebse. Es liegen keine aktuellen Nachweise des Edelkrebse (*Astacus astacus*) vor, jedoch wird angenommen, dass er in früheren Zeiten die größeren Bäche in Wien besiedelte. Eine weitere Krebsart, die in Wien zu finden ist, ist der Galizische Sumpfkrebs (*Pontastacus leptodactylus*). Die Einordnung dieser Art als autochthon in Wien wird jedoch kontrovers diskutiert (PÖCKL & PEKNY 2002). Als invasive Arten sind der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), der Marmorkrebs (*Procambarus virginalis*) und der Kamberkreb (*Orconectes limosus*) bekannt. Letztere drei Arten gelten als potenzielle Überträger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) und sind somit durch ihre zunehmende Ausbreitung eine Gefahr für autochthone Krebsarten. Zusätzlich wurden für den in Wien nicht nachgewiesenen, aber in Teilen Österreichs heimischen Dohlenkreb (*Austropotamobius pallipes*) Primer entwickelt. Die in Wien vorkommenden Arten werden im Folgenden näher vorgestellt.

3.1 Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium*

Ein typischer Bewohner von Bachoberläufen in mittleren und tieferen Lagen ist der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* (SCHRANK 1803). In Wien ist sein Bestand heute auf wenige Restpopulationen in meist isolierten Gewässerläufen beschränkt. Dies sind vor allem jene Fließgewässer, die in ihren Mittelläufen in das Wiener Kanalsystem einmünden und keine direkte Anbindung mehr an die großen Vorfluter Wienfluss, Donau oder Liesing haben.



Abbildung 1: Ein Individuum des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) am Grünauerbach. Foto: W. Graf.

Der Steinkrebs wird als bedrohte Art betrachtet und in der "Roten Liste der Zehnfüßigen Krebse Österreichs" als stark gefährdet eingestuft (PRETZMANN 1994). Gemäß der Wiener Naturschutzverordnung ist der Steinkrebs streng geschützt, und es gibt einen Lebensraumschutz im gesamten Stadtgebiet. Entsprechend § 15 des Wiener Naturschutzgesetzes ist ein Arten- und Biotopschutzprogramm für diese prioritär bedeutende Art zu erstellen. Die Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (RL 92/43/EWG; Habitat-Richtlinien) stufen den Steinkrebs als "prioritäre Art" ein und listen ihn in Anhang II auf. Dies verpflichtet die EU-Mitgliedstaaten, besondere Schutzgebiete innerhalb des Natura-2000-Netzes auszuweisen, um den "günstigen Erhaltungszustand" dieser Art zu gewährleisten. Zudem ist der Steinkrebs in Anhang V angeführt, was sicherstellt, dass die Nutzung mit der Aufrechterhaltung des genannten "günstigen Erhaltungszustands" vereinbar ist (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1992). In der Roten Liste der IUCN wird der Steinkrebs als "data deficient" eingestuft, da er eine der am wenigsten untersuchten geschützten Arten in Europa ist (MAGUIRE et al. 2002; VLACH et al. 2009; FÜREDER et al. 2010).

Die meisten in Wien noch existierenden Steinkrebspopulationen sind in größtenteils isolierten Gewässerläufen anzutreffen. Das aktuelle Verbreitungsbild ist vor dem Hintergrund der seuchenepidemiologischen Eigenschaften der Krebspest, dem hohen Konkurrenzdruck durch den invasiven Signalkrebs und hydromorphologischer Charakteristika der Fließgewässer entstanden. Die hochinfektiöse Krebspest (*Aphanomyces astaci*, SCHIKORA 1906), eine Pilzerkrankung, kann innerhalb kurzer Zeit zum vollständigen Erlöschen vitaler Populationen führen. Überlebenschancen haben nur jene Vorkommen, die langfristig von der infizierenden Population (z. B. des Signalkrebse) isoliert sind. So kann durch natürliche oder künstliche Barrieren eine Population im Nebenlauf eines Gewässers gegen ein Eindringen vom Hauptlauf geschützt sein. Vor dem Hintergrund der Einschleppung der Krebspest ist

jedoch auch die Intensität der anthropogenen Nutzung von Relevanz. Über Fischereigeräte, Schuhwerk oder auch Hunde besteht die potentielle Gefahr der Eintragung der Pilzsporen ins Gewässer.

3.2 Der Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus*

Der Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (DANA 1852), eine nordamerikanische Art, wurde 2004 erstmals in Wiener Gewässern nachgewiesen (OFENBÖCK & RIEGLER 2007), seitdem breitet er sich stetig über das gesamte Gewässersystem Wiens aus. Der Signalkrebs ist potentieller Wirt der Krebspest, eine bei nordamerikanischen Arten häufig auftretende Oomyceten-Infektion (*A. astaci*), die diese jedoch nur gering (OIDTMANN & HOFFMANN, 1998) beeinträchtigt. Für die heimischen Decapoden verläuft die Infektion in der Regel hingegen tödlich (VRÅLSTAD et al. 2011). Die Resistenz des Signalkrebses gegenüber der Krebspest sowie seine hohe Fortpflanzungsrate und sein starkes Ausbreitungspotential machen *P. leniusculus* zu einer großen Bedrohung für die heimischen Flusskrebse.



Abbildung 2: Ein Individuum des Signalkrebses (*Pacifastacus leniusculus*) am Gütenbach in Wien. Foto: A. Hartmann.

3.3 Der Marmorkrebs *Procambarus virginalis*

Der Marmorkrebs *Procambarus virginalis* LYKO, 2017, der in Österreich erstmals im Jahr 2018 Salzburg (LATZER & PEKNY 2018) und in Wien erstmals 2020 (PICHLER & TIMAEUS 2020) nachgewiesen wurde, ist eine invasive und anpassungsfähige Krebsart. Die Ursprungsart *Procambarus fallax* (HAGEN, 1870), aus der sich *P. virginalis* entwickelt hat, ist in Nordamerika (Georgia und Florida), z. B. in den Everglades beheimatet.

Der Marmorkrebs wurde im Jahr 1995 in Deutschland in Aquarien entdeckt und hat sich seitdem in Europa und auch in anderen Teilen der Welt verbreitet (z. B. Madagaskar und Japan) und zum Teil stabile Wildpopulationen etabliert (ANDRIANTSOA et al. 2019; MAIAKOVSKA et al. 2021). Seine Besonderheit, die parthenogenetische Fortpflanzung, verschafft ihm einen deutlichen Vorteil bei der Etablierung neuer Populationen, da schon ein einziges Tier ausreicht, um neue Bestände zu bilden (SEITZ et al. 2005; VOGT 2015; LIPTÁK et al. 2017; HOSSAIN et al. 2018). Der Marmorkrebs wird bisweilen als *Procambarus fallax* f. *virginalis* geführt, wurde aber als eigenständige Art *Procambarus virginalis* beschrieben (LYKO 2017).



Abbildung 3: Ein Individuum des Marmorkrebse (*Procambarus virginalis*) aus dem Wienerbergteich. Foto: W. Graf.

3.4 Der Galizische Sumpfkrebs *Pontastacus leptodactylus*

Ebenfalls in Wien, jedoch nur in Stillgewässern anzutreffen, ist der Galizische Sumpfkrebs *Pontastacus leptodactylus* (ESCHSCHOLTZ 1823). Ob diese Art in Wien als autochthon anzusehen ist, wird kontrovers diskutiert (PÖCKL & PEKNY 2002). In jedem Fall ist es eine osteuropäische Art, deren ursprüngliches Verbreitungsgebiet in pontokaspischen Flusseinzugsgebieten (d.h. Kaspisches Meer, Schwarzes Meer, untere und mittlere Donau, untere Abschnitte von Don, Dnjestr, Wolga und deren Nebenflüsse, KÖKSAL 1988) liegt. Es umfasst außerdem den nördlichen und östlichen Balkan, die Ukraine, Weißrussland, den westlichen Teil Russlands bis zum Kaspischen Meer und Türkei (sowohl der europäische als auch der asiatische Teil; HARLIOĞLU & HARLIOĞLU 2009). Für Wien wurde *P. leptodactylus* bisher im Hohenauer Teich (PICHLER 2018), Hanslteich, Silbersee, Grünauer Teich, Wienerbergteich (HARTMANN 2020, 2021 unpubl.) und in den Teichen im Kurpark Oberlaa und im Mühlwasser nachgewiesen (letzterer Fund im Jahr 2014

durch einen Angler per Foto dokumentiert; siehe PICHLER 2018). Gemäß Wiener Naturschutzverordnung ist die Art geschützt.



Abbildung 4: Galizischer Sumpfkrebs (*Pontastacus leptodactylus*) aus dem Wienerbergteich. Foto: F. Keil.

4. FRAGESTELLUNGEN KREBSE

Das Projekt umfasste folgende Fragestellungen:

- Welche heimischen Krebsarten kommen in den Untersuchungsgewässern vor? Gibt es bisher unbekannte Vorkommen bzw. Refugialzonen?
- Vergleich und Evaluierung der Methoden: Können mittels eDNA-Barcoding und traditionelle Kartierungsmethoden dieselben Krebsarten nachgewiesen werden?
- Ist die eDNA-Barcoding-Methode zum Nachweis invasiver Krebsarten geeignet?
- Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem saisonalen Zeitpunkt der Probennahme und der Detektionsrate bzw., welche Jahreszeit für die eDNA-Probennahme wäre optimal für den Nachweis von Krebsen?
- Wie präsentieren sich die Populationsstruktur- und Populationsdynamik der untersuchten Krebsbestände?

5. METHODE

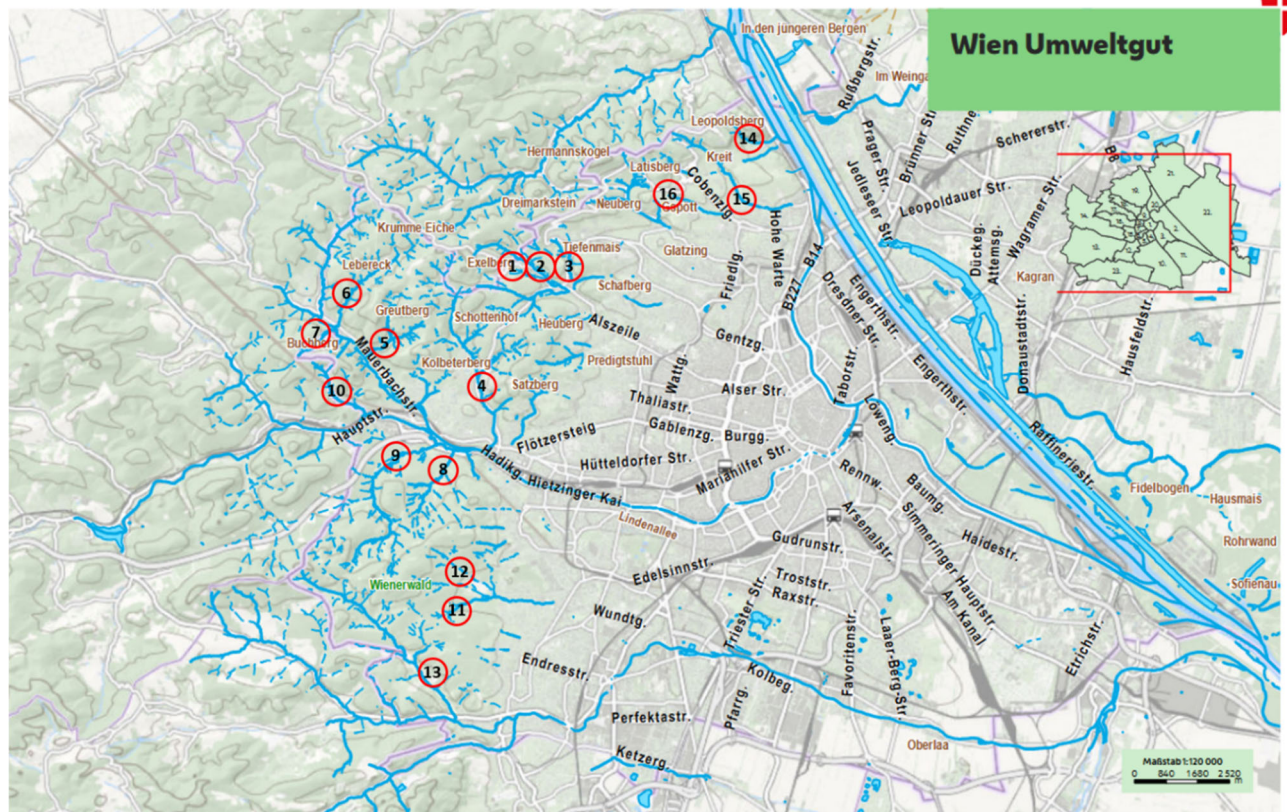
Zwischen 2020 und 2022 wurde die Flusskrebbsfauna an ausgewählten Gewässern in den ländlichen Gebieten Wiens erhoben. Die Untersuchungen umfassten insgesamt 23 Standorte an 12 Stillgewässern, sowie 58 Standorte an 16 Fließgewässern. An den Untersuchungsstandorten wurden eDNA-Proben genommen sowie die Bestände mittels Krebsreusen, nächtlichen Sichtungen und Handfang erhoben (Erfassungsprotokoll Appendix 1; Protokoll ökomorphologische Kartierung der Gewässer: Appendix 2).

5.1 Untersuchte Gewässer und Standorte

5.1.1 Fließgewässer im Wienerwald

Im Wienerwald wurden in den Jahren 2020 und 2021 insgesamt 58 Standorte an 16 Bächen untersucht (Appendix 3, Appendix 4, Appendix 5). An drei Gewässern kamen nur traditionelle Methoden für die Erhebung der Krebspopulationen zum Einsatz: Kräuterbach, Lainzerbach, Katzensgraben. Die anderen 13 Bäche wurden mittels traditioneller Methoden (Krebssichtungen) sowie mittels eDNA-Analysen untersucht: Alsbach, Erlenbach, Halterbach, Kasgraben, Hainbach, Hannbaumbach, Grünauer Bach, Rotwasser, Wurzbach, Gütenbach, Waldbach, Schreiberbach, Reisenbergbach.

Vier der 13 Bäche, wurden für die Analysen der eDNA-Nachweisbarkeit im Jahresverlauf ausgewählt: Alsbach, Erlenbach, Wurzbach und Gütenbach. An diesen Bächen wurden eDNA-Proben zu drei Jahreszeiten – Frühling, Sommer und Herbst – entnommen (Appendix 3). Die Sichtungen der Krebse fanden an diesen vier Bächen zweimal (zwischen Sommer und Herbst) statt, wenn die Aktivität der Krebse am höchsten ist. Die übrigen neun Bäche wurden einmalig sowohl in Bezug auf eDNA als auch auf Sichtungen untersucht, um Daten an Gewässern mit geringerer Dichte oder bisher unbekannten Populationen zu erheben. Abbildung 5 zeigt die Lage der untersuchten Fließgewässer im Wienerwald.



Stadt
Wien

Wiederverwendung nur mit Quellenangabe.
Keine Haftung für Vollständigkeit und Richtigkeit. Kein Rechtsanspruch ableitbar.
Quellenangabe: Stadt Wien - ViennaGIS
03.08.2023 19:00 <http://www.wien.gv.at/umweltgut/public/>

Abbildung 5: Übersichtskarte der untersuchten Fließgewässer; 1 - Alsbach, 2 - Erlenbach, 3 - Kräuterbach, 4 - Halterbach, 5 - Kasgraben, 6 - Hainbach, 7 - Hannbaumbach, 8 - Grünauer Bach, 9 - Rotwasser, 10 - Wurzbach, 11 - Lainzerbach, 12 - Katzensgraben, 13 - Gütenbach, 14 - Waldbach, 15 - Schreiberbach, 16 - Reisenbergbach; Quelle: <https://www.wien.gv.at/umweltgut/public/>.

5.1.2 Stillgewässer – Lobau und ausgewählte Teiche in Wien

Im Rahmen der Untersuchungen wurden in den Jahren 2021 und 2022 12 Stillgewässer (insgesamt 23 Stillgewässer-Standorte) untersucht. Vier Stillgewässer befanden sich in der Lobau, Teil des Nationalparks Donau-Auen, (Großenzersdorfer Arm, Kühwörther Wasser, Mühlwasser, Panozzalacke), eines am Ölhafen Lobau und sieben weitere in anderen Bereichen Wiens (Hanslteich, Silbersee, Dehneparkteich, Lainzerteich, Wienerbergteich, Kastanienteich, Stierofenteich). Abbildung 6 gibt einen Überblick über die Lage der untersuchten Stillgewässer.

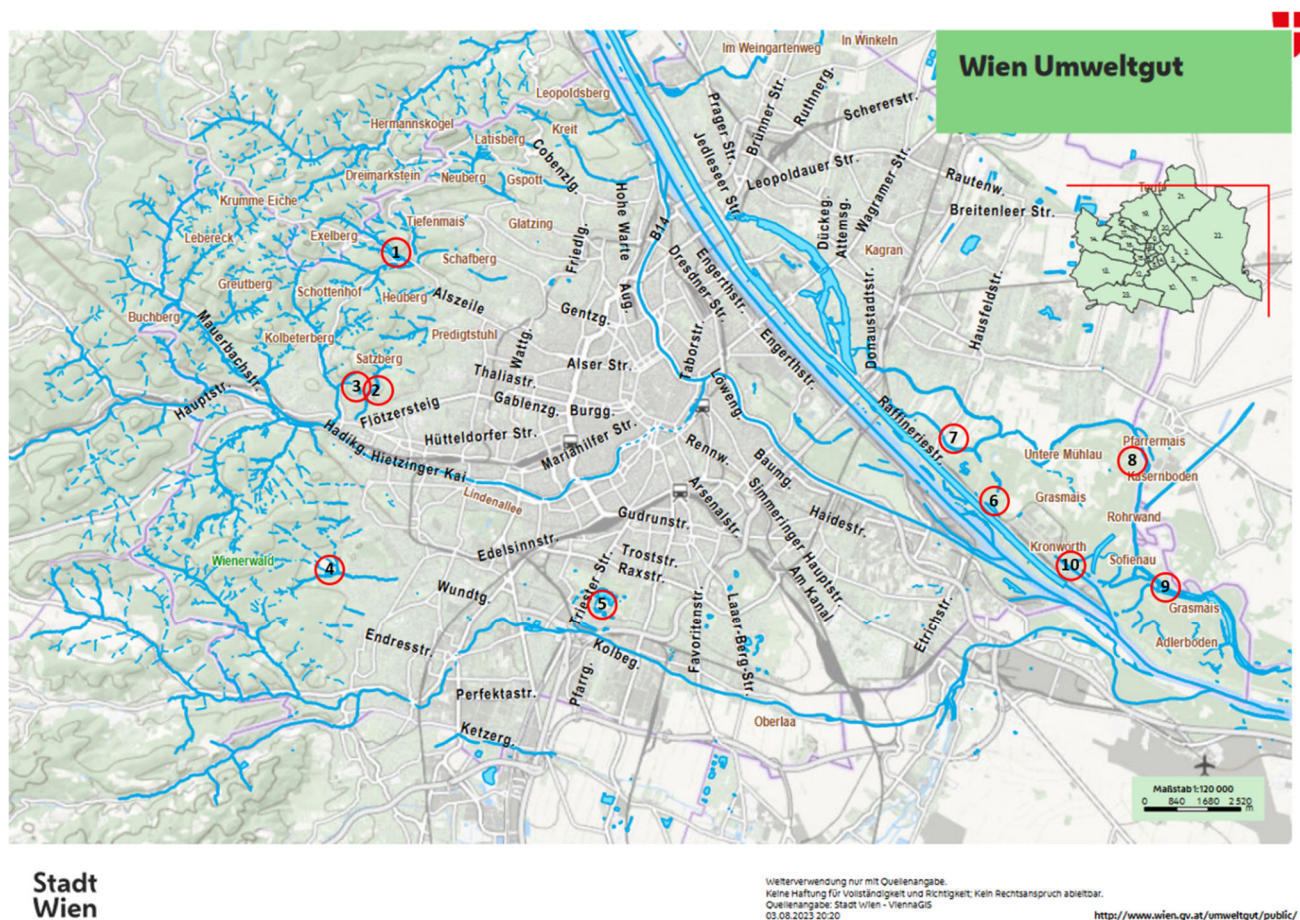


Abbildung 6: Übersichtskarte, Lage der untersuchten Stillgewässer in Wien; 1 - Hanslteich, 2 - Silbersee, 3 - Dehneparkteich, 4 - Lainzerteich, 5 - Wienerbergteich, Kastanienteich, Stierofenteich, 6 - Panozzalacke, 7 – Mühlwasser, 8 - Großenzersdorfer Arm, 9 - Kühwörther Wasser, 10 - Ölhafen; Quelle: <https://www.wien.gv.at/umweltgut/public/>.

5.2 Traditionelle Erhebung der Krebspopulationen

Die traditionelle Erhebung der Krebsbestände wurde hinsichtlich der Verbreitung sowie Populationsgröße und -struktur autochthoner und invasiver Krebsarten durchgeführt. Die Vorgehensweise an Fließgewässern und Stillgewässern erfolgte auf unterschiedliche Weise. Während an Stillgewässern zum Nachweis von Krebsen beköderte Reusen verwendet wurden, kamen an Fließgewässern nächtliche Sichtungen und Handfang zum Einsatz (Appendix 5).

5.2.1 Fließgewässer - Sichtungen und Handfang

Da Krebse nachtaktiv sind, ist die nächtliche Sichtung, bzw. Handfang die gängige Methode zum Nachweis von Flusskrebsen (OLARTE et al. 2019; HILBER et al. 2020).

Die Erfassung der Krebse an Fließgewässern fand in den Jahren 2021 und 2022 nachts ab 21:00 Uhr in den Monaten Juli bis November statt. Da Flusskrebse nachtaktiv sind, ist eine Sichtung zu dieser Tageszeit am wahrscheinlichsten.

Die Nachtkartierung erfolgte in Zweier -Teams, wobei jeweils eine genau definierte Strecke von 500 m in maximal 3 Stunden untersucht wurde. Zur Erfassung der Krebse wurde das Bachbett stromaufwärts wachsend mit starken Taschenlampen abgeleuchtet und sorgfältig abgesucht, ohne Steine o.ä. umzudrehen. Die Bäche wurden zur Gänze abgegangen, was je nach Länge des Baches eine unterschiedliche Anzahl an Nächten in Anspruch nahm. Die Krebs-Sichtungen am Wurzbach mit einer Länge von ca. 3200 m (inkl. Zubringer) beanspruchte beispielsweise sechs Nächte.

Einzige Ausnahme war der Halterbach. Dieser wurde nicht zur Gänze begangen, da weite Teilstücke hartverbaut sind und nicht als Habitat für Steinkrebse geeignet sind. Daher wurden im Unter-, Mittel- und Oberlauf Abschnitte für eine Begehung ausgewählt, die von ihrer Strukturausstattung für Flusskrebse als geeignet erschienen.

Bei allen aufgefundenen Krebsen wurde das Geschlecht bestimmt, sowie Gesamtkörperlänge (GL) und Postorbitallänge (POL) gemessen. Die Postorbitallänge (Augenleiste-Hinterrand bis Carapaxende) kann deutlich genauer (± 1 mm) und schneller gemessen werden als die Gesamtlänge, da Krebse oft ihr Abdomen nach unten klappen, was besonders bei eiertragenden Weibchen der Fall ist. Für jede Nachtkartierung wurde der CPUE („catch per unit effort“), d.h. die Anzahl der Sichtungen pro Strecke und Nacht erfasst. Nach der Erfassung aller relevanten Parameter, wurden die Steinkrebse wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Da es sich bei Signalkrebsen und Marmorkrebsen um invasive Arten handelt,

wurden diese gemäß den Vorgaben der Magistratsabteilung 22 - Umweltschutz entnommen und tierschonend getötet. Ein etwaiger Krebsgebelbefall wurde vermerkt.



Abbildung 8: Nachtsichtungen, Handfang von Krebsen. Foto: A. Hartmann.



Abbildung 7: Größenbestimmung eines Tieres mit Hilfe einer Schiebelehre. Foto: A. Hartmann.

Um die Übertragung der Krebspest (*A. astaci*) zwischen Gewässern zu verhindern, wurden umfangreiche Vorsichtsmaßnahmen ergriffen. Es wurden zwei verschiedene, deutlich gekennzeichnete, Ausrüstungs-Sets verwendet: eines für Gewässer mit einheimischen Krebsarten und ein weiteres für Gewässer mit invasiven Krebsarten. Nach jeder Gewässerbegehung wurde die gesamte Ausrüstung mit Virkon® Aquatic mittels eines Drucksprühgeräts desinfiziert und anschließend vollständig getrocknet.

5.2.2 Stillgewässer - Reusenfang

Die klassische Art, Flusskrebse in Stillgewässern zu fangen, erfolgt mittels beköderter Reusen. Im Rahmen des Projektes kamen die zwei Reusentypen „Netzreuse“ (kleinere Öffnung) und „Pirat“ (größere Öffnung) zum Einsatz. Vorausgehende Tests hinsichtlich Fangerfolg ergaben keine Unterschiede zwischen den beiden Reusentypen. In Hinblick auf eine unterschiedliche Größe der Eingangsöffnungen wurden beide Reusen parallel verwendet.



Abbildung 9: Krebsreuse Pirat, links; Netzreuse, rechts. Foto: A. Hartmann.



Abbildung 10: Hinweisschild, an der Reuse befestigt. Foto: A. Hartmann.

Die Reusen wurden mit Ködern in Form von handelsüblichem Hundefutter oder Leber versehen und für 24 Stunden (in der Lobau 4 Stunden, siehe unten) in Ufernähe ausgebracht.

Nach Erfassung der relevanten Kenngrößen wie Größe und Geschlecht wurden *P. leptodactylus* Individuen zurück ins Gewässer gesetzt. Individuen von *Procambarus virginalis* und *P. leniusculus* wurden, auf Grund ihres invasiven Status, entnommen und tierschonend getötet. Andere Krebsarten konnten über Reusen nicht nachgewiesen werden.

In der Lobau wurde aus Rücksichtnahme auf die dort ansässige Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) auf das nächtliche Ausbringen von Reusen verzichtet. Stattdessen beschränkte sich das Ausbringen der Reusen auf einen Zeitraum von 4 Stunden während des Tages. Die Reusen wurden mit Hinweisschildern versehen, um eine Entnahme oder Leerung von Unbefugten zu verhindern.

5.3 Umwelt-DNA-Barcoding (environmental DNA Barcoding; eDNA Barcoding)

In 12 Bächen und 12 Stillgewässern wurden eDNA-Proben genommen (siehe 5.1). Die für die Analyse der Proben notwendige Etablierungsarbeit im Labor umfasste das Design von artspezifischen Primern, deren Testung und Auswahl. In der Folge wurde die extrahierte DNA der in den Gewässern gewonnenen eDNA-Wasserproben auf die Zielarten getestet. Dies umfasste die Arbeitsschritte Polymerase-Kettenreaktion (PCR), Sequenzierung und Sequenzvergleiche.

5.3.1 eDNA und Krebsgewebe Probennahme & Extraktion

Die eDNA-Wasserprobenahme fand entsprechend dem Untersuchungsdesign und der spezifischen Fragestellung zwischen 1- und 3-mal pro Jahr statt. Die genauen Daten aller Begehungen sind Appendix 3 und Appendix 4 zu entnehmen.

Fließgewässer:

Um das traditionell nachgewiesene Artenspektrum mit den eDNA-Ergebnissen zu vergleichen und abzuschätzen, welcher Zeitraum (z. B. Frühsommer, Sommer, Herbst) für eine eDNA-Probennahme am geeignetsten ist, wurden an drei ausgewählten Gewässern im Jahresverlauf jeweils drei Wasserproben genommen. Die Wasserproben wurden im Rahmen von 500 m Abschnitten gemäß den Sichtungen (vgl. Kapitel 5.2.1) entnommen, wobei besondere Beachtung auf die Abdeckung verschiedener Strömungsbereiche gelegt wurde, nämlich sowohl lenitische (langsam fließende) als auch lotische (schnell fließende) Abschnitte. Dies erfolgte entlang von 100 m Uferlänge. Die übrigen Fließgewässer wurden einmalig beprobt.

Stillgewässer:

An den Gewässern der Lobau wurden die Wasserproben für das eDNA -Barcoding entlang von 100 m langen Uferabschnitten genommen. Bei den anderen Stillgewässern (kleinere Teiche in Wien) wurden die Proben möglichst gleichmäßig verteilt entlang des gesamten Uferbereich genommen, soweit der Zugang zur gesamten Uferlinie dies ermöglichte. Die Platzierung der Reusen erfolgte möglichst an denselben Stellen. Die Beprobung der Fließgewässer erfolgte einmalig.

Die Wasserproben an Fließgewässern und Stillgewässern, mit Ausnahme den Gewässern der Wienerberggründe, wurden mit einer sterilen, DNA-freien Kunststoffspritze entnommen und manuell durch HV-Filtereinheiten mit einer Porengröße von 0.22 µm (Fließgewässer) oder 0.45 µm (Stillgewässer) (Merck Millipore, Deutschland) gepresst. Die einzige Ausnahme bildet der letzte Durchgang des Alsbaches 2020, der ebenfalls mit HV-Filtereinheiten mit einer Porengröße von 0.45 µm durchgeführt wurde. Dies ergab sich durch pandemiebedingte Lieferschwierigkeiten der Filter im Jahr 2020.

Gefiltert wurde bis zum Verstopfen der Filterporen, je nach Gewässertyp, Jahreszeit und Trübung schwankte die gefilterte Wassermenge der Merck-Filter und lag zwischen 180 ml und 1560 ml. Die Filter wurden nach der Probennahme bereits im Feld gekühlt und noch am selben Tag bis zur DNA-Extraktion trocken und bei minus 20 °C, später bis zur Extraktion am Naturhistorischen Museum bei minus 80 °C,

eingelagert. Die Extraktion der DNA erfolgte mit dem DNeasy PowerWater Sterivex Kit (Qiagen, Deutschland) nach dem Standardprotokoll des Herstellers, mit einer Abweichung im Volumen des letzten Elutionsschrittes (eluiert in zwei Schritten mit je 50 ml, statt 1-mal 100 ml EB-Buffer).

Für die Teiche am Wienerberg (Wienerbergteich, Stierofenteich, Kastanienteich) kam eine pumpenbetriebene Probennahme zum Einsatz. Hier wurden zu Testzwecken die Wasserproben mit dem batteriebetriebenen eDNA Sampler (Smith Root) genommen. Die verwendeten Filter hatten eine Porengröße von 5.0 µm, um möglichst große Wassermengen zu filtern, bevor die Filter verstopften. Je nach Probenahmestelle schwankte die gefilterte Wassermenge und lag zwischen 1530 ml und 11530 ml. Es wurde so lange gefiltert, bis kein Wasser mehr durch den Filter gepresst werden konnte. Die Filter wurden bereits im Feld gekühlt und noch am selben Tag bis zur DNA-Extraktion in 96 % Ethanol bei minus 20 °C gelagert. Die Extraktion der DNA erfolgte mit dem DNeasy Blood and Tissue Kit (Qiagen, Deutschland) nach dem Standardprotokoll des Herstellers mit einer Abweichung im Volumen des letzten Elutionsschrittes (eluiert in zwei Schritten mit je 50 ml, statt 1-mal 100 ml EB-Buffer). Nicht verbrauchte DNA-Proben wurden in die DNA-Sammlung des Naturhistorischen Museums Wien aufgenommen.

5.3.2 Artspezifische eDNA-Primer für Krebse – Strategie

Es wurden artspezifische PCR-Primer für das mitochondrielle CO1-Gen (Cytochrom-c-Oxidase Untereinheit 1) für die eDNA-Detektion von insgesamt sieben Krebsarten entwickelt: vier autochthone Arten (*A. astacus*, *P. leptodactylus*, *A. torrentium*, *A. pallipes*) sowie drei invasive Arten (*P. leniusculus*, *O. limosus*, *P. virginalis*).

Für die Entwicklung der artspezifischen Primer wurden CO1-Sequenzen der Ziel-Arten von einheimischen Individuen generiert sowie CO1-Sequenzen aus GenBank und BOLD miteinbezogen, d.h., weitere Sequenzen der Ziel-Arten sowie auch anderer Krebsarten und häufiger Vertreter von Amphibia, Odonata, Mollusca, Pisces, Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Culicidae, Isopoda, Coleoptera und Nepomorpha. Dadurch konnte eine Primerbindung an andere, potenziell in den Gewässern vorkommende Organismen (möglichst) ausgeschlossen werden.

5.3.3 Artspezifische eDNA-Primer für Krebse – Etablierung und Auswahl

Für jede der sieben Krebsarten wurden zunächst artspezifische Primer für drei bis acht unterschiedliche Fragmente (< 200 bp) innerhalb des CO1-Gens entwickelt und mit der Software AmplifX 2 (JULLIEN, 2004) auf Qualität, Spezifität bzw. etwaige Mehrfachbindungen oder Primerdimere getestet.

Jene Primer, deren Testung in silico erfolgreich waren, wurden in weiteren in vitro Schritten validiert. Die in vitro-Validierung bestand aus zwei Phasen. Die erste umfasste eine PCR mit DNA aus dem Gewebe der jeweiligen Ziel-Art, um die generelle Leistung der Primer zu beurteilen.

In einem zweiten Schritt wurde die Spezifität der Primer in einer PCR mit künstlich hergestellten Mischproben getestet.

Die Primer für die Krebsarten wurden, wie im Projektteil „Libellen“, mithilfe einer künstlich hergestellten Mischprobe auf ihre Spezifität getestet. Die Mischprobe enthielt 1:10 verdünnte DNA aller Krebs-Ziel-Arten, bis auf *Austropotamobius pallipes*, da hier keine Positivkontrolle vorhanden war. Zusätzlich wurde DNA typischer Libellenarten des Gewässertyps beigemischt, um den Effekt von DNA anderer Artengruppen zu testen:

- *Austropotamobius torrentium*, *Astacus astacus*, *Pontastacus leptodactylus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus virginalis*, *Orconectes limosus*, *Cordulegaster heros*, *Cordulegaster bidentata*, *Calopteryx virgo*, *Calopteryx splendens*

Dieser Schritt wurde gleichzeitig auch für die Optimierung der Annealing-Temperaturen genutzt.

Durch die beschriebenen Validierungsschritte wurden schließlich pro Art zumindest zwei Primerpaare ausgewählt, welche mit Wasserproben aus dem Freiland getestet wurden. Die Wasserproben wurden so ausgewählt, dass DNA jener Arten auf die getestet werden sollte, in den Proben vorhanden sein sollte, da die jeweilige Art im Gewässer vorhanden war. Nach Abschluss dieses letzten Schrittes wurde für jede Art, bis auf *A. pallipes*, zumindest ein Primerpaar und eine optimale Annealing-Temperatur gewählt (siehe Tabelle 1) und damit in Folge die Wasserproben des Projektes analysiert.

5.3.4 Polymerase-Kettenreaktion (polymerase chain reaction; PCR)

Die PCR wurde mit dem Multiplex PCR Kit (Qiagen, Deutschland) in einem Volumen von 25 µl durchgeführt, bestehend aus 10 µl H₂O, 12.5 µl Multiplex PCR-Master-Mix (inkludiert DNA-Polymerase, Nukleotide, MgCl₂), 0.5 µM jedes Primers und 2 µl DNA-Lösung.

Die Reaktionen wurden unter Anwendung eines 2-stufigen PCR-Protokolls mit folgenden Schritten durchgeführt: Denaturierung bei 95 °C (15 min); 5 Zyklen: 94 °C (30 s) / höhere Annealing-Temperatur (20 s) / 72 °C (20 s); 40 Zyklen: 94 °C (30 s) / niedrigere Annealing-Temperatur (20 s) / 72 °C (20 sec); Elongation bei 72 °C (10 min). Gelagert wurde das PCR-Produkt bei 4 °C. Optimale Annealing-Temperaturen sind in

Tabelle 1 angegeben. Bei *A. pallipes* konnte keine Annealing-Temperaturen optimiert werden, da die Test-PCR (mit altem Museumsmaterial) keine Ergebnisse lieferte.

Tabelle 1: Übersicht über die für Krebse entwickelten eDNA-Primer. Länge der amplifizierten Fragmente (Ampliconlänge) = AL; die daraus resultierende Vergleichssequenz (Sequenzlänge) = SL; Annealing-Temperaturen der 2-stufigen PCR. * = Annealing-Temperatur aufgrund der Primersequenzen ermittelt.

Ziel-Art	Forward primer 5' - 3'	Reverse primer 5' - 3'	AL	SL	T _{ann}
Heimische Arten					
<i>Astacus astacus</i>	CO1-Aast-F13 attatttcttagtggtgtgc	CO1-Aast-R13 tatgatcagctgggggaaata	136 bp	93 bp	61/59 °C
<i>Pontastacus leptodactylus</i>	CO1-Alep-F5 aatagatgtagatactcgtgcg	CO1-Alep-R6 aataacgaaggctataattaag	129 bp	84 bp	60/58 °C
<i>Austropotamobius torrentium</i>	CO1-Ator-F6 gtaagaaaggcttttcggc	CO1-Ator-R6 gagtatctacgtccataccc	117 bp	77 bp	64/61 °C
<i>Austropotamobius pallipes</i>	CO1-Apal-F2 tattaactaggggttagtg	CO1-Apal-R2 tgaagtgaataatccccagg	118 bp	76 bp	55 °C*
<i>Austropotamobius pallipes</i>	CO1-Apal-F3 ctgggggaggagaccgg	CO1-Apal-R3 ttcttttttcccgartcctgg	131 bp	91 bp	57 °C*
Invasive Arten					
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	CO1-Plen-F8 acattgtgttcaggagtcg	CO1-Plen-R8 gttgctgaagtaaataagcg	160 bp	119 bp	59/56 °C
<i>Orconectes limosus</i>	CO1-Olim-F04 agtgtatctctctcgctt	CO1-Olim-R04 tcgatccatagtcattcctgt	160 bp	119 bp	62/60 °C
<i>Procambarus virginalis</i>	CO1-Pvir-F1 ctgctattgctcatgcaggt	CO1-Pvir-R1 atccatagttataccagctgc	137 bp	96 bp	60/58 °C

5.3.5 Sequenzierung & Artbestimmung: Sequenzvergleiche via BLAST-Search

Der PCR-Erfolg wurde durch das Vorhandensein von Banden auf einem Agarosegel überprüft. Proben mit positivem PCR-Ergebnis wurden unter Anwendung des Herstellerprotokolls mit dem QIAquick PCR Purification Kit (Qiagen) aufgereinigt und von Microsynth mit den jeweiligen PCR-Primern von beiden Seiten sequenziert (Microsynth, Balgach, Schweiz; <https://www.microsynth.at/home-at.html>). Die erhaltenen Sequenzen wurden mit der Software Geneious 10.2.6 (<https://www.geneious.com>) editiert, mit BioEdit (HALL 1999) manuell aligniert und die kompletten Sequenzen mittels „BLAST-Search“ mit den Einträgen in der BOLD-Datenbank und GenBank verglichen, um eine Artbestimmung vorzunehmen.

5.4 Vergleich traditionelle Erhebung vs. eDNA-Screening

Zum Vergleich der eDNA-Ergebnisse und der Sichtungen der Krebse wurden die True-positive-rates der beiden Methoden berechnet. Die *True-positive-rate (eDNA)* drückt die eDNA-Sensitivität aus, d.h. den Anteil positiver eDNA-Ergebnisse bei positiven Sichtungen. Die *True-positive-rate (Sichtungen)* steht für die Sensitivität der Sichtungen, d.h. dem Anteil an positiven Sichtungen bei positivem eDNA-Ergebnis. Die statistische Auswertung wurde mit dem Programm R (Version 4.3.0) durchgeführt.

Als Maß der Übereinstimmung der Methoden wurde der Cohen's Kappa (κ) ermittelt. Der Cohen's Kappa-Koeffizient ist eine statistische Maßzahl, die verwendet wird, um die Übereinstimmung oder die Interrater-Reliabilität zwischen zwei Beobachtern oder Methoden zu quantifizieren. Insbesondere wird Cohen's Kappa verwendet, wenn es um die Messung der Übereinstimmung bei kategorialen oder diskreten Merkmalen geht. Der Cohen's Kappa-Koeffizient basiert auf der Berechnung der beobachteten Übereinstimmung und der erwarteten Übereinstimmung. Die beobachtete Übereinstimmung zeigt die tatsächliche Übereinstimmung der Beobachter oder Methoden, während die erwartete Übereinstimmung angibt, wie gut man die Übereinstimmung rein zufällig erwarten würde.

LANDIS UND KOCH (1977) schlagen folgende Interpretation für den Cohen's Kappa-Koeffizient (κ) vor.

Tabelle 2: Interpretation des Cohen's Kappa-Koeffizienten (κ) (nach LANDIS & KOCH 1977).

K	Interpretation
< 0	schlechte Übereinstimmung (poor agreement)
0–0.20	etwas Übereinstimmung (slight agreement)
0.21–0.40	ausreichende Übereinstimmung (fair agreement)
0.41–0.60	mittelmäßige Übereinstimmung (moderate agreement)
0.61–0.80	beachtliche Übereinstimmung (substantial agreement)
0.81–1.00	(fast) vollkommene Übereinstimmung (almost perfect agreement)

5.5 Erhebung der Populationsstruktur eines Krebsbestandes

Wesentliche ökologische Kenngrößen für die Bewertung einer Population sind die Individuenzahl sowie die Größen-, Alters- und Geschlechterverteilung (FRUTIGER & MÜLLER, 2002). Eine vitale Population beinhaltet eine breite Streuung verschiedener Größen sowie auch das Vorhandensein von genügend Jungtieren (Nachwuchs). Fehlt der Nachwuchs, droht die Population zu überaltern (MÜHLENBERG 1989). Die Wachstumsrate von Flusskrebsen ist abhängig von der Anzahl der Häutungen, die wiederum von der Umgebungstemperatur und der Verfügbarkeit von Nahrung abhängig ist. Je wärmer ein Gewässer ist, desto öfter häuten sich die Tiere (KELLER 2003, PÖCKL 1998). Während sich die Krebse im ersten Sommer bis zu achtmal häuten, lässt die Frequenz mit steigendem Alter nach. Mit Eintreten der Geschlechtsreife bei den Weibchen beschränken sich die Häutungen auf einmal pro Jahr, da sie im Frühjahr Eier tragen und sich bis zum Schlüpfen der Jungen nicht häuten können. Daher wachsen Weibchen ab diesem Zeitpunkt langsamer als Männchen (PÖCKL 1998).

Da die Wachstumsrate von äußeren Faktoren beeinflusst wird, gibt es keine eindeutige Längen-Altersrelation, sodass das eigentliche Alter der Tiere nur mit Hilfe ergänzender Parameter annähernd ermittelt werden kann (PLENUM WESTLICHER BODENSEE 2006). Literaturdaten zufolge kann für *A. torrentium* (STREISSL & HÖDL 2002; HUBER & SCHUBART 2005; HOLDICH et al. in SOUTY-GROSSET et al. 2006) und *P. leniusculus* (ABRAHAMSON 1971; WESTMANN et al. 1999; ERCOLI et al. 2021) folgende Alterseinteilung vorgenommen werden:

Tabelle 3: Altersklassen und Gesamtlängen am Beispiel von *Austropotamobius torrentium* und *Pacifastacus leniusculus*.

<i>Austropotamobius torrentium</i>		<i>Pacifastacus leniusculus</i>	
Altersklasse	Gesamtlänge (mm)	Altersklasse	Gesamtlänge (mm)
Sömmerling (0+)	≤ 25	Sömmerling (0+)	≤ 40
Subadult	26–50	Subadult	41–80m
Adult (geschlechtsreif)	> 50	Adult (geschlechtsreif)	> 80

5.6 Bewertung des Zustandes der Krebsbestände

In Österreich gibt es derzeit keine standardisierte Methode zur Erhebung und Bewertung des Zustandes von Flusskrebsbeständen. Die meist in der Naturschutzpraxis angewandten Ansätze zur Bewertung – zu *A. pallipes* von ELLMAUER (2005) und zu *A. torrentium* von AUER et al. (2022 in prep.) und AUER et al. (2018) – basieren auf dem Prinzip des Erhaltungszustandes im Sinne Art. 1 lit. der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG). Hierbei werden in erster Linie die Kennwerte Bestandsstruktur, Bestandsdichte, Bestandsentwicklung, Gefährdungstatus und Lebensraumqualität beurteilt und in die Kategorien günstig (A), unzureichend (B) und schlecht (C) eingeteilt.

In dieser Studie wurde ein vereinfachter Bewertungsrahmen für Krebspopulationen angewendet, basierend auf einer Experten-gestützten Beurteilung nach KORTE et al. (2006) sowie eigener Experteneinschätzung. Das Hauptziel besteht darin, eine vergleichende Einschätzung des Zustands der Bestände vorzunehmen. Die Bewertung ist jedoch nur für Fließgewässer zulässig, da es in Stillgewässern (Reusenfang) schwierig ist juvenile Tiere nachzuweisen (PEAY 2009; GHERARDI et al. 2011; GREEN et al. 2018; MANFRIN et al. 2019; DE PALMA-DOW et al. 2020; CHADWICK et al. 2021; PAILLISSON et al. 2011).

Zu beachten ist, dass das Kriterium der Anzahl beobachteter Tiere/ 100m Gewässerlänge bei kleinen Gräben aufgrund der geringeren benetzten Fläche und somit naturgemäß geringerer Populationsdichte nicht anzuwenden ist.

Tabelle 4: Vereinfachter Bewertungsrahmen für Krebspopulationen (modifiziert nach KORTE et al. 2006 & eigener Experteneinschätzung). Populationsdichte = Anzahl gesichteter Tiere/ 100 m Uferlänge.

Bestandszustand			
Bewertungskriterium	A (sehr gut)	B (gut)	C (schlecht)
Populationsdichte	> 50	20–50	< 20
Populationsstruktur	Adulte & Juvenile	Adulte & Juvenile	nur Adulte
Reproduktivität	> 5 Sömmerlinge,	1–5 Sömmerlinge,	keine Sömmerlinge,

5.7 Erhebung hydromorphologischer Parameter

Alle Untersuchungsgewässer wurden im gesamten Längsverlauf begangen, fotografisch erfasst und – nach MÜHLMANN (2015) leicht modifiziert – einer hydromorphologischen Zustandsklasse zugeordnet. Die bewerteten Parameter sind dem Protokoll im Anhang zu entnehmen. An jedem Standort wurde die Choriotopeverteilung (nach ÖNORM 6232) dokumentiert. Zusätzlich wurden der Variabilitätsindex mineralischer Substrate, der Woody Debris-Index und der Ufervegetationsindex (nach AQEM 2002) berechnet. Diese Strukturindizes dienen zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Gewässerabschnitten. Ein Woody Debris-Index-Wert von 166.67 wird erreicht, wenn mehr als 10 Debris-Dämme und mehr als 10 Baumstämme mit einem Durchmesser von über 10 cm vorhanden sind. Der Variabilitätsindex mineralischer Substrate gibt Auskunft über die Heterogenität der Verteilung von Sohlsubstraten nach ÖNORM 6232. Mit steigendem Wert (maximal 10) nimmt die Variabilität zu, während ein Wert von 0 erreicht wird, wenn ein Substrat zu 100 % vorhanden ist. Der maximale Wert des Ufervegetationsindex beträgt 87.5, was bedeutet, dass die Zusammensetzung, Deckungsgrad und Breite des Uferbegleitsaums in natürlicher Weise dem Standort entsprechen.

5.8 Erhebung des Isolationsgrades von Gewässern

Der Isolationsgrad eines Gewässers kann zum einen über die Einmündung eines Baches und die damit verbundene Abschneidung von den großen Vorflutern Donau, Wienfluss, Mauerbach und Liesing oder über bestehende Migrationshindernisse sowie langen Strecken von hartverbauten Abschnitten ohne Substratauflage und Versteckmöglichkeiten beurteilt werden. Bei Stillgewässern ist der Isolationsgrad über das Vorhandensein von Zu- und Abläufen zu bewerten.

Der Isolationsgrad eines Gewässers oder Gewässerabschnittes reicht von A – „hohe Isolation“ bis C – „keine Isolation“ (Tabelle 5). Je höher der Isolationsgrad eines Gewässers, desto besser kann das Vordringen gebietsfremder Dekapoden in die (noch) von heimischen Krebsen besiedelten Abschnitte verhindert werden. Abbildung 11 zeigt in schematischer Form die Möglichkeiten der Isolation von Gewässerabschnitten.

Tabelle 5: Einteilung des Isolationsgrades eines Gewässers.

Kriterium	Isolationsgrad
Einmündung in Kanalsystem (= Isolierung von Vorflutersystemen)	A - hohe Isolation
Migrationshindernis im Unterlauf (für Krebse nicht passierbar)	B - mittlere Isolation
Hartverbau ≥ 1 km	B - mittlere Isolation
keine anthropogene Nutzung (Fischerei, Freizeit); <i>in Kombination mit den anderen Kriterien</i>	B - mittlere Isolation
kein Kriterium zutreffend	C - keine Isolation

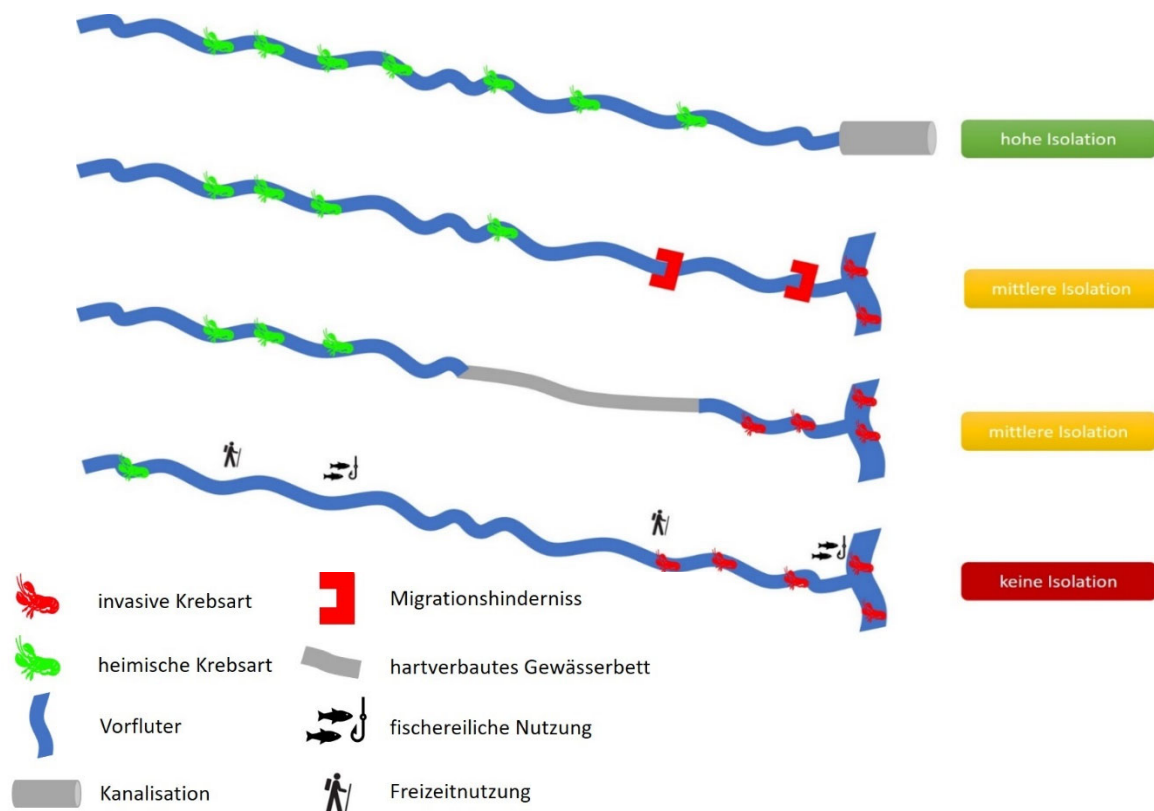


Abbildung 11: Schematische Darstellung der verschiedenen Isolationsgrade eines Gewässers oder Gewässerabschnittes.

6. ERGEBNISSE

6.1 Fließgewässer - Erhebung Krebsbestandes mittels Begehung und Sichtung

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden mittels traditioneller Methoden in den untersuchten Fließgewässern zwei Krebsarten nachgewiesen. Der Steinkrebs *A. torrentium* wurde in insgesamt acht Fließgewässern nachgewiesen. Der Signalkrebs *P. leniusculus* wurde in zwei Fließgewässern nachgewiesen: Gütenbach und Wurzbach. In den untersuchten Bächen Waldbach, Schreiberbach und Reisenbergbach, Rotwasser, Kasgraben und Hainbach wurden keine Krebse gesichtet.

6.1.1 *Austropotamobius torrentium* - Vorkommen und Abundanz

Von den 16 untersuchten Bächen konnten mittels traditioneller Erhebung an folgenden acht Bächen Steinkrebse nachgewiesen werden: Alsbach, Erlenbach, Kräuterbach, Halterbach, Grünauerbach, Lainzerbach, Katzensgraben, Hannbaumbach.

Tabelle 6 zeigt die Abundanz der beobachteten *A. torrentium* an insgesamt 14 Abschnitten.

Tabelle 6: Übersicht über alle Steinkrebsfunde mittels nächtlicher Sichtung, aufgeteilt nach Gewässer und Abschnitt; CPUE = Catch per Unit Effort; die Individuenzahl zeigt alle per Sichtungen nachgewiesenen Individuen. Abschnitt A3 des Alsbachs konnte nur einmal begangen werden.

Gewässer	Abschnitt	Datum	Individuen	Länge begangene Strecke (m)	CPUE
Alsbach	A1	15.07.2020	127	170	0.750
Alsbach	A1	21.10.2020	148	500	0.300
Alsbach	A2	15.07.2020	130	65	2.000
Alsbach	A2	19.10.2020	125	185	0.680
Alsbach	A3	22.07.2020	55	60	0.920
Alsbach	A4	16.07.2020	9	500	0.020
Alsbach	A4	20.10.2020	37	500	0.070
Alsbach	A5	20.07.2020	17	500	0.030
Alsbach	A5	22.10.2020	3	500	0.010
Alsbach	A6	22.10.2020	3	500	0.010
Erlenbach	A2.1	20.07.2020	100	142	0.700
Erlenbach	A2.1	20.10.2020	120	63	1.900

Fortsetzung Tabelle 6: Übersicht über alle Steinkrebsfunde mittels nächtlicher Sichtung, aufgeteilt nach Gewässer und Abschnitt; CPUE = Catch per Unit Effort; die Individuenzahl zeigt alle per Sichtungen nachgewiesenen Individuen. Abschnitt A3 des Alsbachs konnte nur einmal begangen werden.

Gewässer	Abschnitt	Datum	Individuen	Länge begangene Strecke (m)	CPUE
Kräuterbach	K1	18.10.2021	65	500	0.130
Halterbach	H6	06.07.2021	34	500	0.070
Halterbach	H9	11.07.2021	16	500	0.030
Grünauerbach	GB2	08.10.2020	9	300	0.030
Lainzer Bach	L1	03.08.2021	1 (Totfund)	500	0.002
Katzengraben	KA1	03.08.2021	1	500	0.002
Hannbaumbach	HB1	02.08.2021	1	500	0.002

Die mit Abstand größte Population von *A. torrentium* konnte am Alsbach-System festgestellt werden, das den Erlenbach miteinschließt. Die größten Dichten konnten hierbei im Alsbach-Unterlauf (Abschnitt A1 und A2), sowie in seinem Zubringer, dem Erlenbach erfasst werden. Mit einem CPUE von 2.0, das entspricht umgerechnet 200 Individuen auf 100 m, war der Abschnitt A2 am dichtesten besiedelt. Annähernd ähnliche Dichten zeigte der Erlenbach im Herbst, ein mit durchschnittlich 40 cm Breite vergleichsweise kleines Gewässer. Abschnitt A3 des Alsbachs konnte nur im Sommer begangen werden, da sich dieses Teilstück auf Privatgelände befindet und nicht jederzeit zugänglich war. Oberhalb der Untersuchungsstecke A3 befindet sich eine Reihe von künstlichen Teichen, die sehr verschlammte sind. Die Abschnitte oberhalb (A4 bis A6) sind nurmehr dünn von Krebsen besiedelt. Es ist jedoch anzumerken, dass der Alsbach in diesen Bereichen nur noch sporadisch Wasser führt, streckenweise sehr schlammig ist und dennoch Steinkrebse anzutreffen waren.

In unmittelbarer Nähe des Alsbachs befindet sich der Kräuterbach, der mit einem CPUE von 0.13 eine mittlere Abundanz aufwies.

Am Halterbach, der nicht zur Gänze begangen werden konnte, wurden im Unter-, Mittel – und Oberlauf Abschnitte für eine Begehung ausgewählt, die von ihrer Strukturausstattung für Krebse als geeignet erschienen. Im Unter- und Mittellauf waren keine Krebse anzutreffen (jedoch konnte in einem Abschnitt im mittleren Bereich (H4) über eDNA ein Nachweis erbracht werden; siehe Kapitel 6.3.1). Im Oberlauf konnten Steinkrebse, wenn auch in geringer Dichte, per Sichtungen nachgewiesen werden.

Am Hannbaumbach, einem Zubringer zum Mauerbach, konnte lediglich ein Exemplar per Sichtung nachgewiesen werden. An zwei weiteren Zubringern, Hainbach und Kasgraben, erfolgte kein Nachweis über Sichtungen (obgleich *A. torrentium* über eDNA nachgewiesen wurde, siehe Kapitel 6.3.1).

In den Bächen im Lainzer Tiergarten, die dem Wienfluss zufließen, konnten vereinzelt Steinkrebse nachgewiesen werden. Im Grünauerbach, der zum Untersuchungszeitpunkt zumindest zeitweise wasserführend war, konnten neun Individuen in einem Abschnitt von 300 m gesichtet werden. Der Lainzerbach war bei Begehung vollständig trockengefallen, nur ein Steinkrebs konnte als Totfund vermerkt werden. In seinem Zubringer, dem Katzensgraben, konnte in einer feuchten Stelle ein Steinkrebs gefunden werden. Auch hier gab es so gut wie keine Wasserführung zum Untersuchungszeitpunkt.

Am Gütenbach, der ebenfalls durch den Lainzer Tiergarten fließt, jedoch in die Liesing mündet, konnten über nächtliche Begehungen keine Steinkrebse nachgewiesen werden.

6.1.2 *Pacifastacus leniusculus* - Vorkommen und Abundanz

Pacifastacus leniusculus wurde in zwei Fließgewässern gesichtet: Gütenbach und Wurzbach (Tabelle 7). Am Gütenbach konnte die Art im Juli über den gesamten Gewässerlauf gesichtet werden. Insgesamt war jedoch die Dichte der Krebse mit Ausnahme des Oberlaufes (G4 und G5) eher niedrig (< 30 Individuen pro 500 m). Ohne einer Diskussion vorweggreifen zu wollen, kann hier schon gesagt werden, dass der Gütenbach im Sommer nur abschnittsweise wasserführend war und die gesichteten Krebse hauptsächlich in den verbliebenen tieferen Pools anzutreffen waren. Im Herbst waren bis auf eine Ausnahme im Oberlauf über Sichtungen keine Nachweise zu verzeichnen. Die eDNA erbrachte hingegen am Gütenbach an allen Abschnitten positive Ergebnisse (Kapitel 6.3.1). Am Wurzbach wurden im Sommer bis in den Oberlauf Signalkrebse gesichtet, wobei die höchsten Dichten im Unterlauf (Abschnitt W2) zu verzeichnen waren. Im Herbst wurden nur noch vereinzelt Tiere im Unterlauf gesichtet. Der Oberlauf (G4 und G5) war zu dieser Jahreszeit nicht wasserführend.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Tabelle 7: Übersicht über alle Signalkrebsfunde mittels nächtlicher Sichtung, aufgeteilt nach Gewässer und Abschnitt; CPUE = Catch per Unit Effort; Individuenzahl = alle per Sichtungen nachgewiesenen Individuen.

Gewässer	Abschnitt	Datum	Individuen	Länge begangene Strecke (m)	CPUE
Gütenbach	G1	02.07.2020	6	500	0.01
Gütenbach	G2	02.07.2020	6	500	0.01
Gütenbach	G3	02.07.2020	27	500	0.05
Gütenbach	G4	02.07.2020	34	500	0.07
Gütenbach	G5	03.07.2020	60	500	0.12
Gütenbach	G6	03.07.2020	25	500	0.05
Gütenbach	G7	03.07.2020	11	500	0.02
Gütenbach	G5.1	03.07.2020	5	100	0.05
Gütenbach	G7	10.11.2020	2	500	0.00
Wurzbach	W1	10.07.2020	20	500	0.04
Wurzbach	W2	10.07.2020	54	500	0.11
Wurzbach	W3	10.07.2020	11	500	0.02
Wurzbach	W4	10.07.2020	6	500	0.01
Wurzbach	W5	10.07.2020	8	500	0.02
Wurzbach	W1.1	10.07.2020	8	500	0.02
Wurzbach	W1	12.11.2020	3	500	0.01
Wurzbach	W2	12.11.2020	1	500	0.00
Wurzbach	W3	12.11.2020	1	500	0.00
Individuen Gesamt			288		

6.2 Stillgewässer – Erhebung Krebsbestandes mittels Reusen und Handfang

Im Zuge des Projektes konnten mittels beköderter Reusen Krebse in drei von sieben untersuchten Wiener Teichen nachgewiesen werden: Wienerbergteich: *P. virginalis* und *P. leptodactylus*; Kastanienteich: *P. virginalis*; Dehneparkteich: *P. leniusculus*. In den fünf untersuchten Gewässern der Lobau wurden keine Krebse gefunden.

6.2.1 Vorkommen und Abundanz

Tabelle 8 gibt eine Zusammenfassung der nachgewiesenen Krebsarten und der Anzahl der gefundenen Individuen in den Stillgewässern (Stillgewässer ohne Krebsrichtungen nicht dargestellt).

Tabelle 8: Mittels Reuse nachgewiesene Krebsarten in den untersuchten Stillgewässern in Wien.

Gewässer	Datum	Individuen	Art
Wienerbergteich	28.07.2021	29	<i>Pontastacus leptodactylus</i>
Wienerbergteich	12.07.2021	1	<i>Procambarus virginalis</i>
Kastanienteich	13.07.2021	2	<i>Procambarus virginalis</i>
Dehneparkteich	14.10.2021	1	<i>Pacifastacus leniusculus</i>

6.3 Ergebnisse der eDNA-Analyse

Im Rahmen des Projektes wurden insgesamt 126 Wasserproben an 12 fließenden (58 Standorte) und 12 stehenden Gewässern (23 Standorte) analysiert. Auf welche Arten an den verschiedenen Gewässern getestet wurde, richtete sich nach Gewässertyp und den zu erwarteten Krebsarten. Zum besseren Verständnis der Ergebnisse gibt Tabelle 9 eine Gesamtübersicht an welchen Gewässern, auf welche Krebsarten getestet wurde. Appendix 6 zeigt eine Übersicht für alle Standorte. An Fließgewässern wurde jeweils auf die Arten *A. torrentium* und *P. leniusculus* getestet. Lediglich am Alsbach wurde auf eine Testung auf *P. leniusculus* verzichtet, da eine Einwanderung dieser Art auf Grund der Isolation des Gewässers auszuschließen ist. Der Halterbach wurde zusätzlich auf *A. astacus* getestet. Außerdem fand im Gütenbach eine Testung auf *P. virginalis* statt, da eine Einwanderung aus der Liesing potentiell möglich ist. An den Stillgewässern wurde auf zu erwartende oder gesichtete Arten getestet, in fast allen Gewässern auf *A. torrentium*, *P. leniusculus*, *P. leptodactylus* und *P. virginalis*. An einigen Standorten im Wienerwald und in der Lobau, wurde zusätzlich auf *A. astacus* bzw. *O. limosus* getestet.

Tabelle 9: Gesamtübersicht der eDNA-Nachweise an den Still- und Fließwässern. n.g. = nicht getestet.

Gewässer	<i>A. torrentium</i>	<i>P. leniusculus</i>	<i>P. leptodactylus</i>	<i>P. virginalis</i>	<i>A. astacus</i>	<i>O. limosus</i>
Fließgewässer						
Gütenbach	getestet	getestet	n. g.	getestet	n. g.	n. g.
Alsbach	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Wurzbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Halterbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	getestet	n. g.
Waldbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Schreiberbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Reisenbergbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Rotwasser	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Grünauerbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Hainbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Hannbaumbach	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Kasgraben	getestet	getestet	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.
Stillgewässer						
Dehneparkteich	getestet	getestet	getestet	n. g.	n. g.	getestet
Silbersee	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet
Lainzer Teich	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet
Hanslteich	getestet	getestet	getestet	n. g.	n. g.	getestet
Wienerbergteich	n. g.	getestet	getestet	getestet	n. g.	n. g.
Kastanienteich	n. g.	getestet	getestet	getestet	n. g.	n. g.
Stierofenteich	n. g.	getestet	getestet	getestet	n. g.	n. g.
Ölhafen	n. g.	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet
Kühwörther Wasser	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet
Mühlwasser	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet
Panozzalacke	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet
Großenzersdorfer Arm	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet	getestet

6.3.1 Fließgewässer

Im Rahmen der Studie wurden an den 13 ausgewählten Fließgewässern ein bis drei Proben pro Standort genommen (drei Proben pro Standort an Gütenbach, Wurzbach und Alsbach). Die Anzahl der beprobten Standorte schwankte zwischen eins (Waldbach) und 13 Standorten am Alsbach. Die Nummerierung der 500m- Abschnitte erfolgt von der Mündung bis in den Oberlauf (beginnend mit 1). Zubringer werden mit dem Zusatz xy.1. im jeweiligen Standort bzw. dem Zusatz „Z“ gekennzeichnet.

Tabelle 10 zeigt die Gesamtergebnisse, zusammengefasst für alle Termine (Nachweise mittels eDNA und Sichtung) von Alsbach, Erlenbach, Wurzbach, Gütenbach (mehrmals pro Jahr beprobte Gewässer). Auf den Vergleich zwischen eDNA-Analyse und traditionelle Erhebung wird im nächsten Kapitel (6.4) eingegangen.

Am Alsbach und Erlenbach konnte *A. torrentium* via eDNA an 10 der 12 Standorte detektiert werden. Am Wurzbach wurde via eDNA auf zwei Krebsarten getestet, wobei ausschließlich *P. leniusculus* nachgewiesen wurde (an sieben von 10 Standorten). Am Gütenbach wurden sowohl *A. torrentium* als auch *P. leniusculus* via eDNA detektiert (an sechs von 10 Standorten). *Procambarus virginalis* wurde nicht nachgewiesen (nur ausgewählte Standorte getestet, siehe Appendix 6).

Tabelle 10: Ergebnisse der eDNA-Tests an den Wienerwaldbächen mit dreimaliger eDNA-Probennahme im Vergleich zur traditionellen Erhebung mittels Sichtnachweis. k. N. = kein eDNA-Nachweis, k. S. = keine Sichtung. n. g. = nicht getestet.

Gewässer & Abschnitt	A. torrentium		P. leniusculus	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Alsbach				
A1	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
A2	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
A3	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
A4	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
A5	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
A6	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
A3.1	Nachweis	k. S.	n. g.	k. S.
A4.1	k. N.	k. S.	n. g.	k. S.
A5.1	k. N.	k. S.	n. g.	k. S.
AZ1	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
Erlenbach				
AZ2	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
AZ2.2	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
Wurzbach				
W1	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung
W2	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung

Gewässer & Abschnitt	A. torrentium		P. leniusculus	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
W3	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung
W4	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.
W5	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.

Fortsetzung Tabelle 10: Ergebnisse der eDNA-Tests an den Wienerwaldbächen mit dreimaliger eDNA-Probennahme im Vergleich zur traditionellen Erhebung mittels Sichtnachweis. k. N. = kein eDNA-Nachweis, k. S. = keine Sichtung. n. g. = nicht getestet.

Gewässer & Abschnitt	A. torrentium		P. leniusculus	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Wurzbach				
W1.1	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.
W4.1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
WZ1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
WZ2	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.
WZ3	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.
Gütenbach				
G1	Nachweis	k. S.	Nachweis	Sichtung
G2	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung
G3	k. N.	k. S.	k. N.	Sichtung
G4	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung
G5	Nachweis	k. S.	Nachweis	Sichtung
G6	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung
G7	k. N.	k. S.	k. N.	Sichtung
G3/5.2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
G3Z	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
G5.1	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.

Tabelle 11 zeigt die Ergebnisse der eDNA-Analyse für jene Fließgewässer, an denen pro Standort nur einmal Wasserproben genommen wurden. Ergebnisse der traditionellen Erhebung sind ebenfalls in dieser Tabelle zu sehen. Auf den Vergleich zwischen eDNA-Analyse und traditionelle Erhebung wird im nächsten Kapitel (6.4) eingegangen.

Insgesamt konnten an vier Gewässern (an sieben Standorten) *A. torrentium* mittels eDNA-Analyse nachgewiesen werden: Halterbach (3 Standorte), Hannbaumbach (1 Standort), Hainbach (1 Standort) und Kasgraben (2 Standorte). *Pacifastacus. leniusculus* wurde nur an einem Standort im Kasgraben detektiert. Alle weiteren Krebsarten auf die getestet wurde (z. B. Halterbach *A. astacus*; Appendix 6) waren nicht nachzuweisen.

Tabelle 11: Ergebnisse der eDNA-Tests an den Wienerwaldbächen mit einmaliger eDNA-Probennahme im Vergleich zur traditionellen Erhebung mittels Sichtnachweis. k.N. = keine eDNA-Nachweis; k.S. = keine Sichtung. Für Gewässer ohne Nachweis siehe Appendix 6.

Gewässer & Abschnitt	A. torrentium		P. leniusculus	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Halterbach				
H1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
H2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
H4	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.
H6	Nachweis	Sichtung	k. N.	k. S.
H9	Nachweis	Sichtung	k. N.	k. S.
Hannbaumbach				
HB1	k. N.	Sichtung	k. N.	k. S.
HB2	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.
Hainbach				
HN0	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
HN2	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.
HN5	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Kasgraben				
K1	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.
K2	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.
K3	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.
Waldbach				
WB1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Schreiberbach				
S1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
S3	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
S6	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Reisenbergbach				
RB1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
RB2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Grünauer Bach				
GB2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
GB1	k. N.	Sichtung	k. N.	k. S.
Rotwasser				
RW1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
RW5	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
RW7	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.

6.3.2 Stillgewässer

An den 12 ausgewählten Stillgewässern fand die Probennahme einmal pro Jahr statt, wobei zum Teil mehrere Proben pro Standort genommen wurden. In Tabelle 12 sind nur jene Stillgewässer zusammengefasst, an denen Krebse (unabhängig von der Erhebungsmethode) nachgewiesen wurden. Alle anderen Gewässer waren mit beiden Methoden negativ. Die Gesamtübersicht der Ergebnisse ist in Appendix 6 zu finden. Tabelle 12 zeigt auch die Ergebnisse der traditionellen Erhebung. Auf den Vergleich zwischen eDNA-Analyse und traditioneller Erhebung wird im nächsten Kapitel (6.4) eingegangen.

Ein Nachweis via eDNA erfolgte an drei Stillgewässern: Wienerbergteich (*A. leptodactylus* und *P. virginalis*), am Stierofenteich (*P. virginalis*) und am Kastanienteich (*P. virginalis*), an jenen Gewässern, wo die eDNA-Probennahme im Juli erfolgte. Die eDNA-Proben der Stillgewässer, in denen kein Nachweis erfolgte, wurden bis auf zwei Ausnahmen im Oktober gezogen (Hanslteich: Mai, Ölhafen: Juni; siehe Appendix 6). Bemerkenswert ist, dass in keinem der Gewässer der Lobau ein eDNA-Nachweis erfolgte.

Tabelle 12: Ergebnisse der eDNA-Tests der Stillgewässer. k. N. = kein Nachweis, n. g. = nicht getestet.

Gewässer & Abschnitt	<i>A. torrentium</i>		<i>P. leniusculus</i>		<i>A. astacus</i>		<i>A. leptodactylus</i>		<i>P. virginalis</i>		<i>O. limosus</i>	
	e-DNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Dehnparkteich (D1)	k. N.	k. S.	k. N.	Sichtung	n. g.	k. S.	k. N.	k. S.	n. g.	k. S.	n. g.	k. S.
Wienerbergteich (WB)	n. g.	k. S.	k. N.	k. S.	n. g.	k. S.	Nachweis	Sichtung	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.
Stierofenteich (ST)	n. g.	k. S.	n. g.	k. S.	n. g.	k. S.	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n. g.	k. S.
Kastanienteich (KT)	n. g.	k. S.	k. N.	k. S.	n. g.	k. S.	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n. g.	k. S.

6.4 Vergleich eDNA-Ergebnisse vs. traditionelle Erhebung

Unabhängig von der Erhebungsmethode konnten insgesamt vier der sechs potenziellen Krebsarten nachgewiesen werden (*A. torrentium*, *P. leniusculus*, *A. leptodactylus*, *P. virginalis*). Appendix 6 zeigt, dass die Übereinstimmung der beiden Methoden, was die negativen Ergebnisse betrifft, sehr hoch ist. Im Folgenden wird auf die Nachweise eingegangen.

Betrachtet man die Nachweise in den einzelnen Gewässern, so wurden 11 Krebsnachweise mittels Sichtung erbracht und 13 Nachweise mittels eDNA.

In den drei Gewässern Kasgraben, Gütenbach und Wienerbergteich wurden jeweils zwei Krebsarten nachgewiesen. Im Kasgraben und Gütenbach wurden *A. torrentium* und *P. leniusculus* detektiert. Während im Gütenbach *P. leniusculus* mit beiden Methoden detektiert wurde und *A. torrentium* nur mittels eDNA, wurden im Kasgraben beide Arten nur über eDNA nachgewiesen. Im dritten Gewässer, dem Wienerbergteich, wurden sowohl *P. virginalis* als auch *A. leptodactylus* mittels beider Methoden nachgewiesen. Insgesamt ist eine hohe Übereinstimmung zwischen eDNA-Nachweis und Sichtung zu erkennen.

Im Folgenden werden die Vergleiche für die drei intensiv untersuchten Fließgewässer Alsbach (inklusive Erlenbach), Wurzbach und Gütenbach näher erläutert. Am Alsbach konnte *A. torrentium* via eDNA an 10 der 13 Standorte detektiert werden, Sichtungsnachweise gab es ebenfalls an 10 Standorten. Lediglich an einem Standort stimmen die Ergebnisse der eDNA-Analyse und der Sichtungen nicht überein: an AZ2 wurde die Art nur gesichtet. Fasst man die Ergebnisse beider Methoden zusammen, war ein Nachweis von *A. torrentium* an 11 Standorten möglich.

Am Wurzbach wurde via eDNA auf zwei Krebsarten getestet (*A. torrentium*, *P. leniusculus*). Von den 10 Standorten wurde *P. leniusculus* an sieben via eDNA nachgewiesen, an fünf per Sichtungsnachweis (übereinstimmend mit eDNA-Nachweis). *Austropotamobius torrentium* wurde weder per Sichtungsnachweis, noch via eDNA an dem Gewässer festgestellt.

Am Gütenbach wurde via eDNA ebenfalls auf *A. torrentium* und *P. leniusculus* getestet und diese beiden Arten auch detektiert. Mittels Sichtung wurde nur *P. leniusculus* nachgewiesen (an acht Standorten), nicht aber *A. torrentium*. Via eDNA wurde *P. leniusculus* an sechs Standorten detektiert. Die Übereinstimmung der beiden Methoden lag bei sechs Standorten (zwei Standorte nur Sichtung, einer nur eDNA-Nachweis). Zusätzlich wurde auch auf *P. virginalis* getestet (an sechs Standorten), die Art konnte jedoch weder über eDNA noch über Sichtung nachgewiesen werden.

Bei jenen Fließgewässern, an denen pro Standort nur einmal Wasserproben zur Analyse genommen wurden, zeigte sich in den meisten Fällen eine Diskrepanz zwischen den beiden Erhebungsmethoden (Appendix 6). Am Hainbach (*A. torrentium*) und Kasgraben (*A. torrentium* und *P. leniusculus*) war eine Detektion von Krebsen nur über eDNA möglich, am Grünauer Bach (an einem von zwei Standorten) nur über Sichtnachweise. Dabei stimmten die Ergebnisse beider Methoden an lediglich zwei Standorten (H6 und H9) überein.

Bei den Stillgewässern zeigt sich eine bessere Übereinstimmung, nur im Dehneparkteich (am einzigen Standort) konnten Krebse ausschließlich über Sichtungen nachgewiesen werden.

Die Übereinstimmung von traditioneller (Sichtung) und molekulargenetischer (eDNA) Methode wurde mittels Cohen's Kappa Koeffizient analysiert. Bei der Auswertung der Stillgewässer wurden die Ergebnisse der Lobau ausgeschlossen, da wegen der begrenzten zeitlichen Platzierung der Reusen aufgrund der Anwesenheit der Sumpfschildkröte in diesem Gebiet (siehe Kapitel 5.2.2) keine Vergleichbarkeit gegeben ist.

Die Analyse des Gesamtdatensatzes (Fließgewässer und Stillgewässer) ergibt eine „bemerkenswerte Übereinstimmung“ der beiden Methoden, die durch einen Cohen's Kappa-Koeffizienten von 0.62 ausgedrückt wird (Tabelle 13). Die Sensitivität der eDNA-Methode ist mit 83 % deutlich höher, als die der Sichtungen mit 65 %.

Tabelle 13: True-positive-rates & Cohen's Kappa: Vergleich eDNA-Nachweise mit Nachweisen per Sichtung für den Gesamtdatensatz (Fließgewässer & Stillgewässer; ohne Lobau).

Gesamtdatensatz		Sichtungen		gesamt	True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein		
eDNA	Nachweis	34	18	52	65 %
	negativ	7	93	100	
	gesamt	41	111	152	
True-positive-rate (eDNA)		83 %	Cohen's Kappa		0.62

Bei einer separaten Evaluierung der Fließ- und Stillgewässer ergibt sich eine „moderate Übereinstimmung“ mit einem Cohen's Kappa-Koeffizienten von 0.58 bei den Fließgewässern (Tabelle 14), während bei den Stillgewässern mit einem Cohen's Kappa-Koeffizienten von 0.70 eine

„bemerkenswerte Übereinstimmung“ zwischen den konventionellen und molekulargenetischen Methoden festgestellt wurde (Tabelle 15). Die Sensitivität der eDNA-Methode zeigt hohe Werte von 80 % für Fließgewässer und 100 % für Stillgewässer im Vergleich zu den Sichtungsraten von 67 % (Fließgewässer) bzw. 60 % (Stillgewässer).

Tabelle 14: True-positive-rates & Cohen's Kappa: Vergleich eDNA-Nachweise mit Nachweisen per Sichtung für alle Fließgewässer.

Fließgewässer		Sichtungen		gesamt	True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein		
eDNA	Nachweis	28	14	42	67 %
	negativ	7	59	66	
gesamt		35	73	108	
True-positive-rate (eDNA)		80 %	Cohen's Kappa		0.58

Tabelle 15: True-positive-rates & Cohen's Kappa: Vergleich eDNA-Nachweise mit Nachweisen per Sichtung für alle Stillgewässer (ohne Lobau).

Stillgewässer (ohne Lobau)		Sichtungen		gesamt	True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein		
eDNA	Nachweis	6	4	10	60 %
	negativ	0	32	32	
gesamt		6	36	42	
True-positive-rate (eDNA)		100 %	Cohen's Kappa		0.70

6.5 Probenahmezeitpunkt: eDNA-Ergebnisse im zeitlichen Verlauf

Für die Untersuchung der Abhängigkeit der Ergebnisse vom Probenahmezeitpunkt wurden jene Bäche ausgewählt, deren Standorte jeweils an drei Terminen (Frühjahr/Sommer/Herbst) beprobt wurden. Für den Steinkrebs (*A. torrentium*) zeigten sich Unterschiede zwischen der Nachweisbarkeit mittels eDNA zwischen Sommer (Anfang September) und Frühjahr (April – Juni) und Herbst (November), siehe Abbildung 12. Beim Signalkrebs ist diese weniger gut erkennbar. Beim Galizischen Sumpfkrebs (*P. leptodactylus*) wie auch dem Marmorkrebs (*P. virginalis*) fand keine jahreszeitliche Unterscheidung der Probennahme statt. *O. limosus* und *A. astacus* konnten im Rahmen dieser Studie nicht nachgewiesen werden.

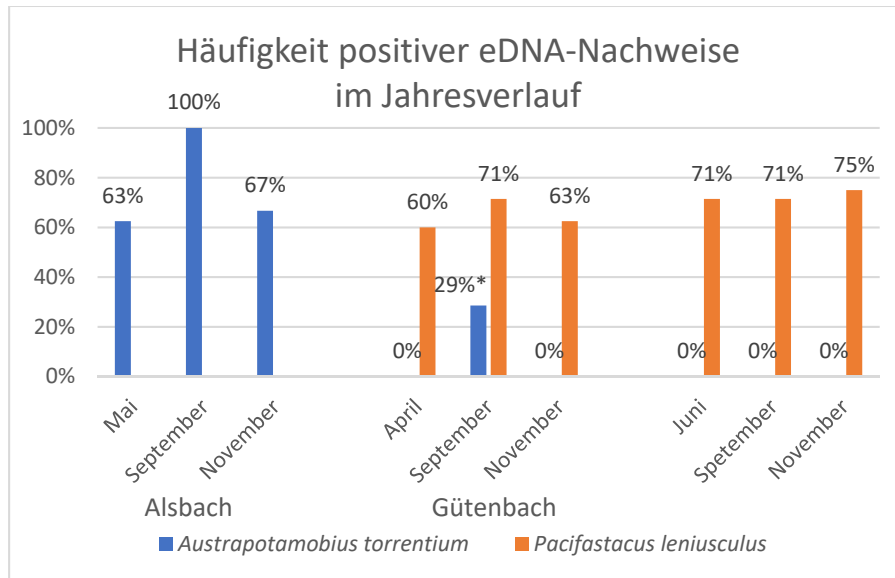


Abbildung 12: Häufigkeit positiver eDNA-Nachweise im Jahresverlauf von *Austropotamobius torrentium* an den Standorten von Alsbach, Gütenbach und Wurzbach und von *Pacifastacus leniusculus* an Gütenbach und Wurzbach. Die Steinkrebs-Nachweise am Gütenbach (29 % im September) konnten nicht durch Sichtungen verifiziert werden (*).

Um den Vergleich zwischen eDNA-Nachweisen und Sichtungsdaten über den zeitlichen Verlauf hinweg präziser zu formulieren, wurden die Daten für den Sommer und den Herbst separat analysiert. Die getrennte Auswertung der Datensätze für *A. torrentium* im Sommer und Herbst (Tabelle 16 und Tabelle 17) zeigt folgende Ergebnisse: Die Sensitivität der Sichtungen im Herbst liegt mit 71 % leicht über der im Sommer mit 69 %. Bei der Anwendung der molekulargenetischen Methode ergibt sich ein gegensätzliches Muster: Im Herbst beträgt die True-Positive-Rate 71 % und ist damit niedriger als die im Sommer mit 85 %. Der Cohen's Kappa Koeffizient erreicht seinen Höchstwert von 0.64 im Sommer, was auf eine "bemerkenswerte Übereinstimmung" zwischen den beiden Methoden hinweist.

Tabelle 16: True-positive-rates & Cohen's Kappa von *A. torrentium*: Vergleich eDNA-Nachweise mit Nachweisen per Sichtung zur Sommerbeprobung.

<i>A. torrentium</i> Sommer		Sichtungen		gesamt	True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein		
eDNA	Nachweis	11	5	16	69 %
	negativ	2	25	27	
	gesamt	13	30	43	
True-positive-rate (eDNA)		85 %	Cohen's Kappa		0.64

Tabelle 17: True-positive-rates & Cohen's Kappa von *A. torrentium*: Vergleich eDNA-Nachweise mit Nachweisen per Sichtung zur Herbstbeprobung.

<i>A. torrentium</i> Herbst		Sichtungen			True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein	gesamt	
eDNA	Nachweis	5	2	7	71 %
	negativ	2	9	11	
	gesamt	1	11	18	
True-positive-rate (eDNA)		71 %	Cohen's Kappa		0.53

Für *P. leniusculus* zeigte sich im Sommer eine bemerkenswerte Konformität der Verfahren mit einem Cohen's Kappa-Wert von 0.75 (Tabelle 18). Die Sensitivität beider Methoden ist während dieser Jahreszeit identisch, nämlich 83 %. Hingegen wird im Herbst eine ausgeprägte Diskrepanz sichtbar. Die Sichtungsrates von lediglich 29 % erweist sich im Vergleich zur Sensitivität der eDNA als erheblich reduziert, und der Kappa-Koeffizient von 0.03 deutet lediglich auf eine geringfügige Übereinstimmung hin. Bei diesem Ergebnis ist jedoch zu berücksichtigen, dass nur eine begrenzte Anzahl von Daten für die Auswertung zur Verfügung stand.

Tabelle 18: True-positive-rates & Cohen's Kappa von *P. leniusculus*: Vergleich eDNA-Nachweise mit Nachweisen per Sichtung zur Sommerbeprobung und Herbstbeprobung.

<i>P. leniusculus</i> Sommer		Sichtungen			True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein	gesamt	
eDNA	Nachweis	10	2	12	83 %
	negativ	2	22	24	
	gesamt	2	24	36	
True-positive-rate (eDNA)		83 %	Cohen's Kappa		0.75
<i>P. leniusculus</i> Herbst		Sichtungen			True-positive-rate (Sichtungen)
		ja	nein	gesamt	
eDNA	Nachweis	2	5	7	29 %
	negativ	1	3	4	
	gesamt	3	8	11	
True-positive-rate (eDNA)		67 %	Cohen's Kappa		0.03

6.6 Obere Ausbreitungsgrenze im Gewässer

Um Aussagen über die oberen Ausbreitungsgrenzen sowohl von *A. torrentium* als auch *P. leniusculus* zu treffen, wurden umfassende eDNA-Probenentnahmen in den Gewässern durchgeführt. Dies umfasste den Hauptbach, der in den Vorfluter mündet, es sollte jedoch auch eine systematische Beprobung aller Zuflüsse innerhalb des Einzugsgebiets durchgeführt werden.

Der Großteil der Zubringer am Alsbach, Gütenbach und Wurzbach führte jedoch nur im Frühjahr Wasser, wodurch es nicht möglich war, einen umfassenden Vergleich zwischen eDNA-Detektion und Sichtungen durchzuführen. Während der Hauptaktivitätszeit der Krebse im Sommer und Herbst waren die meisten Untersuchungsstellen trocken und Sichtungen der Krebse dadurch nicht möglich. Die Ergebnisse der eDNA-Beprobung im Frühjahr zeigten jedoch an etlichen Zubringern positive Ergebnisse.

Am Alsbach ergab die eDNA-Analyse an einem der Zubringer (Abschnitt A3.1) einen positiven Nachweis von *A. torrentium*.

Am Wurzbach wurden im späten Frühjahr eDNA-Proben an zwei Zubringern entnommen, wobei nur einer der beiden Zubringer auch im Sommer noch Wasser führte. An diesem Zubringer konnten sowohl im Frühjahr als auch im Sommer Nachweise von *P. leniusculus* mittels eDNA erbracht werden, während Sichtungen nicht möglich waren. Am kleineren Zubringer war hingegen im Frühjahr das Ergebnis negativ.

Am Gütenbach konnte lediglich ein Zubringer im Frühjahr beprobt werden, da nur dieser wasserführend war. Hier gelang mittels Umwelt-DNA (eDNA)-Analyse der erfolgreiche Nachweis von *P. leniusculus*.

6.7 Populationsstruktur der Krebsbestände

6.7.1 Populationsstruktur *Austropotamobius torrentium*

6.7.1.1 Körperlängenverteilung *Austropotamobius torrentium*

In den nachstehenden Grafiken (Abbildung 13) werden – für jene fünf Gewässer mit mehr als einem Steinkrebsfund (Alsbach, Halterbach, Erlenbach, Kräuterbach, Grünauerbach) – die Körperlängen (gemessen von der Rostrumspitze bis zum Carapaxende) jedes Exemplars im Bereich 10–99 mm in 10 mm Schritten dargestellt. Es ergeben sich insgesamt neun Kohorten.

Am Alsbach wie auch am Erlenbach waren die meisten Steinkrebse in der Kohorte 40–59 mm zu finden. Insgesamt zeigte sich an beiden Bächen eine Normalverteilung der gemessenen Körperlängen. Anders sah es an den restlichen Bächen aus. Während am Kräuterbach die mittleren bis große Werte häufig vertreten waren, fielen einzelne Kohorten vollständig aus. Insbesondere waren sehr kleine und sehr große Tiere nicht nachzuweisen. Am Halterbach gab es nur Vertreter der oberen Kohorten (ab 50 mm). Kleine Tiere fehlten hier gänzlich. Ebenso waren unter den wenigen Exemplaren am Grünauerbach nur große Tiere mit > 40 mm Körperlänge aufzufinden.

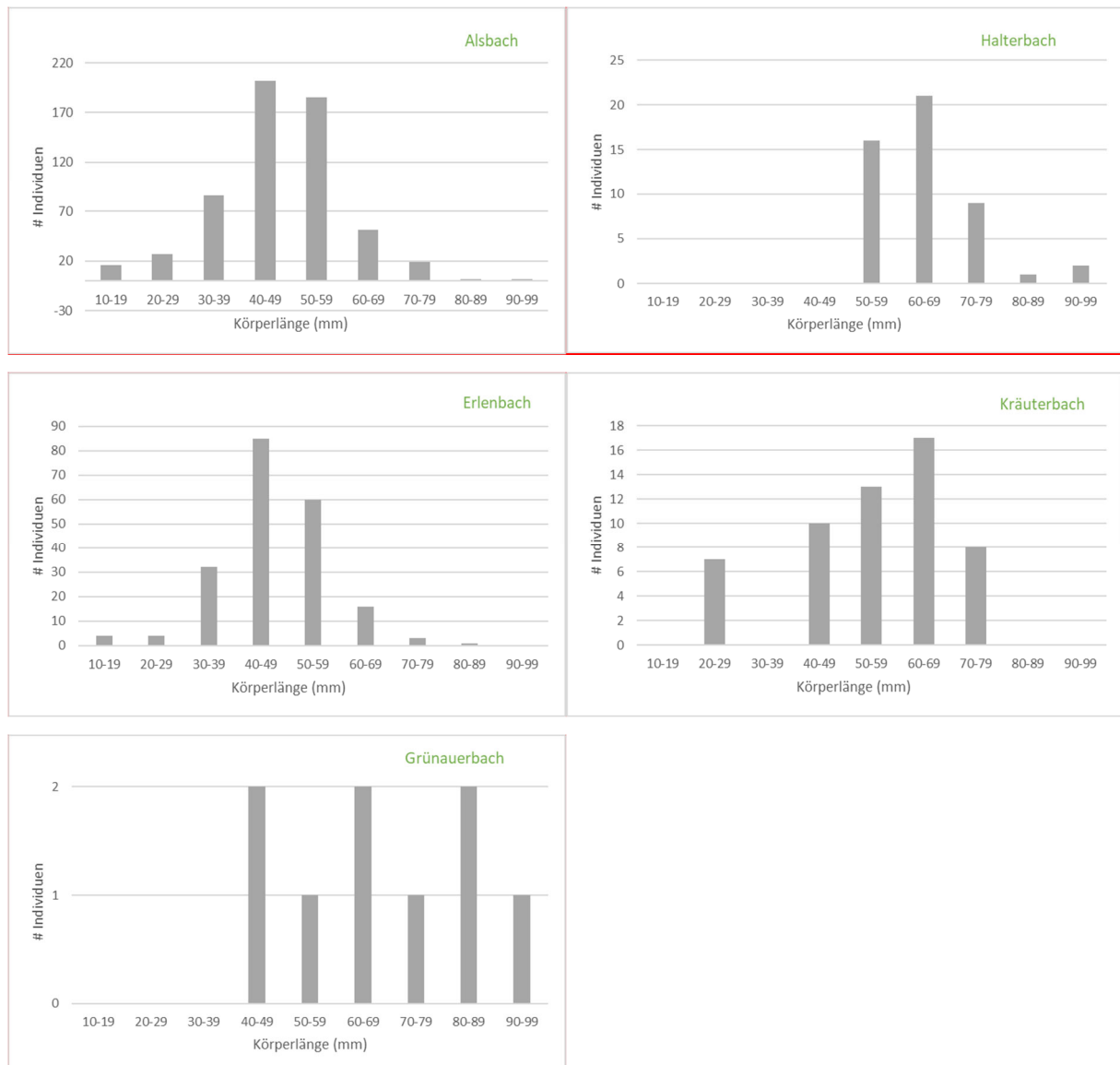


Abbildung 13: Verteilung der Körpergrößen von *Austropotamobius torrentium* an untersuchten Fließgewässern mit mehr als einem Steinkrebsfund.

Da der Alsbach eine sehr dichte Steinkrebs-Population aufwies, bot dies die Gelegenheit, eine genauere Erhebung morphometrischer Charakteristika der Population durchzuführen und einer statistischen Analyse zu unterziehen, um Unterschiede der Körpermaße zwischen Sommer und Herbst zu analysieren. Die Ergebnisse sind in den Tabelle 19Tabelle 20 als Mittelwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung und Varianz dargestellt. Neben der Gesamtkörperlänge wurden auch die Postorbitallänge und die breiteste Stelle des Kopfes gemessen. Die Ergebnisse sind für alle Tiere gesamt (Tabelle 19) und für Männchen (Tabelle 20) und Weibchen (Tabelle 21) getrennt beschrieben. Betrachtet man die Werte ohne Unterscheidung der Geschlechter (Tabelle 19), so sind sowohl die Minimal- und Maximalwerte, als auch die Durchschnittswerte zwischen Juli und Oktober teilweise sehr unterschiedlich. Dies ist auch bei getrennter Betrachtung der Geschlechter zu beobachten. Hierbei ist auffallend, dass bei den Männchen (Tabelle 20) die Unterschiede wesentlich geringer sind als bei den Weibchen (Tabelle 21). Bei Letzteren liegen für etliche Parameter die Juli-Werte über jenen im Oktober. Die mittleren Gesamtlängen bei den Weibchen (siehe Tabelle 21) reichen von 41.00 mm bis 59.25 mm und sind somit mit jenen der Männchen (42.20–58.33 mm) vergleichbar. Ähnliches zeigt sich bei den mittleren Postorbitallängen. Auch die mittleren Kopfbreiten unterscheiden sich mit Werten 8.90 bis 12.25 mm nicht wesentlich von jenen der Männchen (9.20–12.17 mm). Der größte gemessene Steinkrebs war mit 97.00 mm ein Weibchen. Insgesamt unterscheiden sich Männchen und Weibchen am Alsbach statistisch gesehen nicht signifikant ($p < 0.05$) in der Gesamtkörperlänge ($p = 0.394942$). Auch bei der Postorbitallänge gibt es keinen statistisch signifikanten Unterschied ($p = 0.058111$), während bei der breitesten Stelle des Kopfes (BSK) eine statistische signifikante Differenz ($p = 0.002528$) festzustellen ist.

Tabelle 19: Morphometrische Daten der Population von *Austropotamobius torrentium* aus dem Alsbach; ohne Unterscheidung der Geschlechter; n = 289 Mittelwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung und Varianz für alle Maße in mm: Gesamtlänge (GL), Postorbitallänge (POL) und Breiteste Stelle des Kopfes (BSK); alle Werte in mm.

Alsbach		A1		A2		A4		A5		A6
		Jul	Okt	Jul	Okt	Jul	Okt	Jul	Okt	Okt
Mittelwert	GL	53.03	53.77	47.39	49.67	58.86	50.59	46.82	54.33	51.00
	POL	7.11	8.52	6.99	7.15	8.14	7.38	6.29	8.50	8.50
	BSK	10.28	11.61	9.81	10.91	12.00	10.74	9.76	11.83	12.17
Maximum	GL	80.00	78.00	97.00	86.00	71.00	74.00	56.00	56.00	55.00
	POL	13.00	11.00	12.00	14.00	12.00	12.00	8.00	9.00	9.00
	BSK	20.00	17.00	14.00	21.00	15.00	18.00	11.00	12.50	12.50
Minimum	GL	21.00	22.00	25.00	34.00	46.00	26.00	36.00	53.00	47.00
	POL	1.00	2.50	2.00	4.00	6.00	3.50	4.00	8.00	7.50
	BSK	5.00	4.50	4.00	7.00	11.00	5.50	8.00	11.00	12.00
Standardabweichung	GL	10.89	10.46	9.42	11.67	7.41	9.65	6.12	1.25	3.27
	POL	1.98	1.69	1.95	2.38	1.96	1.97	1.13	0.41	0.71
	BSK	2.32	2.14	1.99	3.11	1.41	2.37	1.11	0.62	0.24
Varianz	GL	118.59	109.38	88.73	136.22	54.98	93.14	37.44	1.56	10.67
	POL	3.86	2.86	3.79	5.64	3.84	3.87	1.27	0.17	0.50
	BSK	4.77	4.56	3.96	9.66	2.00	5.60	1.24	0.39	0.06

Tabelle 20: Morphometrische Daten der Population von *Austropotamobius torrentium* aus dem Alsbach; Männchen; n = 133. Mittelwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung und Varianz für die morphometrischen Charakteristika Gesamtlänge (GL), Postorbitallänge (POL) und Breiteste Stelle des Kopfes (BSK); alle Werte in mm.

Alsbach Männchen		A1		A2		A4		A5		A6
		Jul	Okt	Jul	Okt	Jul	Okt	Jul	Okt	Okt
Mittelwert	GL	52.16	53.30	45.62	53.43	58.33	53.27	41.20	54.33	51.00
	POL	7.63	8.59	6.85	7.83	8.33	8.00	5.80	8.50	8.50
	BSK	10.05	11.81	9.59	11.78	11.67	11.41	9.20	11.83	12.17
Maximum	GL	77.00	78.00	61.00	86.00	62.00	74.00	47.00	56.00	55.00
	POL	11.00	11.00	10.00	14.00	10.00	12.00	7.00	9.00	9.00
	BSK	14.00	17.00	14.00	21.00	13.00	18.00	11.00	12.50	12.50
Minimum	GL	36.00	35.00	30.00	34.00	52.00	41.00	36.00	53.00	47.00
	POL	4.00	6.00	4.00	4.00	7.00	5.00	5.00	8.00	7.50
	BSK	6.00	9.00	6.00	7.00	11.00	8.00	8.00	11.00	12.00
Standardabweichung	GL	10.59	10.19	8.58	12.01	4.50	8.18	4.31	1.25	3.27
	POL	1.62	1.38	1.87	2.51	1.25	1.71	0.75	0.41	0.71
	BSK	2.35	2.05	2.06	3.27	0.94	2.10	1.17	0.62	0.24
Varianz	GL	112.24	103.74	73.67	144.25	20.22	66.93	18.56	1.56	10.67
	POL	2.07	1.91	3.51	6.32	1.56	2.91	0.56	0.17	0.50
	BSK	4.21	4.18	4.24	10.69	0.89	4.42	1.36	0.39	0.06

Tabelle 21: Morphometrische Daten der Population von *Austropotamobius torrentium* aus dem Alsbach; Weibchen; n = 156. Mittelwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung und Varianz für die morphometrischen Charakteristika Gesamtlänge (GL), Postorbitallänge (POL) und Breiteste Stelle des Kopfes (BSK); alle Werte in mm.

Alsbach Weibchen		A1		A2		A4		A5
		Jul	Okt	Jul	Okt	Jul	Okt	Jul
Mittelwert	GL	53.37	54.45	48.49	41.00	59.25	42.14	49.17
	POL	7.04	8.41	7.08	5.60	8.00	5.43	6.50
	BSK	9.96	11.32	9.95	8.90	12.25	8.64	10.00
Maximum	GL	80.00	66.00	97.00	45.00	71.00	54.00	56.00
	POL	13.00	10.00	12.00	7.00	12.00	7.50	8.00
	BSK	14.00	13.00	14.00	11.00	15.00	11.00	11.00
Minimum	GL	21.00	22.00	25.00	35.00	46.00	26.00	39.00
	POL	1.00	2.50	2.00	4.00	6.00	3.50	4.00
	BSK	6.00	4.50	4.00	7.00	11.00	5.50	8.00
Standardabweichung	GL	10.98	10.81	9.74	3.16	8.98	9.03	5.16
	POL	3.92	2.05	1.98	0.80	2.35	1.37	1.19
	BSK	2.32	2.23	1.93	1.22	1.64	1.87	1.00
Varianz	GL	120.64	116.79	94.88	10.00	80.69	81.55	26.64
	POL	15.34	4.22	3.94	0.64	5.50	1.89	1.42
	BSK	5.39	4.97	3.73	1.49	2.69	3.48	1.00

Eine Korrelation zwischen Gesamtkörperlänge und Postorbitallänge (ohne Unterscheidung der Geschlechter) ist mit einem Korrelationskoeffizienten von $R^2 = 0.65$ positiv und zeigt, dass beide Körpermaße voneinander abhängig sind (Abbildung 14a). Bei den Männchen fällt die Korrelation mit einem Koeffizienten von $R^2 = 0.78$ sogar noch deutlicher positiv aus (Abbildung 14b) als bei den Weibchen ($R^2 = 0.55$; Abbildung 14c).

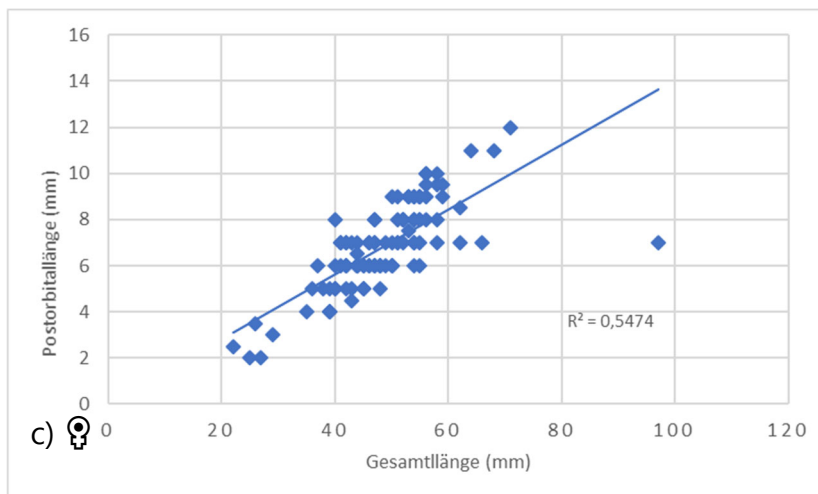
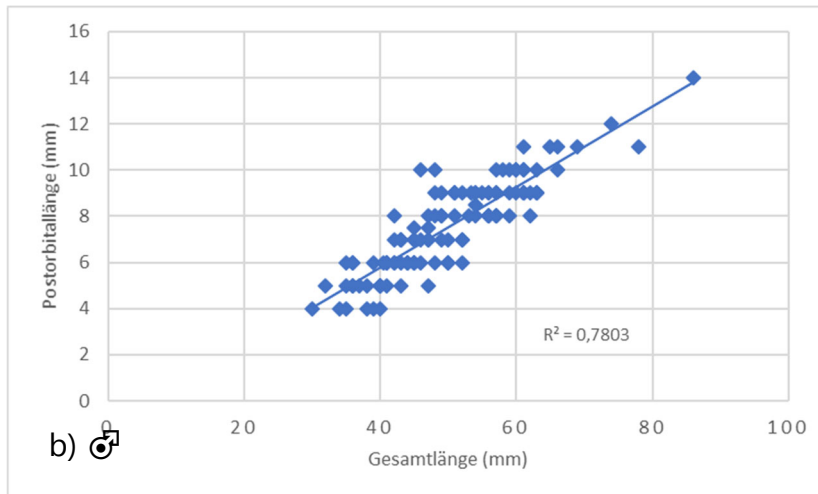
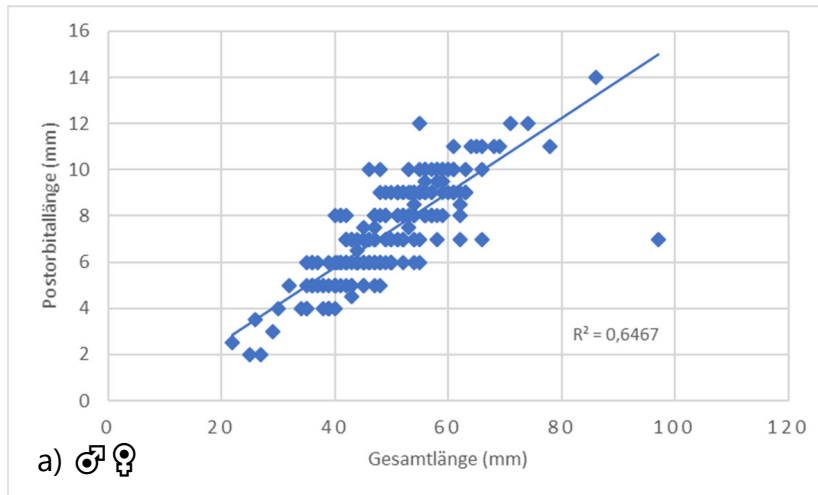


Abbildung 14: Korrelation zwischen Gesamtkörperlänge und Postorbitalänge von *Austropotamobius torrentium* aus dem Alsbach; a) ohne Unterscheidung der Geschlechter (n = 221), b) bei Männchen (n = 114), c) bei Weibchen (n = 107).

Unterscheidet man die Jahreszeiten (Sommer – Herbst, Abbildung 15), war am Alsbach der Anteil der subadulten Tiere im Sommer etwas höher ist als im Herbst (61 % im Vergleich zu 55 %). Ebenso fanden sich etwas mehr juvenile Stadien (5 % statt 2 %). Am Erlenbach war der Unterschied zwischen Sommer und Herbst noch deutlicher. Mit 75 % Anteil an Subadulten war dieser im Sommer deutlicher höher als im Herbst mit 43 %. Die gleiche Tendenz war bei den Jungtieren zu verzeichnen (4 % im Sommer statt 2 % im Herbst).

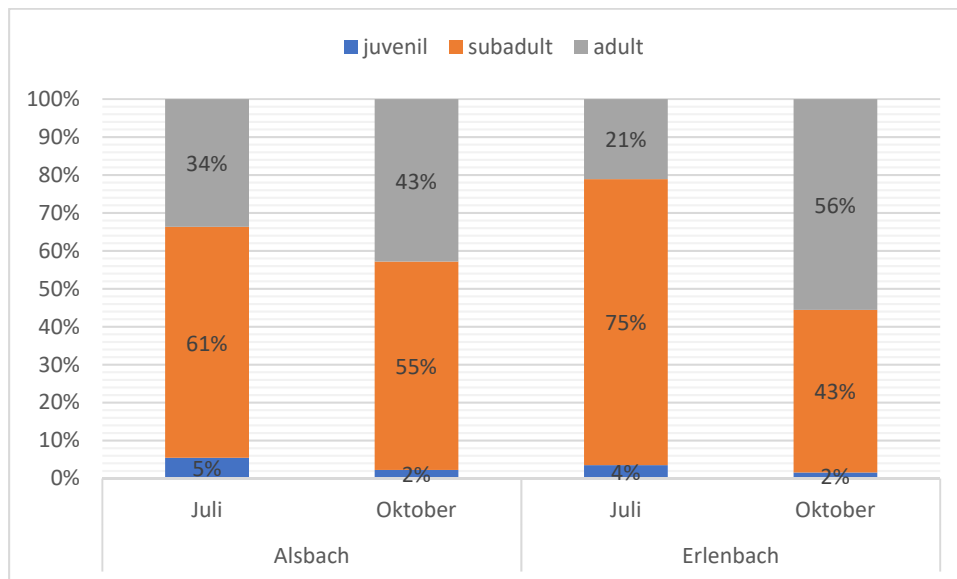


Abbildung 15: Verteilung der Altersklassen von *Austropotamobius torrentium* am Alsbach und Erlenbach im Vergleich zwischen Sommer und Herbst.

6.7.1.2 Geschlechterverteilung und Altersklassen bei *Austropotamobius torrentium* im Alsbach

Ein eindeutiger Unterschied im Verlauf der Jahreszeiten zeigte sich bei der Betrachtung der Geschlechterverteilung in den verschiedenen Altersklassen von *A. torrentium* (Abbildung 16) am Alsbach. Der Anteil beider Geschlechter bei den Jungtieren war in beiden Jahreszeiten fast ausgeglichen. Im Herbst waren geringfügig weniger Männchen nachzuweisen. Ein deutlicher Überhang an Weibchen war im Sommer bei den subadulten Tieren festzustellen (63 % versus 37 %). Dieses Verhältnis drehte sich Herbst um. Hier wurden nunmehr 61 % Männchen und 39 % Weibchen gefunden. Bei den Adulten war eine jahreszeitliche Differenz noch stärker ausgeprägt. Machten im Sommer den Großteil der adulten Tiere mit 7 % Weibchen aus, dominierten im Herbst die Männchen (89 %).

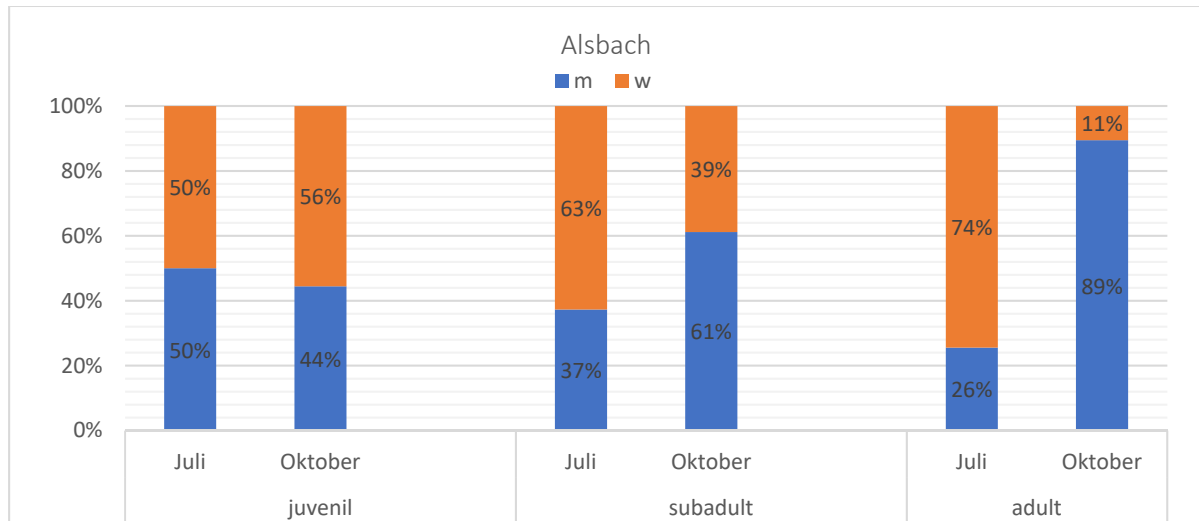


Abbildung 16: Anteil der Geschlechter bei den verschiedenen Altersklassen von *Austropotamobius torrentium* am Alsbach im Vergleich zwischen Sommer und Herbst.

Ein ähnliches Bild zeichnete sich am Erlenbach ab (Abbildung 17). Interessanterweise waren unter den Jungtieren in beiden Jahreszeiten nur Weibchen zu finden. Bei den Subadulten und Adulten dominierten (wie auch am Alsbach) im Sommer die Weibchen, während im Herbst die Männchen dominierten.

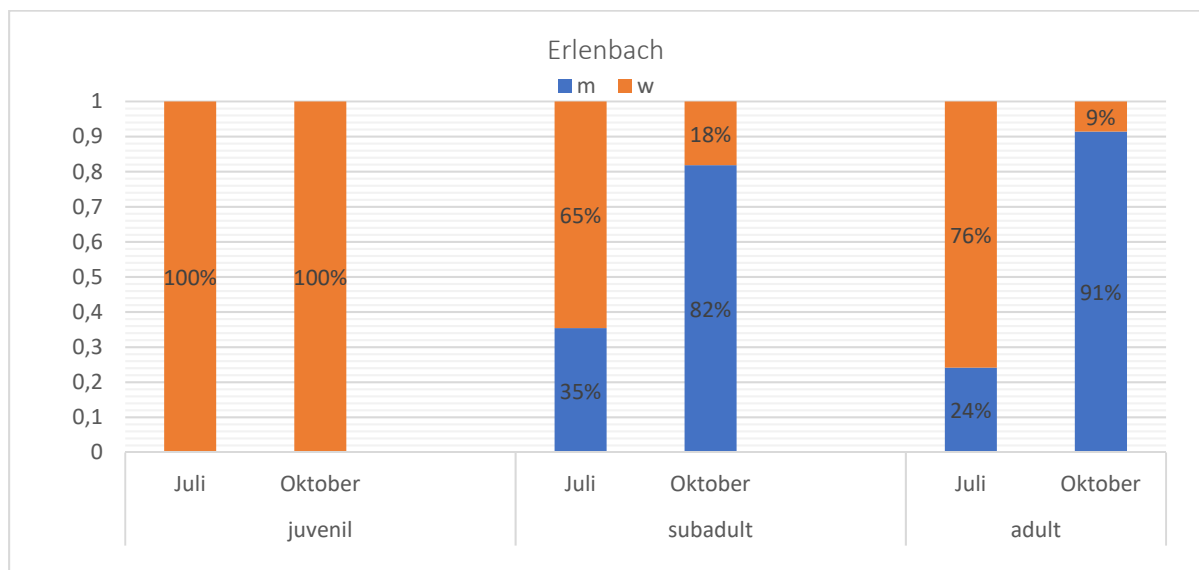


Abbildung 17: Anteil der Geschlechter bei den verschiedenen Altersklassen von *Austropotamobius torrentium* am Erlenbach im Vergleich zwischen Sommer und Herbst.

6.7.2 Populationsstruktur *Pacifastacus leniusculus*

6.7.2.1 Körperlängenverteilung von *Pacifastacus leniusculus* in Gütenbach und Wurzbach

Die Verteilung der Körpergrößen bei *Pacifastacus leniusculus* geben, in Kohorten von jeweils 10 mm, Abbildung 18 und Abbildung 19 wieder. Für den Gütenbach ergaben sich 12 Kohorten, während es am Wurzbach 11 Kohorten waren. Am Gütenbach gab es einen deutlichen Überhang an großen Tieren (90–109 mm), gefolgt von Tieren mittlerer Größe (40–59 mm). Sehr kleine (10–29 mm) und sehr große (110–129 mm) Tiere waren in etwa gleich verteilt. Am Wurzbach fehlten die kleinsten Kohorten (10–29 mm) vollständig, auch Tiere im Bereich 120–149 mm waren nicht vertreten. Die meisten nachgewiesenen Tiere waren mittlerer Körpergröße im Bereich 60–99 mm zuzuordnen. Auch in der Kohorte 30–39 mm fand sich eine wesentliche Anzahl an Krebsen.

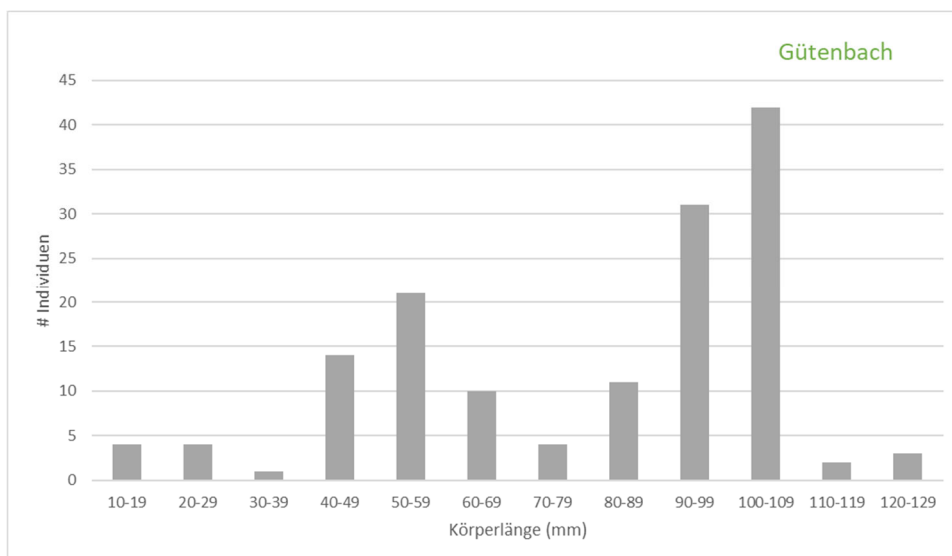


Abbildung 18: Verteilung der Körpergrößen von *Pacifastacus leniusculus* am Gütenbach.

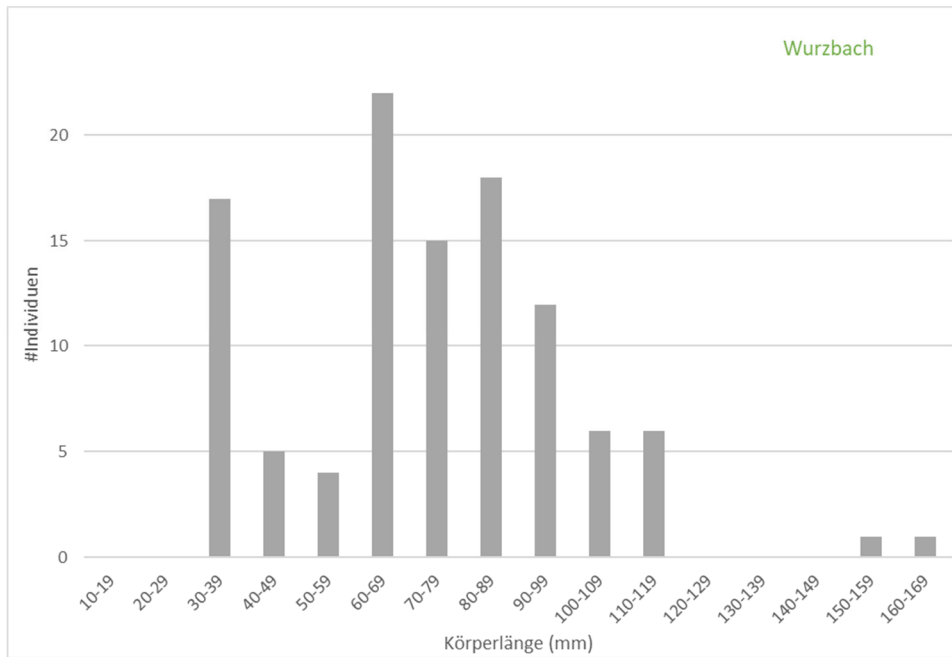


Abbildung 19: Verteilung der Körpergrößen von *Pacifastacus leniusculus* am Wurzbach.

6.7.2.2 Geschlechterverteilung und Altersklassen bei *Pacifastacus leniusculus* in Gütenbach und Wurzbach

Sowohl im Gütenbach also auch im Wurzbach wurden mehr Weibchen als Männchen gefunden. Am Gütenbach war dies mit einem Anteil an 74 % Weibchen noch deutlicher als am Wurzbach mit 58 %.

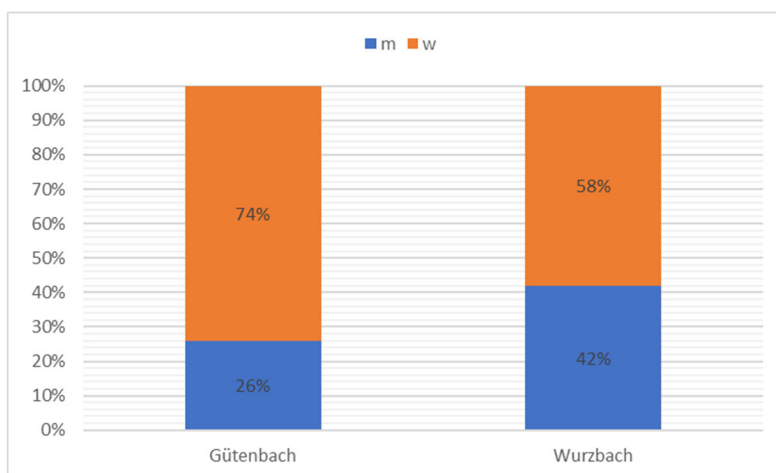


Abbildung 20: Verteilung der Geschlechter von *Pacifastacus leniusculus* an Gütenbach und Wurzbach.

Bezüglich Altersklassen (zur Einteilung der Altersklassen siehe Tabelle 3 in Kapitel 5.5.) waren im Gütenbach adulte Tiere mit 6 % am stärksten vertreten. Im Wurzbach waren Adulte und Subadulte in

ähnlichem Anteil vertreten (43 und 47 %). Der Anteil der Jungtiere war in beiden Bächen gering und am Wurzbach mit 10 % doppelt so hoch wie am Gütenbach mit 5 %.

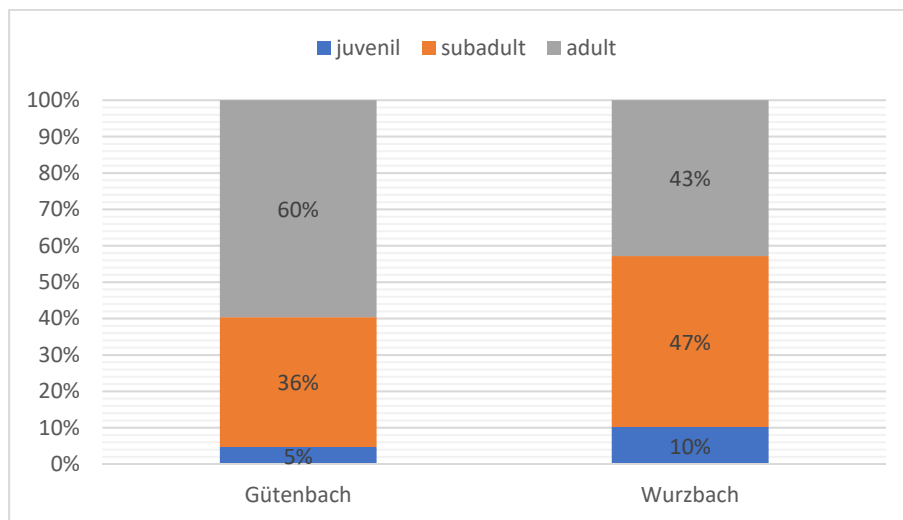


Abbildung 21: Verteilung der Altersklassen von *Pacifastacus leniusculus* an Gütenbach und Wurzbach.

6.7.3 Arten der Stillgewässer

Aufgrund der geringen Anzahl der gefundenen Individuen von *Pontastacus leptodactylus* und *Procambarus virginalis* lassen sich keine weiteren Schlussfolgerungen zur Populationsstruktur ableiten. Die erhobenen Daten werden hier zusammengefasst.

6.7.3.1 Körperlängenverteilung Stillgewässer

Die Anwendung von Reusen zur Erfassung der Größenverteilung der Galizischen Sumpfkrebse (*Pontastacus leptodactylus*) am Wienerbergteich ermöglicht die Beobachtung einer deutlichen Größenselektivität. Es wurde festgestellt, dass keine Krebse unterhalb einer Größe von 50 mm in den Reusen zu finden waren. Der Schwerpunkt der Größenverteilung lag hingegen im Bereich von 80–89 mm (siehe Abbildung 22). Eine Darstellung der Größenverteilung von *Procambarus virginalis* erscheint nicht sinnvoll, da nur 3 Individuen (mit Körperlängen von 74, 63 und 58 mm) gefangen wurden.

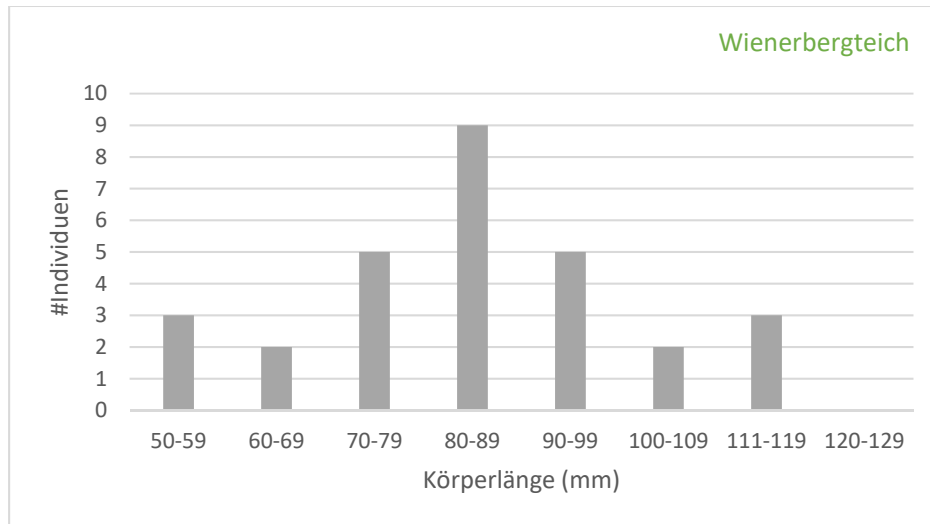


Abbildung 22: Verteilung der Körpergrößen von *Pontastacus leptodactylus* am Wienerbergteich.

6.7.4 Geschlechterverteilung

Von den insgesamt 29 Galizischen Sumpfkrebse, die am Wienerbergteich gefangen wurden, waren 66 % Weibchen und 34 % Männchen. Von *P. virginalis* kommen auf Grund seiner parthenogenetischen Fortpflanzung nur Weibchen vor. Bei dem Signalkrebs aus dem Dehneparkteich handelte es sich um ein Männchen.

6.8 Bewertung des Zustandes der Krebsbestände (*A. torrentium*, *P. leniusculus*)

Die Zustandsbewertung der Steinkrebsbestände wurde abschnittsweise durchgeführt (Tabelle 22). Die Zustandsbewertung wurde für jene Gewässer durchgeführt, wo Sichtungen vorlagen. Gewässer mit reinem eDNA-Nachweis wurden nicht berücksichtigt.

Am Alsbach wurde festgestellt, dass die Steinkrebspopulation sowohl im Sommer als auch im Herbst in allen Teilaspekten (Populationsdichte, Populationsstruktur und Reproduktivität) im Unterlauf einen sehr guten bis guten Zustand aufweist. Mit abnehmender Gewässergröße, also beim Vordringen in den Oberlauf, war eine Verschlechterung des Zustands festzustellen. Auch am Erlenbach kann von einem sehr guten Zustand des Bestandes zu beiden Jahreszeiten ausgegangen werden, mit der Einschränkung, dass im Sommer weniger juvenile Tiere gefunden wurden. Am Kräuterbach wurden nur wenige Individuen gesichtet. Die Sichtungen waren jedoch im Herbst aufgrund des hohen Laubanteils im Bach stark beeinträchtigt. Die Populationsstruktur und Reproduktivität können jedoch als sehr gut bewertet werden. Die übrigen Bäche können nur als in einem schlechten Zustand

befindlich eingestuft werden, da die Populationen sich in allen Teilaspekten gestört erwiesen. Zu beachten ist, dass das Kriterium Anzahl Individuen / 100m in kleinen Gräben nicht aussagekräftig ist, da naturgemäß die Populationsdichte auf Grund eines geringeren Lebensraumes in diesen niedriger ist. Bei den hier bewerteten Bächen sind jedoch nur der Lainzer Bach und Katzensgraben als vergleichsweise kleinere Gräben zu bezeichnen, in beiden Gewässern konnten keine Individuen nachgewiesen werden.

Tabelle 22: Zustandsbewertung der Steinkrebsbestände in Wien.

Gewässer	Abschnitt	Datum	Ind/ 100m	Populations- dichte	Populations- struktur	Reproduktivität	Gesamt- zustand
Alsbach	A1	15.07.2020	75	A	A	A	A
Alsbach	A1	21.10.2020	30	B	A	A	A
Alsbach	A2	15.07.2020	200	A	B	B	B
Alsbach	A2	19.10.2020	68	A	B	B	B
Alsbach	A4	16.07.2020	2	C	C	C	C
Alsbach	A4	20.10.2020	7	C	B	B	B
Alsbach	A5	20.07.2020	3	C	C	C	C
Alsbach	A5	22.10.2020	1	C	C	C	C
Alsbach	A6	22.10.2020	1	C	C	C	C
Erlenbach	A2.1	20.07.2020	70	A	A	B	A
Erlenbach	A2.1	20.10.2020	190	A	A	A	A
Kräuterbach	K1	18.10.2021	13	C	A	A	A
Halterbach	H6	06.07.2021	7	C	C	C	C
Halterbach	H9	11.07.2021	3	C	C	C	C
Grünauerbach	GB2	08.10.2020	3	C	C	C	C
Lainzer Bach	L1	03.08.2021	0	C	C	C	C
Katzengraben	KA1	03.08.2021	0	C	C	C	C
Hannbaumbach	HB1	02.08.2021	1	C	C	C	C

Abbildung 23 fasst die Zustandsbewertung der Signalkrebsbestände an Gütenbach und Wurzbach zusammen. Gesamt betrachtet, weist der Wurzbach die vitalere Population auf, hier befinden sich vier von sechs Teilpopulationen in einem guten, bzw. eine sogar in einem sehr guten Zustand, wobei diese

als Populationen invasiver Neobiota eine Gefahr darstellen. Am Gütenbach werden drei von acht Beständen dem guten bzw. sehr guten Zustand zugeordnet. An allen bewerteten Bächen wird die Populationsdichte als schlecht bewertet, was für eine Eindämmung der Art als positiv zu bewerten ist.

Tabelle 23: Zustandsbewertung der Signalkrebsbestände an Gütenbach und Wurzbach.

Gewässer	Abschnitt	Datum	Ind/ 100m	Populations- dichte	Populations- struktur	Reproduktivität	Gesamt- zustand
Gütenbach	G1	02.07.2020	1	C	C	C	C
Gütenbach	G2	02.07.2020	1	C	C	C	C
Gütenbach	G3	02.07.2020	5	C	C	C	C
Gütenbach	G4	02.07.2020	7	C	B	B	B
Gütenbach	G5	03.07.2020	12	C	A	A	A
Gütenbach	G6	03.07.2020	5	C	C	C	C
Gütenbach	G7	03.07.2020	2	C	B	B	B
Gütenbach	G5.1	03.07.2020	5	C	C	C	C
Wurzbach	W1	10.07.2020	4	C	B	B	B
Wurzbach	W2	10.07.2020	11	C	A	A	A
Wurzbach	W3	10.07.2020	2	C	C	C	C
Wurzbach	W4	10.07.2020	1	C	C	C	C
Wurzbach	W5	10.07.2020	2	C	B	B	B
Wurzbach	W1.1	10.07.2020	2	C	B	B	B
Wurzbach	W1/3	12.11.2020	1	C	B	B	B

6.9 Hydromorphologische Bewertung

Eine Zusammenfassung der hydromorphologischen Bewertung gibt Tabelle 24 wieder. Die Ober- und Mittelläufe der befundeten Bäche sind aus hydromorphologischer Sicht durchwegs als sehr gut bis gut zu bewerten. Eine Ausnahme bildet hier der Halterbach, der bereits im Mittelauf streckenweise ein hartverbautes Kastenprofil aufweist. Bei jenen Bächen, die sich in ihrem Unterlauf im Siedlungsgebiet befinden, wie es bei Wurzbach, Gütenbach, Halterbach, Hannbaumbach, Hainbach, Schreiberbach, Reisenbergbach und Waldbach der Fall ist, wirkt sich dies, je nach Verbauungsgrad, auch auf die hydromorphologische Gesamtbewertung aus. Die Strukturindizes, nämlich der Variabilitätsindex mineralischer Substrate, der Woody Debris-Index und der Ufervegetationsindex, dienen zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Gewässerabschnitten. Ein Großteil der Oberläufe der Bäche erreichte einen Woody Debris-Index-Wert von 166.67, was bedeutet, dass mehr als 10 Debris-Dämme und mehr als 10 Baumstämme mit einem Durchmesser von über 10 cm vorhanden waren. Am Halter- oder Reisenbergbach beispielsweise wiesen Abschnitte einen Variabilitätsindex mineralischer

Substrate mit dem Wert 0 auf, was bedeutet, dass die Sohle ausschließlich aus Technomegalithal (harte Pflasterung, Beton) besteht. Wie erwartet, waren die meisten Ufervegetationsindizes in den Oberläufen hoch und lagen um den Wert 87.5, sie nahmen jedoch mit zunehmender Besiedlung ab.

Tabelle 24: Hydromorphologische Zustandsklasse, Variabilitätsindex mineralischer Substrate, Woody Debris-Index und Ufervegetationsindex der untersuchten Fließgewässer.

Gewässer	Abschnitt	Variabilitäts- index mineralischer Substrate	Woody Debris- Index	Ufervegetations- index	Hydro- morphologische Zustandsklasse
Alsbach	A1	8.2	166.67	71.88	1.0
Alsbach	A2	5.7	58.33	45.38	2.5
Alsbach	A3	7.1	166.67	66.25	2.0
Alsbach	A4	6.6	166.67	87.50	1.0
Alsbach	A5	5.3	166.67	87.50	1.0
Alsbach	A6	5.3	166.67	87.50	1.0
Erlenbach	A2.1	7.5	166.67	87.50	1.0
Gütenbach	G1	7.5	0.00	23.25	2.0
Gütenbach	G2	5.3	0.00	56.63	2.0
Gütenbach	G3	8.5	166.67	34.50	2.5
Gütenbach	G4	6.6	166.67	51.88	2.0
Gütenbach	G5	7.3	166.67	87.50	1.0
Gütenbach	G6	7.1	166.67	87.50	1.0
Gütenbach	G7	7.1	166.67	87.50	1.0
Gütenbach	G5.1	7.5	166.67	87.50	1.5
Hainbach	HN1	8.0	16.67	53.75	2.0
Hainbach	HN2	8.2	100.00	64.06	2.0
Hainbach	HN3	9.3	0.00	68.13	2.0
Hainbach	HN4	9.3	16.67	73.75	2.0
Hainbach	HN5	8.3	58.33	65.00	1.0
Hainbach	HN6	7.8	91.67	77.50	1.0
Halterbach	H0	4.8	0.00	0.50	2.0
Halterbach	H1	6.5	0.00	24.13	3.0

Gewässer	Abschnitt	Variabilitäts- index mineralischer Substrate	Woody Debris- Index	Ufervegetations- index	Hydro- morphologische Zustandsklasse
Halterbach	H2	6.2	0.00	32.50	3.0
Halterbach	H3	6.6	0.00	27.50	3.5
Halterbach	H4	0.0	0.00	20.00	5.0
Halterbach	H6	8.0	0.00	63.13	1.0
Halterbach	H9	7.5	0.00	87.50	1.0
Hannbaumbach	HB1	8.2	166.67	87.50	3.0
Hannbaumbach	HB2	8.6	166.67	71.25	1.0
Kasgraben	KA1	3.9	0.00	81.25	4.0
Kasgraben	KA2	6.4	108.33	77.50	2.0
Kasgraben	KA3	7.5	0.00	0.00	1.0
Kasgraben	KA4	6.6	0.00	0.00	1.0
Reisenbergbach	RB0	6.4	0.00	53.75	4.0
Reisenbergbach	RB1	5.3	0.00	55.63	2.0
Reisenbergbach	RB2	7.5	16.67	69.38	1.0
Schreiberbach	S1	0.0	0.00	7.50	4.0
Schreiberbach	S2	6.4	0.00	44.38	2.0
Schreiberbach	S3	7.5	41.67	69.38	1.0
Waldbach	WB1	7.8	83.33	67.50	4.0
Waldbach	WB2	8.0	83.33	66.25	3.0
Waldbach	WB3	8.5	166.67	87.50	1.0
Wurzbach	W1	7.3	25.00	8.00	3.0
Wurzbach	W2	7.9	150.00	60.63	3.5
Wurzbach	W3	8.2	166.67	87.50	2.5
Wurzbach	W4	7.3	166.67	87.50	1.0
Wurzbach	W5	6.4	166.67	87.50	1.0
Grünauerbach	GB1	4.2	166.67	87.50	1.0
Grünauerbach	GB2	6.4	166.67	87.50	1.0
Grünauerbach	GB3	6.4	166.67	87.50	1.0
Rotwasser	R1	2.8	25.00	24.13	3.0

Gewässer	Abschnitt	Variabilitäts- index mineralischer Substrate	Woody Debris- Index	Ufervegetations- index	Hydro- morphologische Zustandsklasse
Rotwasser	R2	5.3	83.33	87.50	2.0
Rotwasser	R3	4.3	166.67	87.50	1.0
Rotwasser	R4	2.8	166.67	87.50	2.0
Rotwasser	R5	4.7	166.67	87.50	2.0
Rotwasser	R6	4.7	166.67	87.50	1.0

6.9.1 Einfluss der Hydromorphologie auf die Krebspopulation

Morphologische Parameter, wie die mittlere Gewässerbreite- und tiefe, können indirekt Auskunft über den verfügbaren Lebensraum geben und wurden daher in Zusammenschau mit der CPUE (catch per unit effort, d.h. die Anzahl der Sichtungen pro Gewässerabschnitt und Nacht) analysiert (Abbildung 23 bis Abbildung 26).

Aufgrund ihrer strukturellen Beschaffenheit sind vier der untersuchten Fließgewässer - Alsbach, Wurzbach, Gütenbach und Halterbach - als geeignete Kandidaten für eine vergleichende Analyse zwischen morphologischen Parametern und der Anzahl der beobachteten Krebse zu betrachten. Am Alsbach zeigte sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen Gewässerbreite- und tiefe und der Anzahl nachgewiesener Krebse. Die meisten Krebse wurden im breitesten Gewässerabschnitt A2 mit der höchsten mittleren Tiefe gesichtet. Wobei zu sagen ist, dass Abschnitt A1 durchschnittlich nur unwesentlich geringere Breiten aufwies und dennoch weniger als die Hälfte an Tieren gefunden wurden. Die mittlere Tiefe war hingegen mit 40 cm in A2 mehr als doppelt so hoch als in A1 mit 15 cm, was mit dem CPUE an beiden Stellen korreliert. Im Oberlauf (Abschnitt A4 bis A6) nahmen sowohl Breite, wie Tiefe des Gewässers deutlich ab und entsprachen mit mittleren Breiten und Tiefen von 10–45 cm bzw. 8–15 cm eher kleinen Rinnsalen. Ebenso verringerten sich die CPUE-Werte hier auf lediglich 0.02 in A4, 0.03 in A5 und 0.01 in A6. Am Wurzbach war der Zusammenhang zwischen den beiden morphologischen Parametern und der Menge gesichteter Krebse sehr deutlich. Der mit Abstand am dichtesten besiedelte Abschnitt W2 war gleichzeitig jener mit den höchsten mittleren Gewässerbreiten und -tiefen. Am Gütenbach hingegen war die Stelle mit der höchsten Krebsdichte nicht jene mit den höchsten Breiten und Tiefen. Zum Sammelzeitpunkt waren die Gewässerabschnitte allerdings stellenweise trockengefallen und das verbleibende Wasser hatte sich auf tiefere Pools

beschränkt, was die Werte der morphologischen Parameter verzerrt. Im Halterbach war ein Zusammenhang zwischen Krebsdichte und Gewässerbreite Oberlauf nachzuweisen, wobei hier hochwasserbedingt nur zwei Abschnitte besammelt werden konnten. Die restlichen Abschnitte waren krebsfrei.

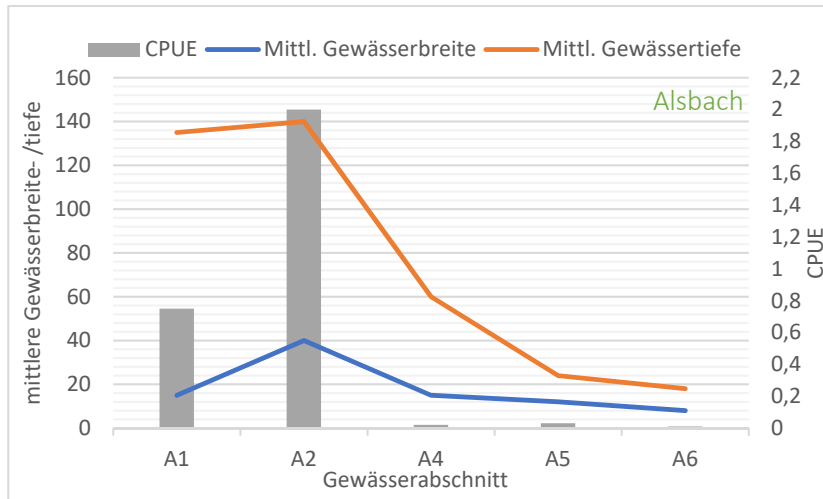


Abbildung 23: Vergleich von mittlerer Gewässerbreite- und tiefe mit der CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Alsbach.

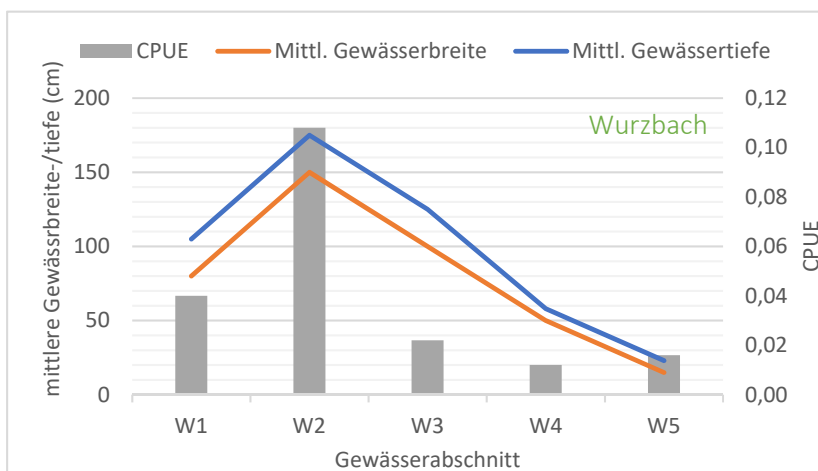


Abbildung 24: Vergleich von mittlerer Gewässerbreite- und tiefe mit der CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Wurzbach.

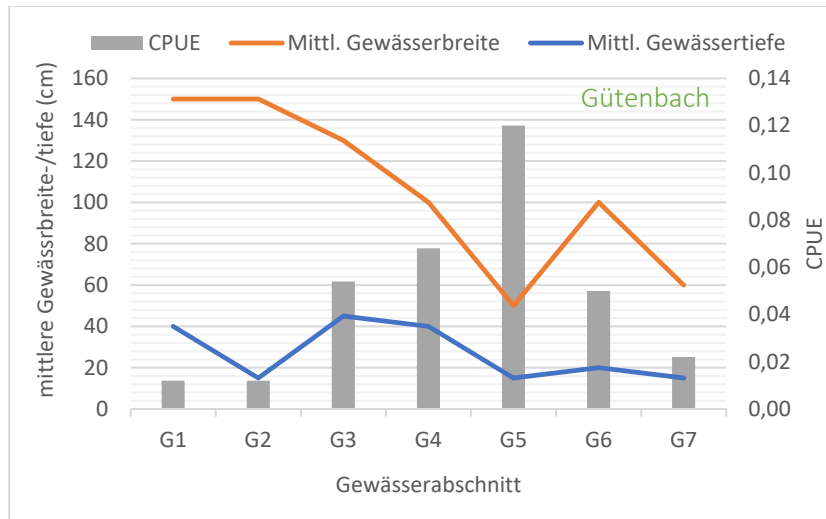


Abbildung 25: Vergleich von mittlerer Gewässerbreite- und tiefe mit der CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Gütenbach.

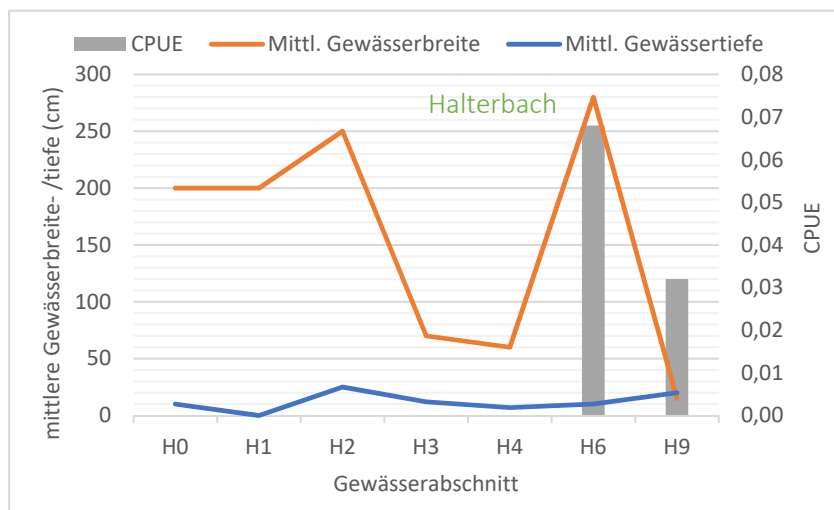


Abbildung 26: Vergleich von mittlerer Gewässerbreite- und tiefe mit der CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Halterbach.

Ein hoher Anteil der Krebse waren in den Pools zu finden, die sich entlang der immer wieder ausgetrockneten Bachabschnitte in Senken oder hinter natürlichen oder künstlichen Hindernissen bilden. Beim Vergleich der Anzahl der Pools, die eine Fläche größer als 60 x 40 cm und mehr als 25 cm Tiefe aufwiesen, mit der Anzahl der nachgewiesenen Krebse, zeigten sich jene Abschnitte begünstigt, die eine hohe Anzahl an Pools aufwiesen (Abbildung 27 bis Abbildung 30). Mit Ausnahme des Wurzbachs war diese Tendenz an allen vier untersuchten Bächen eindeutig festzustellen.

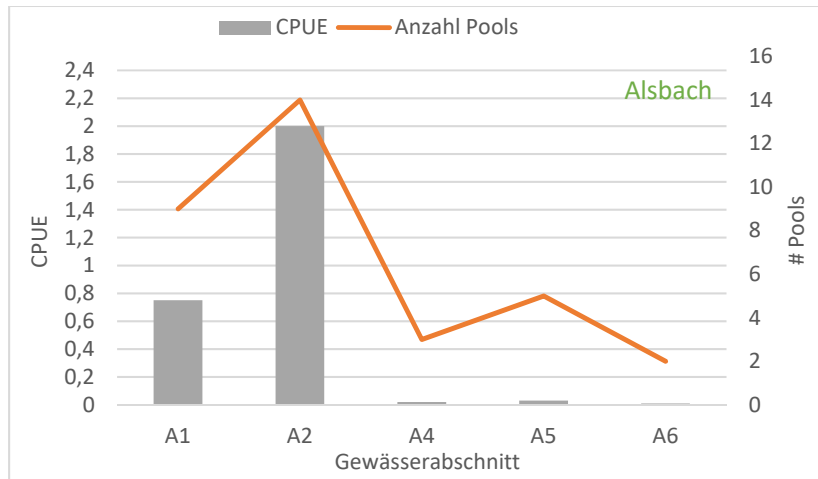


Abbildung 27: Anzahl an Pools (Fläche > 60x40 cm, > 25cm Tiefe) und CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Alsbach.

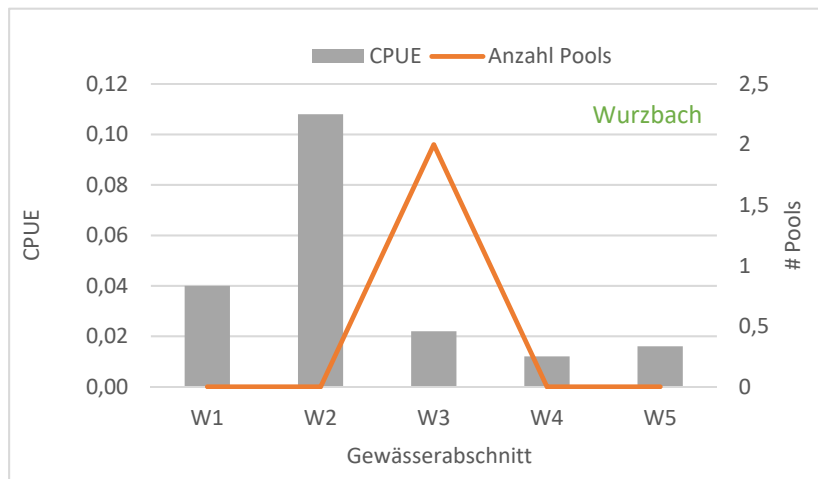


Abbildung 28: Anzahl an Pools (Fläche > 60x40 cm, > 25cm Tiefe) und CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Wurzbach.

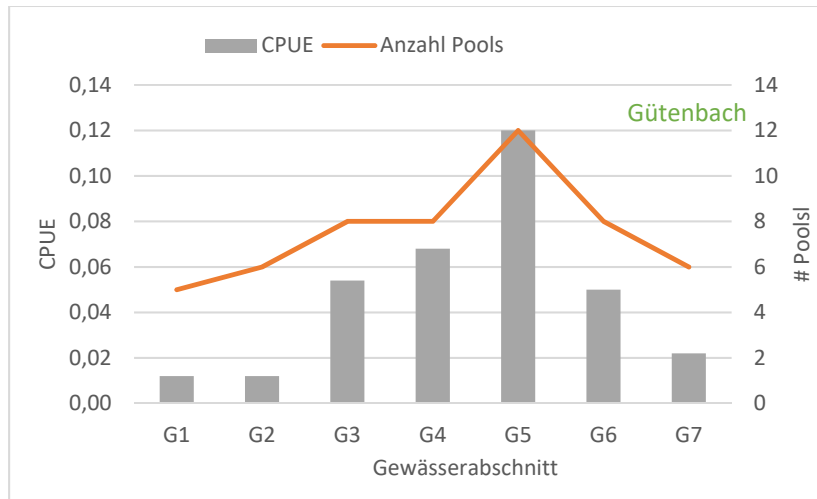


Abbildung 29: Anzahl an Pools (Fläche > 60x40 cm, > 25cm Tiefe) und CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Gütenbach.

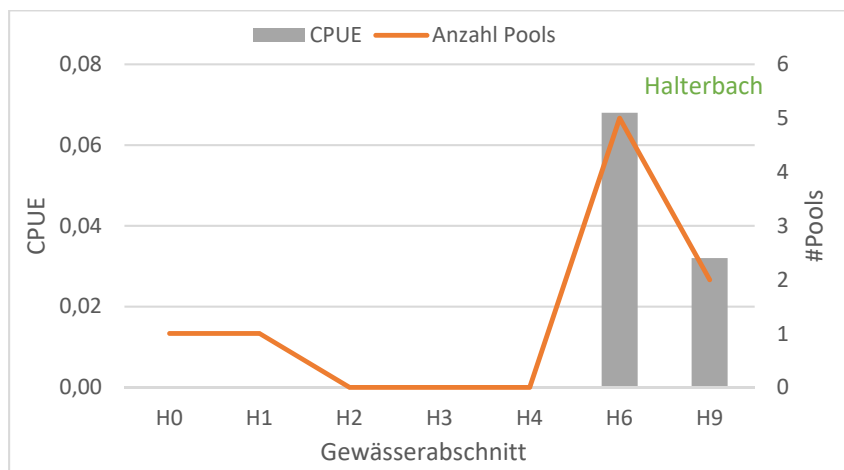


Abbildung 30: Anzahl an Pools (Fläche > 60x40 cm, > 25cm Tiefe) und CPUE (catch per unit effort) pro Gewässerabschnitt am Halterbach.

6.10 Isolationsgrad

Mittels der erhobenen hydromorphologischen Kartierung erfolgte eine Einteilung der untersuchten Bäche nach ihrem Isolationsgrad entsprechend Tabelle 25. Der Alsbach und sein Zubringer, der Erlenbach, zeigten sich durch ihre Einmündung in das Kanalsystem vom Vorflutersystem isoliert und sind somit der Kategorie „hohe Isolation“ zuzuordnen. Dies gilt ebenso für die Bäche Schreiberbach und Reisenbergbach an der Flanke des Kahlenbergs, wie für Lainzer Bach und Katzensgraben, die dem Lainzer Tiergarten entwässern. Der Waldbach ist durch eine hohe Sohlstufe mit einem Rechteckprofil ohne Klettermöglichkeiten vor einem Vordringen von invasiven Arten aus der Donau weitestgehend

geschützt, genauso wie der Hannbaumbach, der bei der Einmündung in den Mauerbach ein ca. 1 m hohes Migrationshindernis aufweist (= mittlere Isolation). Die restlichen Bäche – Wurzbach, Gütenbach, Halterbach, Hainbach und Kasgraben – fließen ungehindert in den Hauptbach und weisen somit keine Isolation (Kategorie C) auf.

Tabelle 25: Bewertung des Isolationsgrades der untersuchten Fließgewässer.

Gewässer	Isolationsgrad	Art der Isolation
Alsbach	A – hohe Isolation	Einmündung in das Kanalsystem
Erlenbach	A – hohe Isolation	Einmündung in das Kanalsystem
Wurzbach	C – keine Isolation	keine
Gütenbach	C – keine Isolation	keine
Schreiberbach	A – hohe Isolation	Einmündung in das Kanalsystem
Halterbach	C – keine Isolation	keine
Waldbach	B – mittlere Isolation	Migrationshindernis
Reisenbergbach	A – hohe Isolation	Einmündung in das Kanalsystem
Hannbaumbach	B – mittlere Isolation	Migrationshindernis
Hainbach	C – keine Isolation	keine
Kasgraben	C – keine Isolation	keine
Rotwasser	B – mittlere Isolation	Migrationshindernis, (Austrocknung)
Lainzer Bach	A – hohe Isolation	Einmündung in das Kanalsystem
Katzengraben	A – hohe Isolation	Einmündung in das Kanalsystem

6.11 Öffentlichkeitsarbeit

Eine Übersicht über die im Rahmen dieses Projekts durchgeführte Öffentlichkeitsarbeit findet sich in Appendix 7.

7. DISKUSSION

7.1 eDNA-Analysen

Die vorliegende Studie markiert einen Meilenstein in Bezug auf die Überwachung der Flusskrebbsfauna in Wien. Die Anwendung der eDNA-Barcoding-Methode hat sich als geeignetes Instrument für ein großflächiges Screening der Gewässer erwiesen und eignet sich gleichermaßen für den Nachweis heimischer, wie auch invasiver Arten. Ihr Einsatz zur Kontrolle der Ausbreitung invasiver Arten wie dem Signalkrebs und dem jüngst aufgetretenen Marmorkrebs in Wien kommt dabei eine wichtige Rolle zu, da ihre Sensitivität bei schon bei geringen Individuendichten gegenüber falsch negativen Sichtungen einen Vorteil bietet.

Environmental DNA (eDNA) hat in der wissenschaftlichen Forschung eine bedeutende Rolle beim Nachweis von Flusskrebsen eingenommen. Die Analyse von eDNA hat das Potenzial, herkömmliche Methoden zur Überwachung der Biodiversität zu revolutionieren, da sie eine nicht-invasive und hochsensitive Methode darstellt (VALENTINI et al. 2016) und gleichzeitig ein effizientes Monitoring der Arten in ihren natürlichen Lebensräumen (HARPER et al. 2018) ermöglicht. Zusätzlich bietet die Verwendung von eDNA den Vorteil der Kosteneffizienz, insbesondere bei Verdachtsfällen oder geringen Individuendichten, da Proben einfach und schnell entnommen werden können, ohne dass eine direkte Sichtung oder Fang der Tiere erforderlich sind.

Dennoch muss auch berücksichtigt werden, dass es bei eDNA-Nachweisen grundsätzlich auch zu falsch positiven Ergebnissen oder Fehlinterpretationen kommen kann (KELLY et al. 2014; VALENTINI et al. 2016). Mögliche Gründe, die zu falsch positiven Ergebnissen führen können, sind unter anderem Kontamination mit externer DNA, Persistenz von DNA in der Umwelt über längere Zeiträume, auch wenn der Organismus nicht mehr vorhanden ist. Ein mögliches Problem ist, dass unbeabsichtigt DNA-Sequenzen anderer Arten als die der Zielarten amplifiziert werden können, wenn (vermeintlich artspezifische) PCR-Primer versehentlich an diese binden (KELLY et al. 2014; VALENTINI et al. 2016; JANE et al. 2017). Auf etwaige Kreuzreaktivität von Primern wurde jedoch in der vorliegenden Studie intensiv getestet und diese mit einer Vielzahl von Arten ausgeschlossen. Darüber hinaus ist die Möglichkeit einer „Fehldetektion“ aufgrund einer „Fehlamplifikation“ von Arten in der vorliegenden Studie insofern auszuschließen, als PCR-Produkte der eDNA-Analysen grundsätzlich durch Sequenzierung überprüft wurden und somit eindeutig einer Art zugeordnet werden konnten. Es soll hier betont

werden, dass Ergebnisse von eDNA-Studien, die sich ausschließlich auf erfolgreiche PCR-Amplifikation ohne nachfolgende Sequenzierung stützen, mit einem gewissen Unsicherheitsfaktor behaftet sind.

Die eDNA-Methode zeigte sehr hohe Sensitivitätswerte von 80 % für Fließgewässer und 100 % für Stillgewässer. Dieses Ergebnis legt eine besonders hohe Genauigkeit in den Stillgewässern nahe, obwohl ebenfalls zu berücksichtigen ist, dass die Stichprobengröße in den Stillgewässern um einiges geringer und somit auch weniger verlässlich zu bewerten ist. Insgesamt ist festzuhalten, dass die Detektionsrate stark von der Gewässergröße und der Dichte des Bestandes abhängt. Bei einem Nachweis ohne gleichzeitige Sichtung ist zu berücksichtigen, dass eDNA auch über Zubringer in ein Stillgewässer gelangt sein kann. Ein alleiniger Nachweis per eDNA (Nachweis von *P. virginalis*), ohne bestätigende Sichtung erfolgte in vorliegender Studie lediglich im Stierofenteich. Dieser ist durch einen Verbindungsgraben bzw. eine anschließende Rohrverbindung mit den Kastanienalleeteichen und Wienerbergteich verbunden (Mitteilung MA 49 in Riedler et al. 2018). Ein eDNA Eintrag aus den Kastanienalleeteichen ist möglich und erklärt unter Umständen den fehlenden Nachweis von *P. virginalis* mittels Reusen.

Die etwas geringere Sensitivität im Fließgewässer ist aufgrund der Verdriftung der DNA plausibel, wenngleich die teils geringe Wasserführung und damit verbundene geringe Fließgeschwindigkeit in den untersuchten Wienerwaldbächen hier zu berücksichtigen ist.

Bei der Probennahme ist zu beachten, dass der Nachweis von Flusskrebsen durch eDNA in Fließgewässern am wahrscheinlichsten innerhalb oder direkt flussabwärts einer Population erfolgt (RICE et al. 2018; CHUCHOLL et al. 2021). Die flussabwärts gerichtete Drift beeinflusst die Nachweisrate und DNA-Konzentration, da größere Wasservolumina zu einer Verdünnung der DNA-Spuren führen (CHUCHOLL et al. 2021).

Auch in Gewässern mit geringer Individuendichte (z. B. Restpopulationen), konnten Krebse mittels eDNA nachgewiesen werden, was das Potenzial der eDNA-Methode als präzise und effiziente Überwachungsmethode von selten oder neuen Arten hervorhebt.

Die eDNA-Analyse in der Lobau zeigte keine positiven Ergebnisse, möglicherweise aufgrund der Probennahme-Methode, die nur geringe Volumina im Uferbereich filterte. Aufgrund einer eingeschränkten Möglichkeit zum Reusenfang, wegen Rücksichtnahme auf die dort ansässige europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*), konnten in der Lobau auch mittels Reusen keine Krebse nachgewiesen werden.

Basierend auf den Erfahrungen im Projekt werden daher für den molekulargenetischen Nachweis von Flusskrebsen in stehenden Gewässern batteriebetriebene eDNA-Sampler (z. B. Smith Root) empfohlen, wie sie im Wienerbergteich-Gebiet erfolgreich umgesetzt wurde. Dies sollte die Effizienz der eDNA-Analyse durch größere Wassermengen steigern. Um Aussagen für die Lobau treffen zu können, sind detailliertere Untersuchungen nötig.

7.1.1 Vergleich eDNA – traditionelle Erhebung

Die folgende Diskussion beleuchtet die Bewertung der Übereinstimmung zwischen den traditionellen Flusskrebserhebungen und den molekulargenetischen Erhebungen.

Ein Vergleich der Methoden zeigt mit einem Cohen's-Kappa Wert von 0.62 unter Einbeziehung aller Daten eine bemerkenswerte Übereinstimmung (siehe Tabelle 13).

Bei einer separaten Evaluierung der Fließ- und Stillgewässer ergibt sich eine leicht geringfügigere („moderate“) Übereinstimmung von 0.58 bei den Fließgewässern (siehe Tabelle 14), während bei den Stillgewässern (siehe Tabelle 15) eine noch höhere („bedeutende“) Übereinstimmung von 0.70 zwischen den konventionellen und molekulargenetischen Methoden festgestellt wurde, wobei hier ein kleinerer Stichprobenumfang die Zuverlässigkeit des Ergebnisses beeinflussen kann.

Die Sensitivität der eDNA-Methode zeigt hohe Werte von 80 % für Fließgewässer und 100 % für Stillgewässer im Vergleich zu den Sichtungsraten von 67 % (Fließgewässer) bzw. 60 % (Stillgewässer). Die hohen Sensitivitätswerte der Stillgewässer sind auf Grund der geringen Stichprobengröße der Stillgewässer mit Vorsicht zu interpretieren.

Bei einem Vergleich der Sensitivität von Sichtungen und der eDNA-Methode lässt sich feststellen, dass die Wahrscheinlichkeit, Krebse in einem Gewässer nachzuweisen, mittels eDNA mit einer True-positive-rate von 83 % sensitiver ist als die traditionelle Methode mit 65 %. Es ist allerdings auch zu bedenken, dass dem gegenüber die verwendete eDNA-Methode keine quantitative Beurteilung und demnach auch keine Aussage über den Zustand einer Population ermöglicht.

Bei genauer Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass bei Bächen mit einer sehr hohen Individuendichte, wie es am Alsbach der Fall ist, die Sensitivität beider Methoden sehr hoch ist (siehe Kapitel 6.4). In solchen Fällen scheint die eDNA-Methode keinen direkten Vorteil beim Nachweis von Krebsen zu bieten, da dieser über Sichtungen schnell und zuverlässig erfolgen kann. Hingegen können

bei Bächen, in denen nur noch Restpopulationen vorhanden sind oder die nur sehr dünn besiedelt sind, wie am Hainbach und Kasgraben, positive Nachweise durch die eDNA-Methode erbracht werden, während die traditionelle Erhebung mittels Sichtungen negativ verlief. Diese Beobachtung kann durch die Fachliteratur unterstützt werden, in der beschrieben wird, dass durch abgestoßene Zellen, Kot oder anderen biologischen Materialien im Wasser selbst dann geringe Mengen an Flusskrebse-DNA detektiert werden können, wenn die Krebse selbst nicht beobachtet werden können. Dies ist besonders nützlich in Gewässern mit niedriger Populationsdichte oder schwer zu beobachtenden Arten (BUXTON et al. 2018; GREENHALGH et al. 2020).

Im Gütenbach, einem Bach, der von Signalkrebsen besiedelt ist, wurde mittels eDNA-Methode das Vorkommen von Steinkrebsen an zwei verschiedenen Abschnitten nachgewiesen. Dieses Ergebnis ist bemerkenswert, da in Österreich bisher kein syntopes Vorkommen von Signalkrebsen und Steinkrebsen gemeldet wurde. Eine Verifizierung des *A. torrentium* Nachweises in einem Signalkrebsgewässer durch Sichtungen gestaltet sich schwierig. Der Signalkrebs ist deutlich konkurrenzstärker und der Steinkrebs wird sich verborgen halten. Es ist auch nicht auszuschließen, dass DNA-Spuren über einen Zubringer, in dem noch Steinkrebse anzutreffen sind, in den Hauptbach gelangt sind. Zum Untersuchungszeitpunkt waren die Zubringer jedoch gänzlich trockengefallen. Zusammenfassend sind weitere Untersuchungen notwendig, um ein mögliches gemeinsames Vorkommen von Stein- und Signalkrebs am Gütenbach belegen zu können.

Es ist grundsätzlich ratsam, die Ergebnisse von eDNA-Nachweisen möglichst durch Krebssichtungen zu bestätigen, um potenzielle Falschdetektionen auszuschließen. Durch die Durchführung von direkten Sichtungen der betreffenden Krebse kann überprüft werden, ob die eDNA-Ergebnisse tatsächlich das Vorhandensein der gesuchten Organismen bezeugen. Eine solche Bestätigung trägt dazu bei, sicherzustellen, dass die Ergebnisse zuverlässig und aussagekräftig sind, bzw. etwaige Fehlerquellen zu identifizieren. Andererseits besteht bei sehr geringer Populationsdichte die Möglichkeit, dass die Art nicht gesichtet wird. Daraus grundsätzlich zu schließen, dass ein eDNA-Nachweis falsch positiv sei, wäre unzulässig. Zusammenfassend ist eine Kombination beider Methoden zu empfehlen, da sie ein Maximum an Information liefert.

Die Analyse der Stillgewässer-Daten konnten nur teilweise erfolgen, da die Ergebnisse der Lobau auf Grund der Inhomogenität des Reusenfangs ausgegliedert wurden. Die erfolgreichere Detektion von Krebsen mittels eDNA am Wienerbergteich ist möglicherweise auf eine andere Methode der Probenahme (eDNA-Sampler; Smith Root) zurückzuführen, welche ermöglicht, eine wesentlich größere Wassermenge zu filtern als die Standardmethode mit Kunststoffspritzen (die an den anderen

Stillgewässern verwendet wurde). Insbesondere beim Galizischen Sumpfkrebs ergab ein Vergleich der Methoden eine 100 %ige Übereinstimmung (siehe Appendix 6). Auch der Marmorkrebs konnte an allen getesteten Standorten mittels eDNA nachgewiesen werden.

Basierend auf diesen Erkenntnissen empfiehlt es sich, batteriebetriebene eDNA-Sampler als bevorzugtes Gerät zur Probenahme an großen Stillgewässern einzusetzen. Diese Geräte ermöglichen eine effizientere und umfangreichere Filterung einer größeren Wassermenge, was die Erfolgchancen bei der eDNA-Analyse erhöht.

7.1.2 Zeitpunkt der Probenahme und der Detektionsrate mittels eDNA

In der Regel werden die Sommer- und Herbstmonate als günstige Zeiträume für die eDNA-Probenentnahme bei Flusskrebsen angesehen, da sie in dieser Zeit am aktivsten sind und ihre eDNA mit hoher Wahrscheinlichkeit im Gewässer vorhanden ist (JERDE et al. 2011; REES et al. 2014). Es gibt jedoch auch Studien, die darauf hinweisen, dass die Probennahme von eDNA bei Flusskrebsen während der Zeit, in der die Weibchen Eier tragen (Herbst bis Frühsommer), zu einer höheren Nachweisrate führen kann (FICETOLA et al. 2008; DEJEAN et al. 2011; DUNN et al. 2017). Aufgrund der Nichtübereinstimmung zwischen den unterschiedlichen Terminen von traditioneller Begehung und eDNA Probenahme, ist ein direkter Vergleich der beiden Methoden schwierig.

In der vorliegenden Studie wurde es als sinnvoller Ansatz erachtet, Sommer- und Herbstproben miteinander zu vergleichen, um Empfehlungen für den optimalen Zeitpunkt der Untersuchung abzuleiten. Basierend auf den Ergebnissen können jedoch keine eindeutigen Empfehlungen gegeben werden. Für den Steinkrebs gibt die Studie einen Hinweis darauf, dass die Übereinstimmung der beiden Methoden im Sommer höher ist als im Herbst und dass die eDNA-Methode im Sommer eine etwas höhere Sensitivität aufweist als im Herbst (siehe Tabelle 16). Beim Signalkrebs wird der jahreszeitliche Vergleich anhand der vorhandenen Daten erschwert, da sowohl im Wurzbach als auch im Gütenbach im Herbst nur sehr wenige Individuen gefunden werden konnten.

Es ist anzunehmen, dass im Herbst durch Konkurrenzkämpfe der Männchen zur Paarungszeit der Anteil an eDNA im Gewässer etwas ansteigt, was sich positiv auf die Detektionsrate auswirken könnte. Allerdings ziehen sich zu diesem Zeitpunkt bereits viele befruchtete Weibchen zurück und insgesamt sind weniger Krebse aktiv. Zudem kann der vermehrte Laubfall im Herbst die Sichtbarkeit der Krebse

erschweren. Herbstproben sollten daher nicht zu spät genommen werden und vor Ende Oktober abgeschlossen sein.

Für den Sommer spricht hingegen eine ungestörte Aktivitätszeit, da sowohl Männchen als auch Weibchen aktiv sind. Allerdings sollten Umwelteinflüsse wie Trockenperioden oder sommerliche Gewitter mit Starkregenereignissen beachtet werden, da sie einen großen Einfluss auf Krebspopulationen und deren Detektion haben können. Eine genaue Planung der Probennahme im Sommer unter Berücksichtigung dieser Faktoren ist daher wichtig.

Es ist wichtig zu betonen, dass die Wahl des besten Zeitpunkts für eDNA-Probenahmen von verschiedenen Faktoren abhängt, einschließlich der spezifischen Art, des Gewässertyps und der regionalen Bedingungen. Eine sorgfältige Planung und Berücksichtigung der jeweiligen Umstände sind entscheidend, um aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen.

Zusammenfassend sind unter Berücksichtigung beschriebener Faktoren die Monate Juli bis Oktober für die eDNA-Probenentnahme bei *A. torrentium* und *P. leniusculus* als günstig zu bewerten.

Die vorliegende Datenlage ermöglicht keine umfassende Empfehlung bezüglich Stillgewässern. Generell ist jedoch festzustellen, dass auch hier die Monate Juli bis Oktober die Periode darstellen, in der die höchste Aktivität der Krebse verzeichnet wird.

7.1.3 Obere Ausbreitungsgrenze im Gewässer

Es ist bekannt, dass der Steinkrebs selbst Quelläufe mit sehr geringer Wasserführung besiedelt, insbesondere in bewaldeten Gebieten (FÜREDER & HANEL 2000). Solche Beobachtungen wurden auch im Rahmen der vorliegenden Studie am Hauptlauf des Alsbachs bestätigt. Im Oberlauf des Baches, wo die Gewässerbreite durchschnittlich nur 12 cm und die Gewässertiefe durchschnittlich 2 cm beträgt, konnten im Herbst sowohl durch den Einsatz der eDNA-Methode als auch durch direkte Sichtungen Steinkrebse nachgewiesen werden (siehe Abbildung 31 und Abbildung 32).



Abbildung 31: Probenahmestelle am Oberlauf des Alsbachs. Foto: A. Hartmann.



Abbildung 32: Steinkrebs am Oberlauf des Alsbachs. Foto: A. Hartmann.

Die Habitatsprüche von Signalkrebsen ähneln eher denen des Edelkrebses (*A. astacus*) als denen des Steinkrebses (PETUTSCHNIG 1999; JOHNSEN & TAUGBØL 2010). Ähnlich wie der Edelkrebs bewohnt der Signalkrebs sowohl sommerwarme Flüsse und Bäche als auch stehende Gewässer wie Seen und Teiche. Allerdings dringen Signalkrebse mittlerweile immer weiter in die Oberläufe vor, die bisher als Rückzugsorte für heimische Krebsarten galten (WEINLÄNDER & FÜREDER 2009). Dies konnte auch in der vorliegenden Studie bestätigt werden, da sowohl am Wurzbach, als auch im Gütenbach in den Oberläufen sowohl durch Sichtungen als auch mittels eDNA-Nachweis Signalkrebse festgestellt wurden.

7.2 Populationsdynamik

Die Populationsdynamik beschreibt die zeitlichen Veränderungen in der Größe, Zusammensetzung und demografischen Struktur von Flusskrebspopulationen. Sie umfasst Aspekte wie die Abundanz (Anzahl der Individuen), das Wachstum, die Sterblichkeit, die Fortpflanzungsraten und andere demografische Merkmale.

Durch den Vergleich der untersuchten Bäche lassen sich diejenigen Faktoren deutlich identifizieren, die potenziell einen Einfluss auf die Populationsdynamik der Bestände haben. Im Folgenden werden diese Faktoren – insbesondere anhand der intensiv untersuchten Bestände von Steinkrebs und Signalkrebs – im Hinblick auf die jeweiligen Kriterien detailliert erörtert.

7.2.1 Populationsdichte

Folgt man der Empfehlung von AUER et al. (2018), gibt es für die Bewertung der Populationsdichte von Flusskrebse klare Grenzwerte ($A > 100$ Individuen/100 m, $B > 20-100$ Individuen/100 m, $C < 20$ Individuen/100 m). Unter den untersuchten Bächen wiesen nur Alsbach und der Erlenbach, beides von Steinkrebsen besiedelte Bäche, mit einer Abundanz von etwa 200 Individuen/100 m eine herausragende Populationsdichte auf (Zustand A), was auf äußerst günstige Bedingungen hindeutet, einschließlich ausreichender Nahrungsverfügbarkeit und vorteilhafter Habitate. Die Abundanz von Flusskrebse zeigte im Allgemeinen jedoch eine hohe Variabilität, die stark von Umweltbedingungen und anderen Faktoren wie Trockenperioden, die im Wienerwald eine große Bedeutung haben, beeinflusst werden können (NGULO & GRUBBS 2010).

Wenn Gewässer austrocknen, werden Flusskrebse oft gezwungen, sich in verbleibende Pools zurückzuziehen. Dies kann zu hohen Dichten und negativen Bedingungen führen, die das Risiko von Konflikten und intraspezifischer Prädation und letztlich hoher Mortalität erhöhen. Die Austrocknung des Gewässerlaufs am Gütenbach hat sich in den untersuchten Jahren besonders deutlich auf die Populationsdichte des dort ansässigen Signalkrebes ausgewirkt. Am Gütenbach (Signalkrebsgewässer), ebenso wie am Halterbach (Steinkrebsgewässer), waren in den Pools vornehmlich große adulte Tiere anzutreffen, die einen deutlichen Konkurrenzvorteil gegenüber den jüngeren Artgenossen haben. Möglicherweise spielt jedoch auch die Tatsache, dass die Sichtbarkeit von Juvenilen nachts deutlich geringer ist als tagsüber (AUER 2022) eine entscheidende Rolle.

Darüber hinaus können Trockenperioden die Fortpflanzung von Flusskrebse beeinträchtigen. Die veränderten Umweltbedingungen während und nach der Trockenperiode können die Entwicklung der Eier und Jungtiere beeinträchtigen, was zu einer verringerten Überlebensrate führt (McCLAIN & ROMAIRE 2004).

7.2.2 Populationsstruktur

Die Populationsstruktur einer Population stellt einen essenziellen Faktor für ihre Gesundheit dar. Ihre Analyse umfasst die Altersverteilung, Geschlechtsverhältnisse und Größenverteilung innerhalb der Flusskrebspopulation. Eine Untersuchung der Populationsstruktur ermöglicht es, Informationen über Reproduktion, Wachstum und das Überleben verschiedener Alters- und Geschlechtsklassen zu erhalten. Dies kann Hinweise auf die Vitalität der Population geben und auf mögliche Störungen oder Ungleichgewichte hindeuten (SOUTY-GROSSET et al. 2006).

7.2.2.1 Altersstruktur

Der genaue Anteil von juvenilen Krebsen, der für eine vitale Population als ideal angesehen wird, kann je nach Art und Umweltbedingungen variieren. Es gibt keine festgelegte Obergrenze für den Anteil juveniler Krebse, der eine stabile und nachhaltige Reproduktion in einer Flusskrebspopulation gewährleistet.

Ein wichtiger Aspekt, der bei der Bewertung von Krebspopulationen bezüglich des Parameters „Anteile juveniler Krebse“ berücksichtigt werden muss, ist die Nachweisbarkeit. Dabei spielt der Zeitpunkt der Erfassung der Krebse eine entscheidende Rolle. Sömmerlinge (juvenile Krebse, die einen Sommer alt sind) zeigen eine Anpassung ihrer Aktivitätsmuster, um Raubfischen (SOUTY-GROSSET et al. 2006; FORTINO & CREED 2007) oder Kannibalismus (HOUGHTON et al. 2017) zu entgehen. AUER (2022) fand, dass die Sichtbarkeit von Sömmerlingen tagsüber viermal höher ist als nachts.

Die im Projekt erhobene vergleichsweise niedrige Rate von juvenilen Steinkrebsen, die im Durchschnitt nur 5 % in den Gewässern (Alsbach und Erlenbach) betrug, kann möglicherweise auf mehrere Faktoren zurückgeführt werden. Einerseits spielt dabei wahrscheinlich die Methode der Krebsfischungen eine Rolle, bei der verschiedene Personen eingesetzt wurden. Andererseits erschwert die Untersuchung von Abschnitten mit abwechselnd trockengefallenen Strecken und Pools das Auffinden von Jungtieren, da kleinere Krebse in den oft trüben Pools schwerer zu erkennen sind. Diese Umstände können dazu führen, dass der tatsächliche Anteil juveniler Krebse in den untersuchten Gewässern möglicherweise höher ist, aber aufgrund der genannten Faktoren nicht vollständig erfasst wurde.

Dies könnte auch ähnliche Werte des Signalkrebses am Gütenbach erklären, wo der Anteil juveniler Krebse mit 5 % ebenfalls vergleichsweise niedrig war. Im Gegensatz dazu lag der Anteil juveniler Signalkrebse am Wurzbach bei 10 %, was auf eine etwas höhere Reproduktionsrate hinweisen könnte. Es ist anzumerken, dass der Wurzbach im Sommer im Unterschied zu den anderen Bächen kontinuierlich Wasser führt, was möglicherweise günstigere Bedingungen für die Entwicklung und das Überleben juveniler Krebse bietet, in diesem Fall des invasiven Signalkrebses. Die niedrigen Signalkrebsbestände im Herbst am Gütenbach und Wurzbach lassen sich höchstwahrscheinlich auf einen zu spät angesetzten Zeitpunkt für die Begehungen zurückführen. Die Paarungszeit und Eiablage der Signalkrebse finden im Herbst, hauptsächlich im Oktober statt, wenn die Temperaturen sinken (ABRAHAMSSON & GOLDMANN 1970; SOUTY-GROSSET et al. 2006; JOHNSEN & TAUGBØL 2010). Dass Ende Oktober und Anfang November kaum noch Krebse gesichtet wurden, lässt vermuten, dass die Paarung bereits abgeschlossen war und sich die Krebse zurückgezogen hatten.

Es ist anzumerken, dass der Besammlungszeitpunkt eine wichtige Rolle bei der Erfassung der Krebsbestände aller Krebsarten spielt. Ein falsch gewählter Zeitpunkt kann zu verfälschten Ergebnissen führen und die tatsächliche Abundanz der Krebse nicht angemessen widerspiegeln. Zukünftige Untersuchungen sollten daher den optimalen Zeitraum für die Sichtungen berücksichtigen, um ein umfassendes Bild der Population zu erhalten.

7.2.2.2 *Geschlechterverteilung*

Der Aspekt des Geschlechterverhältnisses wird in der Literatur häufig als entscheidender Parameter für eine gesunde Flusskrebspopulation betrachtet. Sowohl SCHULZ et al. (2002) als auch SOUTY-GROSSET und REYNOLDS (2009) definieren ein ideales Geschlechterverhältnis von 1:3 (männlich zu weiblich) und verwenden dies als Richtwert für Wiederansiedlungsprojekte. Es gibt jedoch auch verschiedene andere wissenschaftliche Studien und Fachliteratur, die ein ausgewogenes Geschlechterverhältnis von 1:1 bei Flusskrebsen empfehlen (PERRY et al. 2001; SOUTY-GROSSET et al. 2006).

Ganz allgemein ist jedoch zu berücksichtigen, dass es im Jahreslauf geschlechtsspezifische Unterschiede in Verteilung und Repräsentation gibt. Die Häufigkeit und Aktivität von Männchen und Weibchen kann je nach Fortpflanzungszyklus und Paarungsverhalten variieren. Während der Paarungszeit sind bei einigen Arten die Männchen häufiger anzutreffen und aktiver, da sie auf die Suche nach paarungsbereiten Weibchen gehen. Sie zeigen oft territoriales Verhalten und versuchen, Weibchen anzulocken und rivalisierende Männchen abzuwehren. In dieser Phase können Männchen daher in höherer Anzahl und Aktivität beobachtet werden (RANTA & LINDSTRÖM 1993; GHERARDI et al. 1999).

Die jahreszeitlich bedingten geschlechtsspezifischen Unterschiede zeigen sich in der Steinkrebspopulation am Alsbach und Erlenbach besonders deutlich (siehe Abbildung 16 und Abbildung 17). Im Herbst sind die Weibchen im Vergleich zum Sommer signifikant unterrepräsentiert. Das Geschlechterverhältnis zeigt saisonale Veränderungen an beiden Bächen, wobei es von 1:2 auf etwa 1:0.3 abnimmt. Diese deutliche Verschiebung entspricht einer fast zehnfachen Reduzierung des Weibchen-Anteils. Nach der Paarung ziehen sich die Weibchen häufig in geeignete Verstecke zurück, um ihre Eier zu schützen. Sie können während dieser Zeit weniger aktiv und weniger sichtbar sein, um sich vor Prädatoren und Kannibalismus zu schützen. Dies kann dazu führen, dass Weibchen während dieser Phase seltener erfasst werden. Dies unterstreicht die Bedeutung sowohl des Untersuchungszeitpunkts als auch eines langfristigen Monitorings, um eine angemessene Darstellung der tatsächlichen Populationsstruktur zu gewährleisten.

Betrachtet man die Signalkrebspopulationen am Gütenbach und Wurzbach, wo aufgrund von Austrocknung und spätem Beobachtungszeitpunkt lediglich eine Analyse für den Sommer möglich war, zeigte sich ein Geschlechterverhältnis von 1:3 am Gütenbach und 1:1.3 am Wurzbach. Diese Verhältnisse liegen nahe an einem idealen Geschlechterverhältnis.

7.2.2.3 Größenverteilung

Die Körperlängenverteilung ist ein wichtiges Instrument, das Aufschluss über die Altersstruktur, die Entwicklung und das Verhältnis von Jungtieren, subadulten und adulten Tieren innerhalb einer Population gibt. Sie liefert auch Informationen, die zur Interpretation der Reaktionen einer Population auf Umweltveränderungen oder anthropogene Einflüsse verwendet werden können.

Eng verknüpft mit der Altersklassenverteilung, ist die Größenverteilung ein weiterer wichtiger Bewertungsindikator. In einer idealen Situation, in der alle Umweltbedingungen und genetischen Einflüsse stabil und konstant sind, könnte man erwarten, dass die Körperlängen in einer Flusskrebspopulation einer Normalverteilung folgen. Sowohl am Alsbach als auch am Erlenbach zeigt sich eine deutliche Normalverteilung der Körperlängen (siehe Kapitel 6.7.1), was auf eine gesunde und stabile Steinkrebspopulation schließen lässt. Dieses Muster deutet darauf hin, dass die Umweltbedingungen und die ökologischen Faktoren in diesen Gewässern günstig sind und eine vielfältige Größenstruktur innerhalb der Population ermöglichen.

Die Interpretation der Größenverteilung an den übrigen Bächen, in denen der Steinkrebs gefunden wurde, ist aufgrund der geringen Anzahl von dokumentierten Individuen eingeschränkt. Dennoch lässt sich feststellen, dass insbesondere die kleinen Größenklassen, also die juvenilen Stadien, fehlen, was auf eine gestörte Populationsstruktur hindeutet oder unter Umständen dem Versuchsdesign geschuldet ist.

Um Einflüsse wie den Zeitpunkt der Untersuchung, klimatische Bedingungen und Unterschiede zwischen den Beobachtern auszuschließen, wäre ein langfristiges Monitoring an diesen Bächen erforderlich. Nur durch kontinuierliche Beobachtungen über einen längeren Zeitraum hinweg kann eine genaue Beurteilung der Größenverteilung und deren Zusammenhang mit der Populationsdynamik erfolgen.

Die Größenverteilung der Signalkrebse am Gütenbach (Kapitel 6.7.2.1) zeigt, im Gegensatz zu der Normalverteilung der Steinkrebse am Als- und Erlenbach, eine zweipfelige Verteilung mit Schwerpunkten in den mittleren und großen Größenklassen. Es wäre nicht ungewöhnlich, dass die

Körperlängen in Flusskrebspopulationen eine gewisse Variation aufweisen und nicht einer perfekten Normalverteilung folgen. Unterschiedliche Muster können beobachtet werden, wie zum Beispiel eine eingipfelige Verteilung mit einem dominanten Größenbereich oder eine zweigipfelige Verteilung mit deutlich unterschiedlichen Größenklassen (LODGE 1991). Am Gütenbach (Abbildung 21) fehlen allerdings die juvenilen Stadien, was auf eine gestörte Populationsstruktur hinweisen könnte oder unter Umständen dem Versuchsdesign geschuldet ist. Ähnliches gilt für den Signalkrebs im Wurzbach. Weitere Untersuchungen wären erforderlich, um zu klären, ob das Fehlen der juvenilen Signalkrebse ein Artefakt der Probennahme ist oder ob der Signalkrebs beispielsweise wenig tolerant gegen Austrocknung ist. Da der Gütenbach im Sommer nur abschnittsweise wasserführend war und im Herbst kaum Nachweise erfolgten, lassen die vorliegenden Daten keine verlässliche Beurteilung zu.

7.2.2.4 Analyse der Postorbitallängen

Die Gesamtkörperlänge ist ein gängiges Maß zur Erfassung der Körpergröße bei Flusskrebsen und kann hilfreich sein, um Größenunterschiede innerhalb einer Population zu quantifizieren. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass die Körpergröße von Flusskrebsen nicht nur durch die Gesamtkörperlänge allein bestimmt wird. In einigen Studien wurde beispielsweise die Carapax-Breite als Alternative oder ergänzende Maßnahme zur Gesamtkörperlänge verwendet, da sie eine gute Korrelation zur Körpergröße aufweist (ANDERSON & SIMON 2015). In einigen Studien wurde die Postorbitallänge erfolgreich zur Beurteilung der Körpergröße von Flusskrebsen eingesetzt (CHAMBERS et al. 1979; PALMA AND ANDRADE 2002; SINT et al. 2005).

In dieser Studie wurde neben der Postorbitallänge, als Alternative zur Carapaxbreite, zusätzlich bei allen gefangenen Individuen aller Arten die breiteste Stelle des Kopfes der Flusskrebse gemessen. Es ist bemerkenswert, dass trotz der Annahme eines deutlichen Geschlechtsdimorphismus (GRANDJEN & SOUTY-GROSSET 2000; STREISSL & HÖDL 2002; SINT et al., 2007; BERGER & FÜREDER 2018) statistisch keine Unterschiede in Bezug auf die Gesamtkörperlänge oder die Postorbitallänge zwischen den Männchen und Weibchen am Alsbach festgestellt wurden. Es wurde jedoch eine statistisch signifikante Differenz bei der breitesten Stelle des Kopfes festgestellt. Eine positive Korrelation zwischen der Gesamtkörperlänge und der Postorbitallänge legt nahe, dass beide Körpermaße voneinander abhängig sind und bestätigt die Postorbitallänge als geeignetes Maß für den Vergleich von Körpergrößen. Bei einer geschlechtsspezifischen Analyse wird diese Korrelation noch klarer und fällt zugunsten der Männchen sogar noch deutlicher positiv aus (siehe a,b,c).

Ein noch deutlicherer geschlechtsspezifischer Unterschied zeigt sich bei der Korrelation zwischen Kopfbreite und Gesamtkörperlänge: Bei Männchen beträgt der Korrelationskoeffizient 0.9, während er bei Weibchen bei 0.6 liegt. Dies unterstreicht, dass die Messung der breitesten Stelle des Kopfes ein ausgezeichnetes Kriterium zur Quantifizierung von Größenunterschieden in einer Krebspopulation darstellen kann (siehe Abbildung 14 a,b,c).

7.3 Habitatqualität

Die Bewertung der Habitatqualität ist ein wichtiger Aspekt, um den Zustand und die Nachhaltigkeit des Lebensraums für Krebse zu beurteilen. Neben der Wasserqualität beeinflussen die Verfügbarkeit von geeigneten Verstecken und Unterschlupfen, die Struktur und Beschaffenheit des Gewässerbodens, die Vegetation entlang des Ufers sowie die Fließgeschwindigkeit des Wassers die Habitatqualität. Die Bewertung der Habitatqualität stellt einen essenziellen Aspekt dar, um den Zustand und die Nachhaltigkeit des Lebensraums für Flusskrebse zu beurteilen (SMITH et al. 1996; TARANDEK et al. 2023). Bei Flusskrebsen sind artspezifische Habitatsprüche zu beobachten, die sich teilweise überlappen, wie in Abbildung 33 und Abbildung 34 dargestellt ist.

Der Steinkrebs hat beispielsweise spezifische Habitatsprüche, darunter kühle Temperaturen und das Vorhandensein von Kolken oder Pools, die ihm das Überleben während Niederwasserphasen in den oft intermittierenden Wienerwaldbächen ermöglichen. Durch seine Anpassung an kühlere Temperaturen besetzt er eine Nische, die ihm als Schutz vor invasiven Arten dienen kann (ELMIGER et al. 2018), es besteht jedoch Unsicherheit, inwieweit dies auf die Wienerwaldbäche zutrifft.

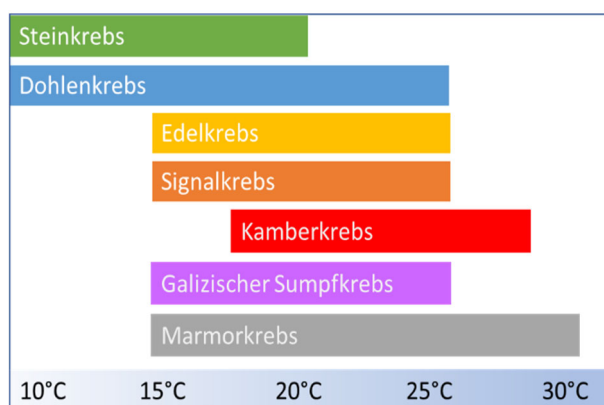


Abbildung 33: Temperaturpräferenz (Sommertemperatur) verschiedener Flusskrebse nach aktueller Literatur (HAGER 2003; GHERARDI et al. 2013; SIMCIC et al. 2014; WEINLÄNDER et al. 2014); verändert nach ELMIGER et al. (2018).

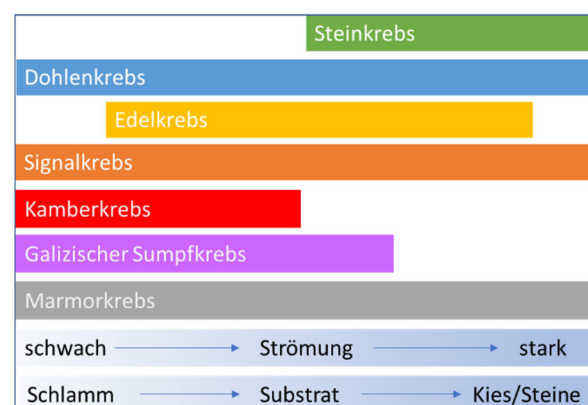


Abbildung 34: Strömungs- und Substratpräferenz gemäß SOUTY-GROSSET et al. (2006); verändert nach ELMIGER et al. (2018).

Betrachtet man die Substratpräferenzen der Flusskrebarten, ist anzumerken, dass der Steinkrebs in Wien, entgegen der allgemeinen Meinung in der Fachliteratur, auch Bäche mit schlammigem Substrat besiedelt. Zudem zeigt er seine Anpassungsfähigkeit, indem er häufig Falllaub als Alternative zu Uferhöhlen oder Totholz als Versteckmöglichkeiten nutzt und auch in sehr geringer Strömung vorkommt.

Ein entscheidender Faktor im Wienerwald, insbesondere in Bezug auf die Bäche, deren hydrologischer und morphologischer Zustand mit Ausnahme einiger Abschnitte im Siedlungsgebiet als gut einzustufen ist, ist das Vorhandensein von Kolken oder Pools. Diese bilden sich häufig im Unterwasser von Totholzdämmen oder künstlichen Barrieren und ermöglichen dem Steinkrebs das Überleben während Niederwasserperioden. Im Zuge dieser Studie wurde in Gewässerabschnitten, die eine hohe Anzahl an Pools aufwiesen, eine höhere Anzahl an Individuen nachgewiesen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist das Gefälle, das insbesondere in den Oberläufen der untersuchten Bächen Waldbach, Reisenbergbach und Schreiberbach an den östlichen Abhängen des Wienerwaldes, sowie dem Hannbaumbach sehr hoch ist. Diese kleinen, steilen Wienerwaldbäche-Bäche sind vom Charakter her Wildbäche und können bei Starkregen zu reißenden Bächen mit einem Abfluss von mehreren m^3/s werden (mündliche Mitteilung T. Ofenböck, MA 45). Im Vergleich weisen die Bäche mit hohen Populationsdichten wie Alsbach oder Kräuterbach deutlich günstigere Gefällebedingungen auf und fallen (zumindest bisher) nie ganz trocken. Die Ausbildung tieferer Kolke ist in diesen Abschnitten wahrscheinlicher und häufiger und stellen ein wesentlicher Faktor für die Habitategnung als Krebsgewässer dar.

Die klimawandelbedingte Zunahme an Starkniederschlägen führt zu vermehrtem Auftreten von Hochwasserereignissen (STANGL ET AL 2021) und kann insbesondere im Wienerwald durch die geologisch bedingte hohe Quelfähigkeit und geringe Infiltrationskapazität des Bodens zu dramatischen Abflusserereignissen führen. Die natürliche Wiederbesiedelung von Unterläufen ist daher, vor allem in Bächen mit hohem Gefälle von großer Bedeutung, wird aber durch die häufigen Starkregenereignisse zunehmend erschwert. Außerdem können durch die fehlende Vernetzung der Gewässer Restpopulationen durch Unterschreitung der Minimalgröße verlorengehen, obwohl das Gewässer als Lebensraum prinzipiell geeignet wäre (VORBURGER ET AL. 2014).

7.4 Isolationsgrad, Schutz vor der Einwanderung invasiver Krebsarten

Die räumliche Isolation spielt eine entscheidende Rolle beim Schutz heimischer Flusskrebse vor invasiven Flusskrebsen. In Österreich sind alle invasiven Krebsarten potenzielle Überträger der Krebspest und in Wien ist der Signalkrebs bisher die größte Bedrohung. Der Schutz vor der Einschleppung dieser tödlichen Seuche ist von entscheidender Bedeutung für den Erhalt der autochthonen Krebsbestände.

Wie bereits erwähnt, stellt die Isolation von Gewässersystemen von den großen Vorflutern Donau, Wienfluss und Liesing durch die Einmündung in die Kanalisation den wirksamsten Schutz vor der Einwanderung von invasiven Krebsarten dar. Hierdurch wird jedoch auch der genetische Austausch, der eine bedeutende Rolle für die Gesundheit von Flusskrebspopulationen spielt, verhindert. Durch den Austausch von genetischem Material zwischen Individuen innerhalb einer Population oder zwischen verschiedenen Populationen werden die genetische Vielfalt und Anpassungsfähigkeit erhöht, was die Fitness und Überlebensfähigkeit der Populationen verbessern kann. Ein höheres Maß an genetischer Vielfalt ermöglicht es den Populationen, auf Umweltveränderungen, Krankheiten und andere Stressfaktoren besser zu reagieren (EDMANDS 2007; GROSS et al. 2021). Es ist derzeit noch nicht absehbar, ob die dauerhafte Isolation der Bäche in Neuwaldegg, einschließlich des Alsbachs und Erlenbachs, langfristig zu einer genetischen Verarmung und damit einer Beeinträchtigung der Vitalität der Population führen wird.

Es gibt keine eindeutige Erklärung für das Fehlen von Krebsbeständen in den Bächen Schreiberbach und Reisenbergbach an den Hängen des Kahlenbergs. Obwohl diese Gewässer vom Donaukanal abgeschnitten sind und somit auch eine Einwanderung des Signalkrebes unwahrscheinlich ist, bleibt die Ursache unklar. Allerdings gibt es mündliche Überlieferungen über frühere Krebsbestände im Schreiberbach. Weder Sichtungen noch Nachweise durch eDNA waren möglich, daher müssen diese Gewässer als krebsfrei eingestuft werden. Die Entdeckung einer bisher unbekannten Steinkrebspopulation im Nesselbach in unmittelbarer Nähe zum Reisenbergbach im Jahr 2018 (PICHLER 2018) zeigt, dass eine Besiedlung grundsätzlich möglich ist. Diese Erkenntnis macht die beiden Bäche zu vielversprechenden Kandidaten für Besatzprogramme.

Eine weitere Möglichkeit zum Schutz vor invasiven Decapoden sind Migrationshindernisse. In den Wienerwaldbächen gibt es eine Vielzahl von Querverbauungen, die meist in Form von Absturzbauwerken in den häufig bis immer wasserführenden Bachabschnitten anzutreffen sind (vgl. KAUFMANN et al. 1999, 2000). Unterführungen an Forstwegen werden in der Regel durch Rohre

ermöglicht. Unterhalb der Rohre gibt es häufig Auskolkungen, mit einer Höhendifferenz zwischen Kolkwasserspiegel und Rohrunterkante, wodurch diese wie unpassierbare Querbauwerke wirken können. Die meisten dieser Querbauwerke stellen jedoch keine relevanten Migrationshindernisse dar, d.h. sie bieten keinen Schutz vor der Einwanderung des Signalkrebses, wie im Zuge der hydromorphologischen Kartierung und Bewertung der Bäche (siehe Kapitel 5.7) festgestellt werden konnte, denn an wirksame Migrationshindernisse - sogenannte Krebsperren - werden ganz spezielle Anforderungen gestellt. Ein Großteil der Hindernisse wurde dementsprechend als für Krebse passierbar eingestuft. Gemäß CHUCHOLL (2018) und FRINGS et al. (2012) sollten die Sperren eine vertikale, überhängende Absturzkante haben, die mindestens 30 cm hoch ist. Diese Kante muss glatt sein, um ein Überklettern durch die Krebse zu verhindern. Durch den Absturz bildet sich ein Wasserfall, der es den Krebsen unmöglich macht, die Barriere zu überwinden. Um das Umgehen der Krebsperren zu verhindern, sollten die Ufer unterhalb der Querbauwerke mit glatten, fugenlosen Wänden ausgekleidet werden, wie von GOBIO (2018a,b) empfohlen. Diese Wände sollten frei von Kletterhilfen wie Fugen oder Bewuchs sein. Um den Wanderdruck zu verringern, sollten die Gewässerabschnitte unterhalb der Sperren möglichst unattraktiv für Flusskrebse gestaltet werden. Dazu gehört das Entfernen von Steinen und Wurzeln aus dem Unterwasserbereich des Absturzes sowie die Gestaltung von glatten und unverfugten Sohlen und Ufern (GOBIO 2018a,b).

Unter den untersuchten Bächen ist nur am Halterbach eine solche Situation festzustellen. Die vielen Abstürze im Unterlauf und die streckenweise langen Hartverbaue, insbesondere unterhalb der Einmündung des Moosgrabens in den Halterbach, dürften den Signalkrebs bisher erfolgreich davon abhalten, in den Oberlauf einzudringen.

Querbauwerke werden aus ökologischer Sicht in der Regel negativ bewertet, da sie eine Unterbrechung des Gewässerkontinuums für die Fauna darstellen. Paradoxe Weise sind es jedoch genau diese Unterbrechungen im Längsverlauf eines Gewässers, die eine wesentliche Schutzfunktion für Steinkrebspopulationen erfüllen können. Sie können als geeignete Maßnahmen für jene Bäche im Wienerwald dienen, die direkt an die Vorfluter angeschlossen sind. Nur Migrationshindernisse, die für den Signalkrebs unüberwindbar sind, können jetzt noch eine weitere Einwanderung in die meist naturnahen Oberläufe verhindern.

8. RESÜMEE

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden durch die Anwendung traditioneller Methoden sowie der eDNA-Barcoding Methode vier Krebsarten in Wiener Gewässern nachgewiesen.

An den untersuchten Fließgewässern wurde der autochthone Steinkrebs (*A. torrentium*) (10 Gewässer: Alsbach, Erlenbach, Kräuterbach, Halterbach, Grünauerbach, Lainzerbach, Katzensgraben, Hannbaumbach, Hainbach und Gütenbach), sowie der invasive Signalkrebs (*P. leniusculus*) (drei Gewässer: Wurzbach, Gütenbach und Kasgraben) detektiert. Die außergewöhnlich hohe Populationsdichte der Steinkrebs-Population im Alsbach sticht hervor und wurde im Rahmen dieser Studie umfassend untersucht.

Mittels beköderter Reusen und eDNA-Nachweis wurden in Stillgewässern der autochthone Galizische Sumpfkrebs (*P. leptodactylus*) im Wienerbergteich sowie die invasiven Arten Marmorkrebs (*P. virginalis*) im Wienerbergteich und Kastanienteich nachgewiesen. Im Dehneparkteich erfolgten die Nachweise von Signalkrebs (*P. leniusculus*) und Steinkrebs (*A. torrentium*) lediglich durch Reusenfänge. Per eDNA erfolgte dafür zusätzlich ein Nachweis des Marmorkrebses im Stierofenteich. In den untersuchten Gewässern der Lobau konnten Krebse weder durch Reusenfang noch durch eDNA-Analyse nachgewiesen werden, was unter Umständen dem Versuchsdesign zu schulden ist. Wegen Rücksichtnahme auf die dort ansässige europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*), war ein Reusenfang in der Lobau nur stark eingeschränkt möglich. Auch die eDNA-Analyse zeigte dort, womöglich durch die geringen Mengen gefilterten Wassers mittels händisch genommener Filter, keine positiven Ergebnisse. Basierend darauf werden für den molekulargenetischen Nachweis von Flusskrebsen in stehenden Gewässern batteriebetriebene eDNA-Sampler (Smith Root) empfohlen, um die Effizienz der eDNA-Analyse durch größere Wassermengen zu steigern. Um Aussagen über das Vorhandensein von Flusskrebsen treffen zu können, wären weitere Untersuchungen nötig.

8.1 eDNA-Barcoding und traditionelle Kartierung im Vergleich

Im Vergleich von eDNA und traditionellen Methoden (Sichtungen, Handfang und Reusen) zeigt der Cohen's Kappa-Wert eine erhebliche Übereinstimmung der beiden Methoden über alle Daten hinweg, mit etwas geringerer Übereinstimmung für Fließgewässer und höherer Übereinstimmung für Stillgewässer. Hier ist jedoch die geringe Stichprobengröße der Stillgewässer nicht außer Acht zu lassen. Die eDNA-Methode zeigte Sensitivitätswerte von 80 % für Fließgewässer und 100 % für Stillgewässer, die die Sichtungsraten von 67 % (Fließgewässer) und 60 % (Stillgewässer) übertrafen.

In Fließgewässern mit hoher Krebsdichte zeigten eDNA- und traditionelle Methode eine ähnlich hohe Sensitivität. In Gewässern mit geringer Individuendichte oder Restpopulationen konnte die eDNA noch Krebse nachweisen, während die herkömmliche Methode teilweise falsch negative Ergebnisse lieferte, was das Potenzial der eDNA-Methode als präzise und effiziente Überwachungsmethode von selten oder neuen Arten hervorhebt. Trotz dieser Vorteile ist zu empfehlen, eDNA-Nachweise möglichst durch Beobachtungen zu bestätigen.

Die eDNA-Probenentnahme für den Nachweis von Flusskrebsen erfolgt üblicherweise in den Sommer- und Herbstmonaten, wenn die Aktivität der Krebse am höchsten ist und ihre DNA mit hoher Wahrscheinlichkeit im Gewässer vorhanden ist. Eine Untersuchung von Sommer- und Herbstproben im Rahmen der Studie ergab keine klaren Empfehlungen für den optimalen Zeitpunkt. Die Studie zeigte jedoch, dass für den Steinkrebs die Übereinstimmung der Methoden im Sommer höher ist als im Herbst und die eDNA-Methode im Sommer eine leicht höhere Sensitivität aufweist. Beim Signalkrebs war der Vergleich aufgrund weniger Individuen im Herbst erschwert. Im Sommer sind beide Geschlechter aktiv, doch können Umweltfaktoren wie Trockenheit oder Starkregen die Ergebnisse beeinflussen. Im Herbst kann eine erhöhte eDNA-Konzentration aufgrund von Paarungskämpfen auftreten, aber weniger aktive Krebse und vermehrter Laubfall können den Erfolg von Sichtungen beeinträchtigen. Herbstliche Begehungen und Probennahmen sollten daher rechtzeitig angesetzt werden. Der beste Zeitpunkt für die Probennahme hängt jedoch von der Art, dem Gewässertyp und den regionalen Bedingungen ab.

Zusammenfassend erwies sich die Anwendung von Umwelt-DNA (eDNA) zur Detektion von Flusskrebsen als erfolgreiche Methode. Basierend auf unseren Daten würden wir eine Kombination beider Methoden empfehlen, da sie ein Maximum an Information liefert. Unter Berücksichtigung der beschriebenen Faktoren wird zum Nachweis von *A. torrentium* und *P. leniusculus* an Fließgewässern eine eDNA-Probenentnahme zwischen Juli und Oktober als günstig erachtet. An Stillgewässern ermöglichen die vorliegenden Daten keine umfassende Empfehlung für einen optimalen Probenahmezeitpunkt. Generell zeigen jedoch auch hier die Monate Juli bis Oktober die höchste Krebsaktivität.

8.2 Populationsstruktur und Bewertung der Populationen

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde die Populationsstruktur diverser Steinkrebsbestände analysiert. Der Alsbach zeigte im Unterlauf einen sehr guten bis guten Zustand, hingegen sind entlang des Oberlaufs abnehmende Individuendichten und damit ein schlechter Zustand

zu verzeichnen. Auch am Erlenbach zeigte sich ein sehr guter Zustand des Bestandes zu beiden Jahreszeiten, mit der Einschränkung einer geringeren Zahl an juvenilen Tieren im Sommer. Diese Tendenzen sollten in Zukunft beobachtet werden. Am Kräuterbach wurden nur wenige Individuen gesichtet, wobei die Herbstsichtung aufgrund hoher Laubansammlungen beeinträchtigt war. Dennoch weisen Populationsstruktur und Reproduktivität eine sehr gute Bewertung auf. Die übrigen Bäche können nur als in einem schlechten Zustand befindlich eingestuft werden, da die Populationen in allen Teilaspekten gestört sind.

Die Populationsdichte des Signalkrebsses wird in den beiden Bächen Gütenbach und Wurzbach als schlecht bewertet, was als positiv für die Eindämmung der invasiven Art angesehen werden kann. Der Wurzbach weist dabei eine vitalere Population auf als der Gütenbach.

Die Bewertung der Habitatqualität spielt eine entscheidende Rolle bei der Beurteilung des Zustands und der Nachhaltigkeit von Flusskrebsslebensräumen. Es ist festzuhalten, dass der Steinkrebs in Wien, entgegen der gängigen Meinung in der Fachliteratur, auch Bäche mit schlammigem Substrat besiedelt. Er zeigt seine Anpassungsfähigkeit, indem er häufig Falllaub als Alternative zu Uferhöhlen oder Totholz als Versteckmöglichkeiten nutzt und auch in Gewässern mit geringer Strömung vorkommt. Im Wienerwald spielt das Vorhandensein von Kolken oder Pools eine entscheidende Rolle, diese bilden sich oft im Unterwasser von Totholzdämmen oder künstlichen Barrieren und ermöglichen dem Steinkrebs das Überleben während Niedrigwasserperioden. Die Studie zeigt zudem, dass Gewässerabschnitte mit einer höheren Anzahl von Pools eine größere Anzahl von Steinkrebs-Individuen aufweisen.

Die räumliche Isolation der Wiener Bäche von den großen Vorflutern Donau, Wienfluss und Liesing durch die Einmündung in die Kanalisation spielt eine herausragende Rolle im Schutz vor dem Signalkrebs und der Krebspest. Ein weiterer Schutzansatz sind Migrationshindernisse, die in erster Linie in Form von Querverbauungen vorhanden sind. Die hydromorphologische Kartierung und Bewertung der Bäche zeigte jedoch, dass diese Querbauwerke keinen effizienten Schutz vor der Einwanderung des Signalkrebsses bieten. Lediglich am Halterbach wurde eine solche Schutzsituation festgestellt. Die Gegebenheiten (zahlreichen Abstürze im Unterlauf in Kombination mit den ausgedehnten Hartverbaustrecken, insbesondere im Bereich der Mündung des Moosgrabens in den Halterbach) könnten die Möglichkeit des Signalkrebsses, in den Oberlauf zu gelangen, einschränken und gleichzeitig das Überleben des Steinkrebsses trotz der ungehinderten Verbindung zum Wienfluss aufrechterhalten.

8.3 Empfehlungen

Angesichts der Erkenntnisse dieser Studie empfiehlt es sich, ein umfassendes und regelmäßiges eDNA-basiertes Monitoring – insbesondere der Fließgewässer – in Wien zu etablieren. Dadurch kann die Ausbreitungsaktivität invasiver Arten präzise überwacht werden, was wiederum eine zeitnahe Implementierung wirkungsvoller Strategien zur Begrenzung und Kontrolle dieser Arten ermöglicht. Parallel dazu ist ein kontinuierliches Monitoring der vorhandenen Steinkrebspopulationen mithilfe traditioneller Methoden von entscheidender Bedeutung. Dieses Monitoring ist unerlässlich, um den Zustand der Populationen zu beurteilen und gegebenenfalls angemessene Schutzmaßnahmen für ihren Lebensraum zu entwickeln und umzusetzen.

9. LITERATUR

- ABRAHAMSSON A. & GOLDMANN N. (1970) Observations on the mating behaviour of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus*. Zeitschrift für Tierpsychologie 27(7): 804–812.
- ABRAHAMSSON S.A.A. (1971) Density, Growth and Reproduction in Populations of *Astacus astacus* in an isolated pond. Oikos 22: 373–380.
- ANDERSON W.E. & SIMON T.P. (2015) Length-weight Relationship, Body Morphometrics, and Condition Based on Sexual Stage in the Rusty Crayfish, *Orconectes rusticus* Girard, 1852 (Decapoda, Cambaridae) with Emphasis on Management Implications. Fish Aquac J 6: 129. doi:10.4172/2150-3508.1000129
- ANDRIANTSOA R., JONES J.P.G., ACHIMESCU V., RANDRIANARISON H., RASELIMANANA M., ANDRIATSITOHAINA M., RASAMY J., LYKO F. (2020) Perceived socio-economic impacts of the marbled crayfish invasion in Madagascar. PLoS One 15: e0231773. doi: 10.1371/journal.pone.0231773
- AQEM CONSORTIUM (2002) Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.
- AUER S., GRAF W., HARTMANN A., LEITNER P., SINT D., TRAUGOTT M., AUER S., (IN PREP) Evaluation of Three Monitoring Methods concerning the Native European Crayfish *Austropotamobius torrentium*. Geplante Masterarbeit, BOKU, Wien.
- AUER S., WEIßMAIR, W. GUMPINGER C. (2018) Managementplan Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen. Amt der Oö. Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz, Linz
- BATOVSKA J., PIPER A.M., VALENZUELA I., CUNNINGHAM J.P., BLACKET M.J. (2021) Developing a non-destructive metabarcoding protocol for detection of pest insects in bulk trap catches. Sci Rep 11: 7946 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85855-6>
- BERGER C. & FÜREDER L. (2018) Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) in Vorarlberg. Inatura – Forschung online 52: 1–46.
- BUXTON A.S., GROOMBRIDGE J.J., GRIFFITHS R.A. (2018) Seasonal variation in environmental DNA detection in sediment and water samples. PLoS One 13: e0191737. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191737>
- CHADWICK D.D.A., PRITCHARD E.G. BRADLEY P., SAYER C.D., CHADWICK M.A., EAGLE L.J.B., AXMACHER J.C. (2021) A novel ‘triple drawdown’ method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. J. Appl. Ecol. 58: 316–326. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13758>
- CHAMBERS C.L., PAYNE J.F., KENNEDY M.L. (1979) Geographic variation in the Dwarf Crayfish, *Cambarellus puer* Hobbs (Decapoda, Cambaridae). Crustaceana 36: 39–55.

- CHUCHOLL C. (2018) Artenschutz durch Krebssperrern. Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V. Goethestr. 9, 70174 Stuttgart, www.lfvbw.de. ISBN 978-3-937371-21-4
- CHUCHOLL, F., FIOKA, F., SEGELBACHER, G., EPP, L.S. (2021) eDNA Detection of Native and Invasive Crayfish Species Allows for Year-Round Monitoring and Large-Scale Screening of Lotic Systems. *Front. Environ. Sci.* 9: 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.639380>
- DE PALMA-DOW A.A., CURTI J.N., FERGUS C.E. (2020) It's a Trap! An evaluation of different passive trap types to effectively catch and control the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in streams of the Santa Monica Mountains. *Management of Biological Invasions* 11: 44–62.
- DEJEAN T., VALENTINI A., DUPARC A., PELLIER-CUIT S., POMPANON F., et al. (2011) Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. *PLoS ONE*. 6(8): e23398
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992) Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Reihe L 206: 7–50.
- DUNN N., PRIESTLEY V., HERRAIZ A., ARNOLD R., SAVOLAINEN V. (2017) Behavior and season affect crayfish detection and density inference using environmental DNA. *Ecology and Evolution* 7: 7777–7785. <https://doi.org/10.1002/ece3.3316>
- EDMANDS S. (2007) Between a rock and a hard place: evaluating the relative risks of inbreeding and outbreeding for conservation and management. *Molecular Ecology*, 16(3): 463–475.
- ELLMAUER T.H. (HRSG.) (2005) Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellen-werten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutz-güter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH
- ELMIGER C., GOUSKOV A., PHILIPP U., HERTIG A. (2018) Flusskrebse-Managementplan, Kanton Zürich. Kanton Zürich / Amt für Landschaft und Natur, Fischerei- und Jagdverwaltung
- ERCOLI F., GHIA D., GRUPPUSO L. ET AL. (2021) Diet and trophic niche of the invasive signal crayfish in the first invaded Italian stream ecosystem. *Sci Rep* 11: 8704. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88073-2>
- FICETOLA G.F., MIAUD C., POMPANON F., ET AL. (2008) Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters*. 4(4): 423–425.
- FORTINO K. & CREED R.P. (2007) Abiotic factors, competition or predation: what determines the distribution of young crayfish in a watershed? *Hydrobiologia* 575: 301–314. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0378-7>
- FRINGS R.M., VAEREN S.C.K., GROB H., SCHÜTTRUMPF H., HOLLERT H. (2012) A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. *Biological Conservation* 159: 521–529.

- FÜREDER L., GHERARDI F., SOUTY-GROSSET C. (2010): *Austropotamobius torrentium* (errata version published in 2017) The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T2431A121724677. (downloaded on 01 July 2018)
- FÜREDER L. & HANEL R. (2000) Flusskrebse in den Gewässern Nord- und Osttirols: Verbreitung, ökologische Bedeutung und Schutzmaßnahmen. Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Verein Innsbruck 87: 221–241.
- GHERARDI F., AQUILONI L., DIÉGUEZ-URIBEONDO J., TRICARICO E. (2011) Managing invasive crayfish: Is there a hope? Aquatic Sciences 73(2): 185–200.
- GHERARDI F., BARBARESI S., RADDI A. (1999) The agonistic behaviour of red swamp crayfish *Procambarus clarkii*: functions of the chelae. Freshwater Crayfish 12: 233–243.
- GOBIO (2018) Handlungsleitfaden Modellprojekt Krebsperren zum Schutz von Dohlenkreb- und Steinkrebsbeständen; im Auftrag von Regierungspräsidium Karlsruhe, Ref. 56 - Naturschutz und Landespflge
- GRANDJEAN F. & SOUTY-GROSSET C. (2000) Genetic and morphological variation in the endangered crayfish species, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet (Crustacea, Astacidae) from the Poitou-Charentes region (France). Aquatic Science 62: 1–19.
- GREEN N., BENTLEY M., STEBBING P., ANDREOU D., BRITTON R. (2018) Trapping for invasive crayfish: comparisons of efficacy and selectivity of baited traps versus novel artificial refuge traps. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 419: 1–9
- GREENHALGH J.J., RUPERT A. COLLINS R.A., EDGLEY D.E., GENNER M.J., HINDLE J., JONES G., LOUGHLIN L., O'DONNELL M., SWEET M.J., BATTARBEE R.W. (2020) Environmental DNA-based methods detect the invasion front of an advancing signal crayfish population. Environmental DNA 4: 596-607. <https://doi.org/10.1002/edn3.280>
- GROSS R., LOVRENČIĆ L., JELIĆ M., GRANDJEAN F., ĐURETANOVIĆ S., SIMIĆ V., BURIMSKI O., BONASSIN L., GROZA M.I., MAGUIRE I. (2021) Genetic diversity and structure of the noble crayfish populations in the Balkan Peninsula revealed by mitochondrial and microsatellite DNA markers. PeerJ. 9: e11838. doi: 10.7717/peerj.11838. PMID: 34430076; PMCID: PMC8349172
- HARLIOĞLU A.G. & HARLIOĞLU M.M. (2009) The status of freshwater crayfish (*Pontastacus leptodactylus* Eschscholtz) fisheries in Turkey. Reviews in Fisheries Science 17(2): 187–189
- HARTMANN A. & GRAF W. (2021) Erhebung der Ausbreitung des Marmorkrebses im Umfeld der Wienerbergteiche. Stadt Wien - MA 45 Wiener Gewässer
- HILBER T., OEH J., EFFENBERGER M., MAIE G. (2020) Evaluating the efficiency of three methods for monitoring of native crayfish in Germany. Limnologica 85: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125821>
- HOSSAIN M. S., PATOKA J., KOUBA A., BUŘIČ M. (2018) Clonal crayfish as biological model: a review on marbled crayfish. Biologia 73: 841–855. doi: 10.2478/s11756-018-0098-2

- HOUGHTON R.J., WOOD C., LAMBIN X. (2017) Size-mediated, density-dependent cannibalism in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidea), an invasive crayfish in Britain. *Crustaceana* 90: 417–435. <https://doi.org/10.1163/15685403-00003653>
- HUBER M.G.J., SCHUBART C.D. (2005) Distribution and reproductive biology of *Austropotamobius torrentium* in Bavaria and documentation of a contact zone with the alien *Pacifastacus leniusculus*. – *Bull. Fr. Pêche Piscic* 376-367: 759-776. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae:2005031>
- JANE S.F., WILCOX T.M., MCKELVEY K.S., YOUNG M.K., SCHWARTZ M.K., LOWE W.H., LETCHER B.H., WHITELEY A.R. (2015) Distance, flow and PCR inhibition: eDNA dynamics in two headwater streams. *Molecular Ecology Resources*. 15(1): 216–227
- JERDE C.L., MAHON A.R., CHADDERTON W.L., LODGE D.M. (2011) Sight-unseen. detection of rare aquatic species using environmental DNA. *Conservation Letters* 4: 150–157
- JOHNSEN S.I. & TAUGBØL T. (2010) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pacifastacus leniusculus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org
- JOHNSEN S.I. & TAUGBØL T. (2010) *Pacifastacus leniusculus*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS. <http://www.nobanis.org>.
- KAUFMANN T., KATZMANN M. LAZOWSKI W. (1999) Grundlagenerhebung Wienerwaldbäche. Freiland. Ziviltechnikergesellschaft für Landschaftsplanung, Kulturtechnik und Wasserbau. Studie im Auftrag der MA 45, Gruppe Schutzwasserbau, Wien
- KAUFMANN T., KATZMANN M., LAZOWSKI W. (2000) Gesamtuntersuchung Wienerwaldbäche. Leitbilderstellung und Einstufung. Freiland. Ziviltechnikergesellschaft für Landschaftsplanung, Kulturtechnik und Wasserbau. Studie im Auftrag der MA 45, Gruppe Schutzwasserbau, Wien
- KEIL F. (IN PREP.) Fang von Marmorkrebsen bei syntopen Vorkommen des Galizischen Sumpfkrebse am Wienerbergteich in Wien. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien.
- KELLER, M. SEN (2003) Möglichkeiten der Ertragsbestimmung bei der Bewirtschaftung von Edelkrebse – Forum Flusskrebse, Tagungsband Int. Flusskrebseforum, Augsburg, 2003: 6–13
- KELLY R.P., PORT J.A., YAMAHARA K.M., CROWDER L.B. (2014) Using environmental DNA to census marine fishes in a large mesocosm. *PLoS ONE* 9(1): e86175. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086175>
- KIRSTEN J., HARPER N., ANUCHA P., TURNBULL, J.F. BEAN C.W., LEAVER M.J. (2018) Searching for a signal: Environmental DNA (eDNA) for the detection of invasive signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). *Management of Biological Invasions* 9: 137–148. DOI: <https://doi.org/10.3391/mbi.2018.9.2.07>

- KÖKSAL, G. (1988) *Pontastacus leptodactylus* in Europa. FreshwaterCrayfish: Biology, Management and Exploitation, CroomHelm, London: 365–400.
- KORTE, BERG T., BRUNZEL S., GIMPEL K., HÜBNER D., HUGO R, KALBHENN U. (2006) Grunddatenerfassung zu Monitoring und Management von FFH-Gebieten 2006, Oberläufe der Gersprenz, Büro für Fisch- & Gewässerökologische Studien – BFS
- LANDIS J.R. & KOCH G.G. (1977) The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics. 33: 159–174.
- LEESE F., SANDER M., BUCHNER D., ELBRECHT V., HAASE P., ZIZKA V. M. A. (2020) Improved freshwater macroinvertebrate detection from environmental DNA through minimized nontarget amplification. Environmental DNA. Environmental DNA 3:261–276. <https://doi.org/10.1002/edn3.177>
- LIPTÁK B., MOJŽISOVÁ M., GRUĽA D., CHRISTOPHORYOVÁ J., JABLONSKI D., BLÁHAM., PETRUSEK, A., KOUBA A. (2017) Slovak section of the Danube has its well-established breeding ground of marbled crayfish *Procambarus fallax f. virginalis*. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 418: 40.
- LIPTÁK B., MRUGAŁA A., PEKÁRIK L., MUTKOVIČ A., GRUĽA D., PETRUSEK A., KOUBA A. (2016) Expansion of the marbled crayfish in Slovakia: beginning of an invasion in the Danube catchment? Journal of Limnology 75(2): 305–312. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1313>
- LODGE D.M. (1991) Factors governing species composition, population size, and productivity of coolwater crayfishes in Michigan, USA. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48(12): 2338–2344-
- MAGUIRE I., ERBEN R., KLOBUČAR G.I.V., LAJTNER J. (2002) Year cycle of *Austropotamobius torrentium* in streams of Medvednica Mountain (Croatia). Bull. Fr. Pêche Piscic. 943–957. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002077>
- MAIAKOVSKA O., ANDRIANTSOA R., TONGES S., LEGRAND C., GUTEKUNST J., HANNA K., PÂRVULESCU L., NOVITSKY R., WEIPERTH A., SCIBERRAS A., DEIDUN A., ERCOLI F., KOUBA A., LYKO F. (2021) Genome analysis of the monoclonal marbled crayfish reveals genetic separation over a short evolutionary timescale. Commun. Biol. 4: 74. <https://doi.org/10.1038/s42003-020-01588-8>
- MANFRIN C., SOUTY-GROSSET C., ANASTÁCIO P.M., REYNOLDS J., GIULIANINI P.G. (2019) Detection and Control of Invasive Freshwater Crayfish: From Traditional to Innovative Methods. Diversity 11(5): 159–172. <https://doi.org/10.3390/d11010005>
- MCCLAIN W.R., ROMAIRE R.P. (2004) Effects of simulated drought on crayfish survival and reproduction in experimental burrows: A preliminary study. Freshwater Crayfish 14(1): 106-115. doi: 10.5869/fc.2004. v14.106
- MÜHLENBERG M. (1989) Freilandökologie, 2. Auflage. Quelle & Meyer, Heidelberg

- MÜHLMANN H. (2015) Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung in Fließgewässern. BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- NGULO E. M. & GRUBBS S.A. (2010) Relationships between Crayfish Abundance Patterns and Environmental Variables across Two Spatial Scales in a Central Kentucky River Basin, USA. *Journal of Freshwater Ecology* 25(2): 285-295. DOI:10.1080/02705060.2010.9665079
- OFENBÖCK T. & RIEGLER C. (2007) Erhebung und Einschätzung des Erhaltungszustandes der in Anhang II, IV und V der FFH-Richtlinie, sowie in der Wiener Naturschutzverordnung genannten und in Wien vorkommenden geschützten Muscheln und Flusskrebse-Arten. Im Auftrag der Magistratsabteilung 22 – Umweltschutz, Wien
- OIDTMANN B. & HOFFMANN R.W. (1998) Die Krebspest. In: Eder E. & Hödl W. (eds.): *Flußkrebse Österreichs*. *Stapfia* 58: 187–196.
- OLARTE N., GARCÍA-ARBERAS L., ANTÓN A. (2019) Evaluation of different kinds of disturbance on the efficiency of sampling methods employed for an endangered freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* in the northern Iberian Peninsula. *Journal of Crustacean Biology* 39: 342–348. <https://doi.org/10.1093/jcabi/ruz037>
- ÖNORM 6232 (1995) Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. – Österreichisches Normungsinstitut, Wien
- PAILLISSON J.M., SOUDIEUX A., DAMIEN J.P. (2011) Capture efficiency and size selectivity of sampling gears targeting red-swamp crayfish in several freshwater habitats. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst* 401: 06. <https://doi.org/10.1051/kmae/2011015>
- PALMA J. & ANDRADE J.P. (2002) Morphological study of *Diplodus sargus*, *Diplodus puntazzo*, and *Lithognathus mormyrus* (Sparidae) in the Eastern Atlantic and Mediterranean Sea. *Fish Res* 57: 1–8.
- PEAY S. (2009) Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst*. 394-395: 03. <https://doi.org/10.1051/kmae/2010009>
- PERRY W.L., FEDER J.L., LODGE, D.M. (2001) Implications of hybridization between introduced and resident *Orconectes* crayfishes. *Conservation Biology* 15(6): 1656–1666.
- PETUTSCHNIG J. (1999) Rote Liste der Flusskrebse in Kärnten. – in: Holzinger W. E., Mildner P., Rottenburg T., Wieser C. (eds): *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*. *Naturschutz in Kärnten* 15: 521–524.
- PICHLER A. (2018) The distribution of crayfish (Decapoda, Astacoidea) and branchiobdellids (Annelida, Clitellata) in Vienna, Austria. Masterarbeit, BOKU-Universität für Bodenkultur, Wien
- PICHLER A. & TIMAEUS L. (2020) Erstnachweis des Marmorkrebses (*Procambarus virginalis*) in Wien. *Biodiversität und Naturschutz in Ostösterreich - BCBEA* 5/2: 94–96.
- PÖCKL M. (1998) Häutung und Wachstum von Flußkrebsen, *Stapfia* 58: 167–184.

- PÖCKL M. & PEKNY R. (2002) Interaction between native and alien species of crayfish in Austria: Case studies. July 2002 Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 367(367): 763-776.
- PRETZMANN G. (1994) Rote Liste der Zehnfüßigen Krebse (Decapoda) und Schwebgarnelen (Mysidacea) Österreichs- In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs (GEPP 1994), Grüne Reihe des BMUJF, Band 2: 279–282, Graz
- RANTA E. & LINDSTRÖM K. (1992) Power to hold sheltering burrows by juveniles of the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*. Ethology 92: 217–226.
- REES H.C., MADDISON B.C., MIDDLEDITCH D.J., PATMORE J.R.M., GOUGH K.C. (2014) REVIEW: The detection of aquatic animal species using environmental DNA - a review of eDNA as a survey tool in ecology. J Appl Ecol 51: 1450–1459. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12306>
- RICE C.J., LARSON E.R., TAYLOR C.A. (2018) Environmental DNA detects a rare large river crayfish but with little relation to local abundance. Freshw Biol 63: 443–455. <https://doi.org/10.1111/fwb.13081>
- RIEDLER, P., G. KUM, M. GROßSCHARTNER & D. DONABAUM (2018) Wienerbergteich, Gewässerökologisches Monitoring 2017. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- SCHULZ R., STUCKI T., SOUTY-GROSSET C. (2002) Roundtable session 4A: Management: Reintroduction and restocking. Bull. Fr. Pêche Piscic. 36: 917–922. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002075>
- SEITZ R., VILPOUX K., HOPP U., HARZSCH S., MAIER G. (2015) Ontogeny of the Marmorkrebs (marbled crayfish): a parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. J. Exp. Zool. A Comp. Exp. Biol. 303: 393–405.
- SINT D., DALLA VIA J., FÜREDER L. (2007) Phenotypical characterization of indigenous freshwater crayfish populations. J Zool 273: 210–219.
- SMITH G.R.T., LEARNER M.A., SLATER F.M., FOSTER J. (1996) Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. Biological Conservation 75(3): 239-246.
- SOUTY-GROSSET C., HOLDICH D.M., NOËL P.Y., REYNOLDS J.D., HAFFNER P. (2006) Atlas of Crayfish in Europe. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris
- SOUTY-GROSSET C., REYNOLDS J.D. (2009) Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 394-395: 01. doi: 10.1051/kmae/2009021
- STANGL M., FORMAYER H., HIEBL J., ORLIK A., HÖFLER A., KALCHER M., MICHL C. (2021) Klimastatusbericht Österreich 2020, CCCA (Hrsg.) Graz.
- STREISSL F. & HÖDL W. (2002) Growth, morphometrics, size at maturity, sexual dimorphism and condition index of *Austropotamobius torrentium* Schrank. Hydrobiologia 477: 201–208.
- STREISSL F. & HÖDL W. (2002) Habitat and shelter requirements of the stone crayfish, *Austropotamobius torrentium* Schrank. Hydrobiologia 477: 195–199.

- TARANDEK A., LOVRENČIĆ L., ŽIDAK L., TOPIĆ M., GRBIN D., GREGOV M., ĆURKO J., HUDINA S., MAGUIRE I. (2023) Characteristics of the Stone Crayfish Population along a Disturbance Gradient—A Case Study of the Kustošak Stream, Croatia. *Diversity*. 15(5): 591. <https://doi.org/10.3390/d15050591>
- VALENTINI A., POMPANON, F., TABERLET P. (2016) DNA barcoding for ecologists. *Trends in Ecology & Evolution* 24(2): 110–117
- VALENTINI A., TABERLET P., MIAUD C., ET AL. (2016) Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 25(4): 929-942. doi:10.1111/mec.13428
- VLACH P., FISCHER D., HULEC L. (2009) Microhabitat preferences of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803). *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 394-395: 15. <https://doi.org/10.1051/kmae/2010008>
- VOGT G. (2015) Bimodal annual reproductive pattern in laboratory-reared marbled crayfish. *Invertebrate Reproduction and Development* 59: 218-223
- VORBURGER, C., N. RHYNER, HARTIKAINEN, H., JOKELA, J. (2014) A set of new and cross-amplifying microsatellite loci for conservation genetics of the endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*). *Conservation Genetics Resources* 6: 629-631. <http://dx.doi.org/10.1007/s12686-014-0157-0>.
- VRÅLSTAD T., JOHNSEN S.I., FRISTAD R.F., EDSMA L., STRAND D. (2011) Potent infection reservoir of crayfish plague now permanently established in Norway. *Dis Aquat Org* 97: 75–83
- WEINLÄNDER M. & L. FÜREDER L. (2009) The continuing spread of *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 17: 394–395
- WESTMAN K., SAVOLAINEN R., PURSIAINEN M. (1999) Development of the introduced North American signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), population in a small Finnish forest lake in 1970-1997. *Boreal Environment Research* 4(4): 387–407

10. ANHANG

Appendix 1: Protokoll Bestandserhebung Krebse.

Protokoll für die Bestandserhebung von Flusskrebsen in Wiener Gewässern

Untersuchungsstelle

Gewässer: _____
 Abschnitt: _____
 Datum: _____
 Wetter: _____
 Probennehmer: _____



Krebse

No: xxx	No: xxx
Art: _____	Art: _____
Geschlecht: m ☐ w ☐	Geschlecht: m ☐ w ☐
Gesamtlänge: _____	Gesamtlänge: _____
Postorbitallänge: _____	Postorbitallänge: _____
Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐	Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐
No: xxx	No: xxx
Art: _____	Art: _____
Geschlecht: m ☐ w ☐	Geschlecht: m ☐ w ☐
Gesamtlänge: _____	Gesamtlänge: _____
Postorbitallänge: _____	Postorbitallänge: _____
Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐	Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐
No: xxx	No: xxx
Art: _____	Art: _____
Geschlecht: m ☐ w ☐	Geschlecht: m ☐ w ☐
Gesamtlänge: _____	Gesamtlänge: _____
Postorbitallänge: _____	Postorbitallänge: _____
Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐	Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐
No: xxx	No: xxx
Art: _____	Art: _____
Geschlecht: m ☐ w ☐	Geschlecht: m ☐ w ☐
Gesamtlänge: _____	Gesamtlänge: _____
Postorbitallänge: _____	Postorbitallänge: _____
Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐	Krebsegelebefall: ja ☐ nein ☐

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Appendix 2: Protokoll ökomorphologische Kartierung.

Gewässer: _____ Abschnitt: _____ Datum: _____ Wetter: _____

Breitenverhältnisse (cm)

Min. Gewässerbreite: _____ Max. Gewässerbreite: _____ Mittl. Gewässerbreite: _____

Tiefenverhältnisse (cm)

Min. Gewässertiefe: _____ Max. Gewässertiefe: _____ Mittl. Gewässertiefe: _____

Strömungsgeschwindigkeit (m/s)

Min. FG (m/s): _____ Max. FG (m/s): _____ Mittl. FG (m/s): _____

Substratzusammensetzung (%)

Makrolithal: _____ Mesolithal: _____ Mikrolithal: _____ Akal: _____ Psammal: _____ Pelal: _____ Xylal: _____

#Debris Dams: _____ #Logs (> 10 cm Ø): _____

Uferstruktur

natürlich/unmodifiziert

unterhöhlt

vertikal/unterhöhlt

vertikal + Basis

steil

zusammengesetzt

L	R

künstlich/modifiziert

Profilveränderung

verbaut (gesamtes Ufer)

verbaut (nur Oberkante)

verbaut (nur Unterkante)

künstlich zweistufig

zertrampelt

L	R

Ufervegetation

Breite Uferbegleitsaum (m)

Deckungsgrad Beschattung (%)

Standortgemäße Artenvielfalt

anderes

Notizen

L	R

Querbauwerke: Passierbarkeit für Krebse

Anzahl Querbauwerke: _____

unpassierbar

Rechteckprofil mit glatten Wänden: _____
(keine Klettermöglichkeiten)

Überkragender Absturz (mind. 30 cm Höhe): _____

Verrohrung in einem Winkel stromauf >? : _____

Passierbar

kein Hindernis: _____

teilweise passierbar

Rechteckprofil mit Kletterhilfen: _____
(Algen, Fugen, Totholz)

Überkragender Absturz (mind. 30 cm Höhe): _____

Verrohrung in einem Winkel stromauf <? : _____

Austrocknung

Länge des ausgetrockneten Abschnittes: _____

Entfernung zum nächsten Teich



Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Appendix 3: Standorte mit mehrmaliger Begehung, inklusive Zubringer und Probenahmezeitpunkt.

Gewässer	Standort	Zubringer	Breitengrad	Längengrad	Datum Probenahme, Anzahl eDNA Filter				
Gütenbach	G1		48.139489	16.239761	30.04.2020	(1),	10.09.2020	(1),	10.11.2020 (2)
Gütenbach	G2		48.152341	16.223583	30.04.2020	(1),	10.09.2020	(1),	10.11.2020 (2)
Gütenbach	G3		48.153555	16.223143	10.09.2020	(1),	10.11.2020	(2)	
Gütenbach	G3/5.2	Zubringer	48.153563	16.223227	30.04.2020	(1)			
Gütenbach	G3Z	Zubringer	48.150823	16.227168	10.11.2020	(1)			
Gütenbach	G4		48.159861	16.213389	30.04.2020	(1),	10.09.2020	(1),	10.11.2020 (2)
Gütenbach	G5		48.150739	16.227061	30.04.2020	(1),	10.09.2020	(1),	10.11.2020 (2)
Gütenbach	G5.1	Zubringer	48.150739	16.227061	30.04.2020	(1)			
Gütenbach	G6		48.164167	16.207222	10.09.2020	(1),	10.11.2020	(3)	
Gütenbach	G7		48.167391	16.198004	10.09.2020	(1),	10.11.2020	(2)	
Wurzbach	W1		48.211111	16.207222	16.06.2020	(1),	11.09.2020	(1),	12.11.2020 (2)
Wurzbach	W1.1	Zubringer	48.212823	16.205414	16.06.2020	(1)			
Wurzbach	W2		48.212159	16.205102	16.06.2020	(1),	11.09.2020	(1),	12.11.2020 (2)
Wurzbach	W3		48.150880	16.197392	16.06.2020	(1),	11.09.2020	(1),	12.11.2020 (2)
Wurzbach	W4		48.216445	16.196571	16.06.2020	(1),	11.09.2020	(1),	12.11.2020 (2)
Wurzbach	W4.1	Zubringer	48.216274	16.196517	16.06.2020	(1)			
Wurzbach	W5		48.220230	16.193980	16.06.2020	(1)			
Wurzbach	WZ1	Zubringer	48.216274	16.196517	11.09.2020	(1)			
Wurzbach	WZ2	Zubringer	48.212823	16.205414	11.09.2020	(1)			

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 3: Standorte mit mehrmaliger Begehung, inklusive Zubringer und Probenahmezeitpunkt.

Gewässer	Standort	Zubringer	Breitengrad	Längengrad	Datum Probenahme, Anzahl eDNA Filter					
Wurzbach	WZ3	Zubringer	48.215003	16.204994	11.09.2020	(1)				
Alsbach	A1		48.238807	16.279701	07.05.2020	(1),	16.09.2020	(1),	09.11.2020	(2)
Alsbach	A2		48.238633	16.270839	07.05.2020	(1),	16.09.2020	(1),	09.11.2020	(2)
Alsbach	A3		48.237686	16.269324	07.05.2020	(1)	16.09.2020	(1),	09.11.2020	(2)
Alsbach	A3.1	Zubringer	48.237564	16.269456	07.05.2020	(1)				
Alsbach	A4		48.238780	16.262297	07.05.2020	(1)	16.09.2020	(1),	09.11.2020	(2)
Alsbach	A4.1	Zubringer	48.237238	16.265348	07.05.2020	(1)				
Alsbach	A5		48.240042	16.256579	07.05.2020	(1)	16.09.2020	(1),	09.11.2020	(2)
Alsbach	A5.1	Zubringer	48.241136	16.257517	07.05.2020	(1)				
Alsbach	AZ1	Zubringer	48.238201	16.276227	16.09.2020	(1)				
Alsbach	AZ1	Zubringer	48.237564	16.269456	16.09.2020	(1),	09.11.2020	(2)		
Alsbach	AZ2	Zubringer	48.232406	16.269525	16.09.2020	(1)				
Alsbach	A6		48.240222	16.251139	16.09.2020	(2)				

Appendix 4: Standorte und Probenahmezeitpunkt für einmal begangene Bäche.

Gewässer	Standort	Breitengrad	Längengrad	Datum Probenahme	Anzahl eDNA Filter
Halterbach	H1	48.203816	16.255837	09.07.2021	1
	H2	48.208093	16.255178	09.07.2021	1
	H4	48.215597	16.250324	09.07.2021	1
	H6	48.224269	16.247167	09.07.2021	1
	H9	48.235683	16.240580	09.07.2021	1
Waldbach	WB1	48.274483	16.348925	02.09.2021	1
Schreiberbach	S1	48.259301	16.350046	02.09.2021	1
	S3	48.263230	16.341666	02.09.2021	1
	S6	48.272498	16.330832	02.09.2021	1
Reisenbergbach	RB1	48.25840	16.329488	03.09.2021	1
	RB2	48.261569	16.319957	03.09.2021	1
Rotwasser	RW1	48.200833	16.227350	08.09.2021	1
	RW5	48.192100	16.211876	08.09.2021	1
	RW7	48.188388	16.201208	08.09.2021	1
Grünauerbach	GB1	48.198011	16.238907	08.09.2021	3
	GB2	48.189978	16.229911	08.09.2021	2
Hainbach	HN5	48.246980	16.220003	14.09.2021	1
	HN2	48.239514	16.204980	14.09.2021	1
	HN0	48.230601	16.198471	14.09.2021	1
Hannbaumbach	HB1	48.229677	16.198260	14.09.2021	2
	HB2	48.225169	16.188157	14.09.2021	1
Kasgraben	K1	48.223639	16.209487	18.10.2021	2
	K2	48.226326	16.216256	18.10.2021	1
	K3	48.231591	16.216723	18.10.2021	1
Silbersee	SS1	48.209397	16.263504	14.10.2021	1
	SS2	48.209191	16.263049	14.10.2021	1
Hanslteich	HT	48.238298	16.271936	07.05.2020	1
Dehneparkteich	D1	48.207071	16.265619	14.10.2021	2
Kühwörther Wasser	KW1	48.149547	16.572138	19.10.2021	2
	KW2	48.144200	16.576483	19.10.2021	1

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 4: Standorte und Probenahmezeitpunkt für einmal begangene Bäche.

Gewässer	Standort	Breitengrad	Längengrad	Datum Probenahme	Anzahl eDNA Filter
Großenzersdorfer Arm	GA1	48.189247	16.539836	19.10.2021	2
	GA2	48.195241	16.539480	19.10.2021	1
Panozzalacke	PZ1	48.181263	16.487695	19.10.2021	2
Mühlwasser	MW1	48.194340	16.481513	19.10.2021	2
Lainzer Teich	LT1	48.165987	16.258260	20.10.2021	2
	LT2	48.165987	16.258260	20.10.2021	1
Kastanienteich	KT klein1	48.157861	16.346222	28.07.2021	1
	KT klein2	48.157861	16.346222	28.07.2021	1
	KT groß	48.157639	16.346583	28.07.2021	1
Stierofenteich	ST	48.156333	16.348972	28.07.2021	1
Wienerbergteich	WB1	48.162499	16.347410	28.07.2021	1
	WB2	48.160522	16.349102	28.07.2021	1
	WB3	48.159679	16.351205	28.07.2021	1
Ölhafen	Ö1	48.166435	16.515087	08.06.2022	1
	Ö2	48.167697	16.512582	08.06.2022	1
	Ö3	48.165932	16.520645	08.06.2022	1
	Ö4	48.166812	16.518349	08.06.2022	1

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Appendix 5: Standorte und Probenahmezeitpunkt für traditionelle Methode (Handfang & Sichtung; Reusenfang) sowie Vermerk bei Austrocknung.

Gewässer	Standort	Datum der Begehung		Methode	Wasserstand	Lage - Koordinaten
Alsbach	A1	15.07.2020	21.10.2020	Handfang & Sichtung		48°14'21.2"N 16°16'29.1"E
Alsbach	A2	15.07.2020	19.10.2020	Handfang & Sichtung		48°14'15.5"N 16°16'06.9"E
Alsbach	A4	16.07.2020	20.10.2020	Handfang & Sichtung		48°14'19.6"N 16°15'44.3"E
Alsbach	A5	20.07.2020	22.10.2020	Handfang & Sichtung		48°14'23.0"N 16°15'24.3"E
Erlenbach	AZ2	20.07.2020	20.10.2020	Handfang & Sichtung		48°13'56.7"N 16°16'10.3"E
Alsbach	A3.1	16.07.2020	20.10.2020	Handfang & Sichtung	trocken	48°14'15.2"N 16°16'10.0"E
Alsbach	A4.1	16.07.2020	20.10.2020	Handfang & Sichtung	trocken	48°14'14.1"N 16°15'54.7"E
Alsbach	A5.1	16.07.2020	22.10.2020	Handfang & Sichtung	trocken	48°14'28.2"N 16°15'34.0"E
Alsbach	A6	20.07.2020	22.10.2020	Handfang & Sichtung	trocken	48°14'24.8"N 16°15'04.1"E
Dehnepark Teich	D1	14.10.2021		Reuse		48°12'33.8"N 16°15'48.6"E
Dehnepark Teich	D2	14.10.2021		Reuse		48°12'33.8"N 16°15'48.6"E
Dehnepark Teich	D3	14.10.2021		Reuse		48°12'33.8"N 16°15'48.6"E
Dehnepark Teich	D4	14.10.2021		Reuse		48°12'33.8"N 16°15'48.6"E
Großenzersdorfer Arm	GA1	06.07.2022		Reuse		48°11'21.3"N 16°32'23.4"E
Großenzersdorfer Arm	GA2	06.07.2022		Reuse		48°11'42.9"N 16°32'22.1"E
Grünauerbach	GB2	08.10.2020		Handfang & Sichtung		48°11'35.8"N 16°13'57.9"E
Gütenbach	G1	06.08.2020		Handfang & Sichtung	trocken	48°08'25.8"N 16°14'21.1"E
Gütenbach	G2	06.08.2020	27.10.2020	Handfang & Sichtung		48°08'25.8"N 16°14'21.1"E
Gütenbach	G3	10.08.2020		Handfang & Sichtung		48°08'48.2"N 16°13'49.7"E
Gütenbach	G4	10.08.2020		Handfang & Sichtung		48°08'59.9"N 16°13'38.9"E
Gütenbach	G5	11.08.2020		Handfang & Sichtung		48°09'09.6"N 16°13'24.1"E
Gütenbach	G5.1	11.08.2020		Handfang & Sichtung		48°09'01.6"N 16°13'37.8"E
Gütenbach	G5.1	27.10.2020		Handfang & Sichtung	trocken	48°09'01.6"N 16°13'37.8"E
Gütenbach	G6	12.08.2020	28.10.2020	Handfang & Sichtung		48°09'01.6"N 16°13'37.8"E
Gütenbach	G7	12.08.2020	28.10.2020	Handfang & Sichtung		48°09'30.6"N 16°12'56.5"E
Gütenbach	G8	17.08.2020		Handfang & Sichtung		48°09'40.6"N 16°12'39.9"E

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 5: Standorte und Probenahmezeitpunkt für traditionelle Methode (Handfang & Sichtung; Reusenfang) sowie Vermerk bei Austrocknung.

Gewässer	Standort	Datum der Begehung		Methode	Wasserstand	Lage - Koordinaten
Gütenbach	G1	27.10.2020		Handfang & Sichtung		48°08'25.8"N 16°14'21.1"E
Gütenbach	G3	27.10.2020		Handfang & Sichtung	trocken	48°08'48.2"N 16°13'49.7"E
Gütenbach	G4	27.10.2020		Handfang & Sichtung	trocken	48°08'59.9"N 16°13'38.9"E
Gütenbach	G5	27.10.2020		Handfang & Sichtung	trocken	48°09'09.6"N 16°13'24.1"E
Gütenbach	G8	28.10.2020		Handfang & Sichtung	trocken	48°09'40.6"N 16°12'39.9"E
Hainbach	HN0	14.09.2021		Handfang & Sichtung		48°13'50.2"N 16°11'54.5"E
Hainbach	HN2	14.09.2021		Handfang & Sichtung		48°14'22.3"N 16°12'17.9"E
Hainbach	HN3	14.09.2021		Handfang & Sichtung		48°14'22.3"N 16°12'17.9"E
Hainbach	HN5	15.09.2021		Handfang & Sichtung		48°14'49.1"N 16°13'12.0"E
Halterbach	H6	21.07.2021	06.07.2021	Handfang & Sichtung		48°13'27.4"N 16°14'49.8"E
Halterbach	H9	07.07.2021		Handfang & Sichtung		48°14'10.9"N 16°14'26.5"E
Hannbaumbach	HB1	11.08.2021		Handfang & Sichtung		48°13'46.8"N 16°11'53.7"E
Hannbaumbach	HB2	11.08.2021		Handfang & Sichtung		48°13'30.6"N 16°11'17.4"E
Kastanienteich groß	KT groß 1	13.07.2021		Reuse		48°09'27.5"N 16°20'47.7"E
Kastanienteich groß	KT groß 2	13.07.2021		Reuse		48°09'27.5"N 16°20'47.7"E
Kastanienteich klein1	KT klein 1	13.07.2021		Reuse		48°09'28.3"N 16°20'46.4"E
Kastanienteich klein2	KT klein 2	13.07.2021		Reuse		48°09'28.3"N 16°20'46.4"E
Katzengraben	K1	11.11.2021		Handfang & Sichtung	trocken	48° 10' 42" N, 16° 13' 51" O
Kräuterbach	KR	18.10.2021		Handfang & Sichtung		48°14'31.0"N 16°16'57.4"E
Kühwörther Wasser	KW1	06.07.2022		Reuse		48°08'58.4"N 16°34'19.7"E
Kühwörther Wasser	KW2	06.07.2022		Reuse		48°08'39.1"N 16°34'35.3"E
Lainzer Bach	LB	03.08.2021		Handfang & Sichtung		48°09'56.5"N 16°14'54.5"E
Lainzer Teich	LT1	12.11.2021		Reuse		48°09'57.6"N 16°15'29.7"E
Lainzer Teich	LT2	12.11.2021		Reuse		48°09'57.0"N 16°15'34.2"E
Lainzer Teich	LT3	12.11.2021		Reuse		48°09'57.0"N 16°15'29.2"E
Mühlwasser	MW1	06.07.2022		Reuse		48°11'39.6"N 16°28'53.5"E

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 5: Standorte und Probenahmezeitpunkt für traditionelle Methode (Handfang & Sichtung; Reusenfang) sowie Vermerk bei Austrocknung.

Gewässer	Standort	Datum der Begehung		Methode	Wasserstand	Lage - Koordinaten
Ölhafen	Ö1	08.06.2022		Reuse		48°09'59.2"N 16°30'54.3"E
Ölhafen	Ö2	08.06.2022		Reuse		48°10'03.7"N 16°30'45.3"E
Ölhafen	Ö3	08.06.2022		Reuse		48°09'57.4"N 16°31'14.3"E
Ölhafen	Ö4	08.06.2022		Reuse		48°10'00.5"N 16°31'06.1"E
Panozzalacke	PZ1	06.07.2022		Reuse		48°10'52.6"N 16°29'15.7"E
Reisenbergbach	RB0	09.10.2021		Handfang & Sichtung		48°15'27.4"N 16°20'10.9"E
Reisenbergbach	RB1	09.10.2021		Handfang & Sichtung		48°15'30.2"N 16°19'46.0"E
Reisenbergbach	RB2	09.10.2021		Handfang & Sichtung		48°15'37.8"N 16°19'30.3"E
Rotwasser	RW2	07.09.2021		Handfang & Sichtung		48°12'01.1"N 16°13'24.4"E
Rotwasser	RW3	07.09.2021		Handfang & Sichtung		48°11'53.3"N 16°13'07.5"E
Rotwasser	RW4	07.09.2021		Handfang & Sichtung		48°11'45.5"N 16°12'50.4"E
Rotwasser	RW5	07.09.2021		Handfang & Sichtung		48°11'31.6"N 16°12'42.8"E
Schreiberbach	S3	10.10.2021		Handfang & Sichtung		48°15'47.6"N 16°20'30.0"E
Schreiberbach	S4	10.10.2021		Handfang & Sichtung		48°15'48.9"N 16°20'29.1"E
Schreiberbach	S5	10.10.2021		Handfang & Sichtung		48°16'06.6"N 16°20'11.2"E
Schreiberbach	S6	11.10.2021		Handfang & Sichtung		48°16'19.3"N 16°19'55.8"E
Silbersee	S1	14.10.2021		Reuse		48°12'33.8"N 16°15'48.6"E
Silbersee	S2	14.10.2021		Reuse		48°12'33.1"N 16°15'47.0"E
Silbersee	S3	14.10.2021		Reuse		48°12'33.1"N 16°15'47.0"E
Silbersee	S4	14.10.2021		Reuse		48°12'33.1"N 16°15'47.0"E
Waldbach	WB2	20.07.2021	02.11.2020	Handfang & Sichtung		48°16'28.1"N 16°20'56.1"E
Waldbach	WB3	20.07.2021	03.11.2020	Handfang & Sichtung		48°16'34.8"N 16°20'35.5"E
Wienerbergteich	WT-P3	12.07.2021		Reuse		48°09'37.8"N 16°20'56.7"E
Wienerbergteich	WT-P2	12.07.2021		Reuse		48°09'35.1"N 16°21'04.2"E
Wienerbergteich	WT-N0	12.07.2021		Reuse		48°09'32.9"N 16°21'03.9"E
Wienerbergteich	WT-N1	12.07.2021		Reuse		48°09'32.5"N 16°21'07.8"E
Wienerbergteich	WT-P0	12.07.2021		Reuse		48°09'41.0"N 16°20'50.2"E
Wienerbergteich	WT-P4	12.07.2021		Reuse		48°09'44.8"N 16°21'01.2"E
Wienerbergteich	WT-N3	12.07.2021		Reuse		48°09'38.6"N 16°20'59.5"E
Wienerbergteich	WT-N2	12.07.2021		Reuse		48°09'44.5"N 16°20'49.7"E

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 5: Standorte und Probenahmezeitpunkt für traditionelle Methode (Handfang & Sichtung; Reusenfang) sowie Vermerk bei Austrocknung.

Gewässer	Standort	Datum der Begehung		Methode	Wasserstand	Lage - Koordinaten
Wurzbach	W1	10.07.2020	26.10.2020	Handfang & Sichtung		48°12'34.3"N 16°12'35.0"E
Wurzbach	W2	09.07.2020	02.11.2020	Handfang & Sichtung		48°12'43.6"N 16°12'17.6"E
Wurzbach	W3	14.07.2020	02.11.2020	Handfang & Sichtung		48°12'49.4"N 16°11'56.0"E
Wurzbach	W4	09.07.2020	03.11.2020	Handfang & Sichtung		48°13'03.1"N 16°11'45.6"E
Wurzbach	W5	09.07.2020	03.11.2020	Handfang & Sichtung		48°13'15.5"N 16°11'32.4"E
Wurzbach	W4.1	09.07.2020	03.11.2020	Handfang & Sichtung	trocken	48°12'58.6"N 16°11'47.5"E
Wurzbach	WZ2	09.07.2020	26.10.2020	Handfang & Sichtung		48°12'46.2"N 16°12'19.5"E
Wurzbach	WZ3	09.07.2020	26.10.2020	Handfang & Sichtung		48°12'54.0"N 16°12'18.0"E

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Appendix 6: Ergebnisse eDNA und Sichtungen (n.g. = nicht getestet; k.S.= keine Sichtung; k.N. = kein eDNA- Nachweis.

Gewässer & Abschnitt	<i>A. torrentium</i>		<i>P. leniusculus</i>		<i>A. astacus</i>		<i>A. leptodactylus</i>		<i>P. virginalis</i>		<i>O. limosus</i>	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Alsbach												
A1	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A2	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A3	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A4	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A5	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A6	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A3.1	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A4.1.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
A5.1	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
AZ1	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Erlenbach												
AZ2	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
AZ2.2	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Wurzbach												
W1	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
W2	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
W3	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
W4	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
W5	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
W1.1	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
W4.1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
WZ1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
WZ2	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
WZ3	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 6: Ergebnisse eDNA und Sichtungen (n.g. = nicht getestet; k.S.= keine Sichtung; k.N. = kein eDNA- Nachweis.

Gewässer & Abschnitt	<i>A. torrentium</i>		<i>P. leniusculus</i>		<i>A. astacus</i>		<i>A. leptodactylus</i>		<i>P. virginalis</i>		<i>O. limosus</i>	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Gütenbach												
G1	Nachweis	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.
G2	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.
G3	k. N.	k. S.	k. N.	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
G4	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.
G5	Nachweis	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.
G6	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
G7	k. N.	k. S.	k. N.	Sichtung	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
G3/5.2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.
G3Z	k. N.		k. N.		n.g.		n.g.		n.g.		n.g.	
G5.1	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.
Halterbach												
H1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
H2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
H4	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
H6	Nachweis	Sichtung	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
H9	Nachweis	Sichtung	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Hannbaumbach												
HB1	k. N.	Sichtung	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
HB2	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Hainbach												
HN0	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
HN2	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
HN5	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Kasgraben												
K1	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
K2	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
K3	Nachweis	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 6: Ergebnisse eDNA und Sichtungen (n.g. = nicht getestet; k.S.= keine Sichtung; k.N. = kein eDNA- Nachweis.

Gewässer & Abschnitt	<i>A. torrentium</i>		<i>P. leniusculus</i>		<i>A. astacus</i>		<i>A. leptodactylus</i>		<i>P. virginalis</i>		<i>O. limosus</i>	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Waldbach												
WB1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Schreiberbach												
S1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
S3	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
S6	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Reisenbergbach												
RB1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
RB2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Grünauer Bach												
GB2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
GB1	k. N.	Sichtung	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Rotwasser												
RW1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
RW5	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
RW7	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Lainzer Teich												
LT1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
LT2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Kühwörther Wasser												
KW1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
KW2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Großenzersdorfer Arm												
GA1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
GA2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Panozzalacke												
PZ1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Mühlwasser												
MW1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 6: Ergebnisse eDNA und Sichtungen (n.g. = nicht getestet; k.S.= keine Sichtung; k.N. = kein eDNA- Nachweis.

Gewässer & Abschnitt	<i>A. torrentium</i>		<i>P. leniusculus</i>		<i>A. astacus</i>		<i>A. leptodactylus</i>		<i>P. virginalis</i>		<i>O. limosus</i>	
	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung	eDNA	Sichtung
Ölhafen												
Ö1	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Ö2	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Ö3	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Ö4	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Hanslteich												
H	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.
Silbersee												
SS1	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
SS2	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.	k. N.	k. S.
Dehneparkteich												
D1	k. N.	Sichtung	k. N.	Sichtung	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.
Wienerbergteich												
WB	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	Nachweis	Sichtung	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.
Stierofenteich												
ST	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	Nachweis	k. S.	n.g.	k. S.
Kastanienteich gesamt												
KT	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	n.g.	k. S.	k. N.	k. S.	Nachweis	Sichtung	n.g.	k. S.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Appendix 7: Übersicht über die Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen des Projekts.

Name	Datum	Typ	Titel	Autor*innen/Teilnehmer*innen	Anmerkung
4th Annual Meeting in Conservation Genetics 2020	26.-28.02. 2020	Poster	DNA barcoding methods for the detection of dragonfly species	Fischer, Iris; Sittenthaler, Marcia; Chovanec, Andreas; Kargl, Victoria; Haring, Elisabeth	
39. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	13.-15.03. 2020	Präsentation	DNA-Barcoding Methoden zum Nachweis von Libellen	Fischer, Iris; Sittenthaler, Marcia; Chovanec, Andreas; Pail, Victoria; Haring, Elisabeth	Corona- bedingte Absage
39. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	13.-15.03. 2020	Präsentation	Was ist <i>Somatochlora metallica</i> ? Erste Ergebnisse zur Klärung einer systematischen Verwirrnis	Brockhaus, Thomas; Fischer, Iris; Sittenthaler, Marcia	Corona- bedingte Absage
7. ABOL-Tagung	05.12.2020	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Homepage „Krebse Libellen Wiens“	ab 2021	Erstellung	www.kreliwi.at	Anne Hartmann, Iris Fischer, Victoria Kargl	
40. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	24.04.2021	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	
8. ABOL-Tagung	30.11.2021	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	
41. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	19.03.2022	Vortrag	Libellen in Wien: klassisches Monitoring oder molekulargenetische Methoden zur Erfassung von Libellen – ein kritischer Vergleich	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Lobau-Symposium	27.04.2022	Vortrag	Die seltenen Jungfern des Nationalparks Lobau – Erhebung der Libellenfauna mit Fokus auf drei FFH-Arten	Iris Fischer	
Lobau-Symposium	28.04.2022	Teilnahme	-	Victoria Kargl	

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil B - Krebse

Fortsetzung Appendix 7: Übersicht über die Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen des Projekts.

Name	Datum	Typ	Titel	Autor*innen/Teilnehmer*innen	Anmerkung
Projektvorstellung im Rahmen der AÖE (Arbeitsgemeinschaft österreichischer Entomologen)-Exkursion „Libellen am Kaiserwasser“	21.05.2022	Führung	Exkursion Libellen Kaiserwasser	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Projektvorstellung Kurs Luise Kruckenhauser Uni Wien	01.06.2022	Vortrag	Molekulare Biodiversitätsforschung: Umwelt DNA-Barcoding zum Nachweis von Libellen	Iris Fischer	
Projektvorstellung im Rahmen der AÖE-Exkursion „Libellen am Wienfluss“	17.07.2022	Führung	Exkursion „Libellen am Wienfluss“	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Libellenbestimmungskurs Deck 50 NHM Wien	10.06.2022	Kurs für Museumsbesucher	Vielfalt Kennenlernen – Libellen	Iris Fischer, Andreas Chovanec, Victoria Kargl	
Ausstellung Projekt Libellen +Krebse Inselinfo	03.09.2022	Poster	Posterausstellung Libellen & Krebse Wiens	Iris Fischer, Victoria Kargl, Anne Hartmann	
DICCA Tag der Artenvielfalt	03.09.2022	Führungen	stündliche Führungen Libellen am Tritonwasser	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Thementag Wasserinsekten im Haus des Meeres	20.10.2022	Vortrag	Kescher trifft Pipette: Auf den Spuren von Libellen in Wien	Iris Fischer	
9. ABOL-Tagung	18.11.2022	Vortrag	Invertebrates in Viennese waters – monitoring dragonflies and crayfish with environmental DNA barcoding	Iris Fischer	
9. ABOL-Tagung	18.11.2022	Flashtalk	Detection of the invasive marbled crayfish (<i>Procambarus virginalis</i>) via environmental DNA barcoding	Victoria Kargl	
Waldbiodiversitäts-Symposium BFW	24.11.2022	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	