



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Habitatwahl, Wirtsspezifität und Populationsstruktur der Fluss-
perlmuschel (*Margaritifera margaritifera* LINNAEUS 1758) in
der Waldaist (Oberösterreich)

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer.nat.)

Verfasser:	Michael Jung
Matrikel-Nummer:	0401880
Studienrichtung /Studienzweig (lt. Studienblatt):	Biologie/Ökologie (A 444)
Betreuer:	Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer

Wien, am 5.Juli 2011

Aus dem Leben einer Flussperlmuschel

Im heißen Juli ist's soweit
Flussperlmuschelpaarungszeit
das Weibchen lässt dann in den Bach
den Nachwuchs millionenfach

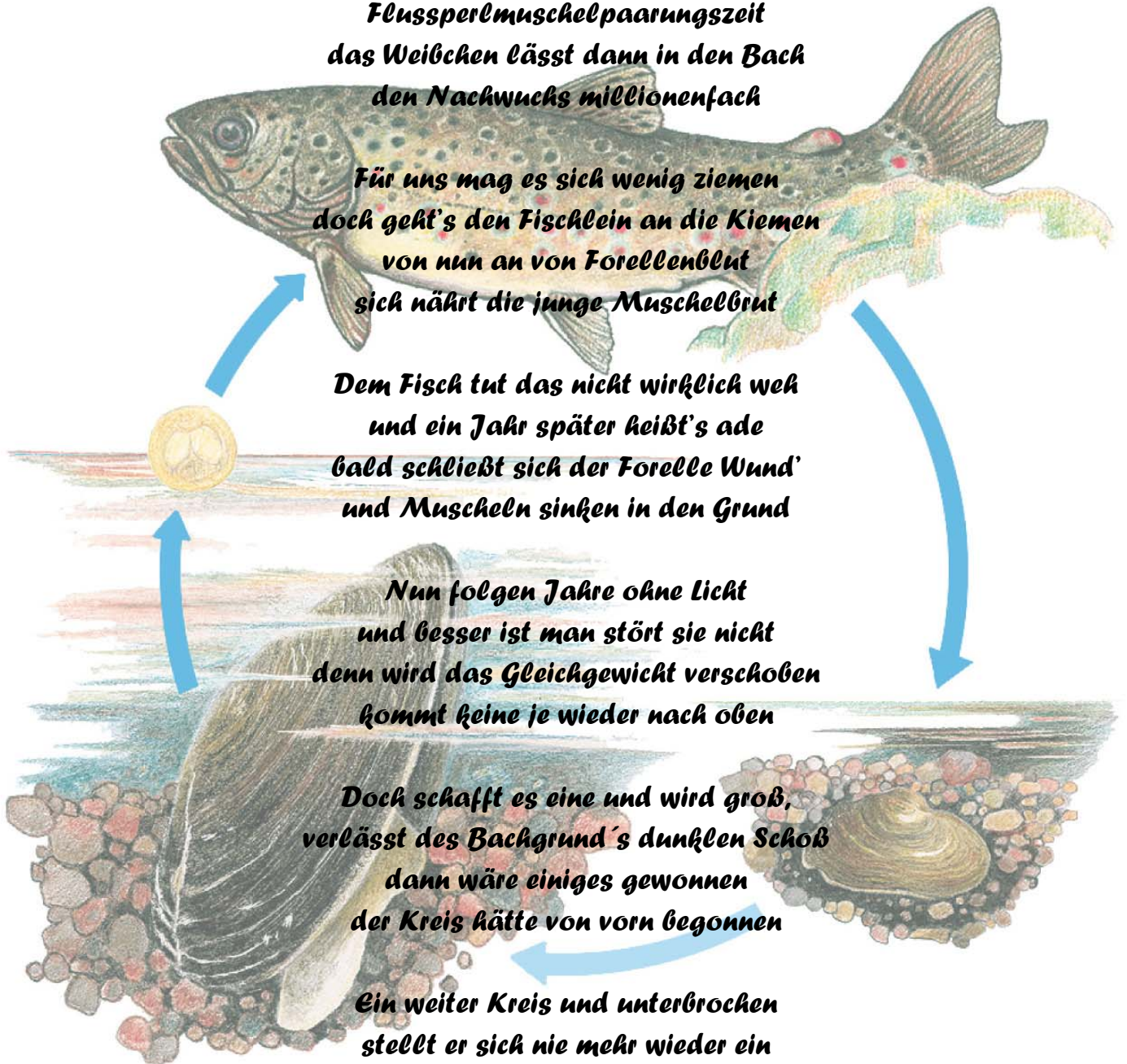
Für uns mag es sich wenig ziemen
doch geht's den Fischlein an die Kiemen
von nun an von Forellenblut
sich nährt die junge Muschelbrut

Dem Fisch tut das nicht wirklich weh
und ein Jahr später heißt's ade
bald schließt sich der Forelle Wund'
und Muscheln sinken in den Grund

Nun folgen Jahre ohne Licht
und besser ist man stört sie nicht
denn wird das Gleichgewicht verschoben
kommt keine je wieder nach oben

Doch schafft es eine und wird groß,
verlässt des Bachgrund's dunklen Schoß
dann wäre einiges gewonnen
der Kreis hätte von vorn begonnen

Ein weiter Kreis und unterbrochen
stellt er sich nie mehr wieder ein
und hat's nicht die Natur verbrochen
dann pfuscht halt noch der Mensch hinein!



Gedicht: Daniel Tscholl

Zeichnung: Rudolf Schanberger

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung.....	07
2.	Untersuchungsgebiet.....	09
2.1.	Die Waldaist.....	09
2.1.1.	Allgemeines.....	09
2.1.2.	Geologie.....	11
2.1.3.	Klima.....	12
2.1.4.	Vegetation.....	13
2.1.5.	Hydrologie.....	15
2.1.6.	Chemismus.....	15
2.1.7.	Fauna.....	17
2.1.8.	Entwicklung des Flussperlmuschelbestandes.....	20
2.2.	Charakteristik des beprobten Flussabschnitts.....	21
3.	Methodik.....	25
3.1.	Habitatwahl und Populationsstruktur.....	25
3.2.	Wirtsspezifität.....	27
3.3.	Analyse der gewonnen Daten.....	31
4.	Ergebnisse.....	32
4.1.	Habitatwahl und Populationsstruktur.....	32
4.1.1.	Choriotopkartierung und Korngrößenanalyse.....	32
4.1.2.	Verteilung der Flussperlmuschel im untersuchten Abschnitt.....	36
4.1.3.	Habitatwahl.....	38
4.1.4.	Populationsstruktur.....	41
4.1.5.	Morphologie der Schalen.....	44
4.2.	Wirtsspezifität.....	46
4.2.1.	Ausgangsinfektionsrate.....	46
4.2.2.	Verteilung der Glochidien.....	48
4.2.3.	Eignung unterschiedlicher Wirtsfische.....	49
4.2.4.	Glochidienwachstum.....	51
5.	Diskussion.....	52
5.1.	Habitatwahl und Populationsstruktur.....	52
5.1.1.	Habitatwahl.....	52
5.1.2.	Populationsstruktur.....	56
5.1.3.	Mögliche andere Ursachen für den Rückgang.....	61

5.1.4.	Morphologie der Schalen.....	64
5.2.	Wirtsspezifität.....	64
5.2.1.	Ausgangsinfektionsrate und Verteilung der Glochidien.....	64
5.2.2.	Eignung unterschiedlicher Wirtsfische.....	65
5.2.3.	Glochidienwachstum.....	68
5.2.4	Auswirkungen der Glochidieninfektion auf den Wirtsfisch.....	68
6.	Literaturverzeichnis.....	69
7.	Zusammenfassung.....	82
8.	Abstract.....	83
9.	Danksagung.....	84
10.	Anhang.....	85
	Lebenslauf.....	91

1. Einleitung

Die in Europa und im Osten Nordamerikas beheimatete Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus 1758) ist in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet stark gefährdet (YOUNG et al. 2001, MOLLUSC SPECIALIST GROUP 1996). In Österreich, wo die Art nur im Bereich der Böhmisches Masse vorkommt (GUMPINGER et al. 2002), ist der einst sehr große Bestand auf kleinste, stark überalterte Restpopulationen zurückgegangen (MOOG et al. 1993, GUMPINGER et al. 2009). Der komplexe Lebenszyklus, der ein parasitäres Stadium in den Kiemen eines Fisches sowie ein Juvenilstadium im hyporheischen Interstitial beinhaltet, macht die Flussperlmuschel besonders anfällig für anthropogene Eingriffe in ihren Lebensraum (WÄCHTLER et al. 2001). Sie stellt deshalb eine sehr sensible Indikatorart oligotropher, kalkarmer Fließgewässer dar (GEIST 2010, NESEMAN & REISCHÜTZ 2002). Für die vorliegende Arbeit wurde die größte derzeit in Österreich existierende Population, die sich in einem 320 m langen Abschnitt der Waldaist (Oberösterreich) befindet, näher untersucht, wobei zwei Stadien im Lebenszyklus der Art sowie die Bestandsentwicklung der Population analysiert wurden.

Ein Schwerpunkt der Arbeit lag auf der Habitatwahl der adulten Muscheln. Die Flussperlmuschel bewohnt in Mitteleuropa Fließgewässer zweiter bis fünfter Ordnung in Mittelgebirgsregionen und Niederungen (MOOG et al. 1993). Bevorzugt werden durch Uferbegleitgehölze beschattete Abschnitte mit rascherer Strömung (HASTIE et al. 2003a, MOOG et al. 1993, GITTINGS et al. 1998). Von herausragender Bedeutung ist die Sedimentzusammensetzung, wobei Bereiche mit grobem Blockwerk und dazwischen liegendem feinerem Sediment optimale Habitate darstellen (HASTIE et al. 2000, SKINNER et al. 2003). Für die erfolgreiche Entwicklung der Jungmuscheln ist der Feinsedimentgehalt ($< 1 \text{ mm}$) der Gewässersohle, der die Konnektivität zwischen Hyporheal und fließender Welle bestimmt, entscheidend (GEIST & AUERSWALD 2007, ALTMÜLLER & DETTMER 2006, ALTMÜLLER 2002, SACHTELEBEN et al. 2004). Detaillierte Untersuchungen zur Mikrohabitatwahl der Art existieren vor allem aus Großbritannien und Skandinavien, während für Österreich nur die Angaben von MOOG et al. (1993) vorliegen.

Der zweite Schwerpunkt der Arbeit lag auf der Untersuchung des parasitären Stadiums. Dieses beginnt in Mitteleuropa Ende August/Anfang September, wenn das weibliche Tier die in den Marsupien herangereiften, zirka $70 \text{ }\mu\text{m}$ großen Larven (Glochidien) in das vorbeiströmende Wasser abgibt (MOOG et al. 1993, BAUER 1994, SCHEDER & GUMPINGER 2005). Die Glochidien leben meist für etwa elf Monate parasitär in den Kiemen eines Wirtsfisches (HRUSKA 1992) und wachsen in dieser Zeit auf eine Größe von etwa $0,4 \text{ mm}$ heran (WÄCHTLER et al. 2001, HASTIE & YOUNG 2003). Es sind vor allem juvenile Fische (0+)

als Wirte geeignet, da zum einen auf älteren Individuen grundsätzlich höhere Glochidienmortalitäten auftreten (BAUER 1987a) und zum anderen wiederholt infizierte Wirtsfische mit einer stärkeren Immunantwort reagieren (BAUER & VOGEL 1987). *Margaritifera margaritifera* weist ein, im Vergleich zu anderen Najadenarten, sehr enges Wirtsfischspektrum auf, das auf einige Arten der Familie Salmonidae beschränkt ist (BAUER 1987b). Innerhalb des großen Verbreitungsgebietes der Flussperlmuschel treten außerdem regionale Adaptationen auf bestimmte Wirtsarten auf (ZIUGANOV et al. 1994). So scheint der Atlantische Lachs (*Salmo salar* LINNAEUS 1758), wo er vorkommt, als Wirt bevorzugt zu werden (SACHTELEBEN et al. 2004). In Nordamerika stellt auch der Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis* MITCHILL 1814) einen guten Wirtsfisch dar (SMITH 1976), wohingegen dieser für mitteleuropäische Populationen nur sehr schlecht geeignet ist (BAUER 1987b). In Norwegen findet man innerhalb eines Flusslaufes Populationen, die sich ausschließlich auf Lachsen, und solche, die sich ausschließlich auf Bachforellen (*Salmo trutta* LINNAEUS 1758) entwickeln (LARSEN, pers. Mitt). Im Donaeinzugsgebiet stellen die Bachforelle und der Huchen (*Hucho hucho* LINNAEUS 1758), welcher allerdings ein sehr schlechter Wirt ist, die einzigen verfügbaren Wirtsfische dar (TÄUBERT et al. 2010, SACHTELEBEN et al. 2004, GUMPINGER et al. 2002). Die Bachforelle gilt als genetisch und phänotypisch sehr heterogene Spezies, die sich in fünf molekularbiologisch unterscheidbare Hauptlinien auftrennen lässt (BERNATCHEZ 2001). In Österreich kommen natürlicherweise vor allem der danubische und lokal auch der atlantische Stamm vor (WEISS et al. 2010). Besatzmaßnahmen mit dieser fischereiwirtschaftlich wichtigen Fischart führten allerdings zu einer weiteren Verbreitung der atlantischen Linie und einer Vermischung mit bzw. Verdrängung von autochthonen Populationen (WEISS et al. 2001). Bisher war nicht bekannt, ob es im Falle der Bachforelle auch intraspezifische Unterschiede bezüglich der Eignung als Wirtsfisch für die Flussperlmuschel gibt. Somit lassen sich die Auswirkungen des Besatzes mit allochthonen Fischen auf die Flussperlmuschel, die auf die Bachforelle als Wirt angewiesen ist, nur schwer abschätzen. Die vorliegende Arbeit stellt neben jener von TÄUBERT et al. (2010), die zur selben Zeit durchgeführt wurde, den ersten empirischen Hinweis für die unterschiedliche Eignung verschiedener Rassen einer Wirtsart für eine Najadenpopulation dar.

Aufgrund des dramatischen Rückgangs der Bestände und der Ineffizienz anderer Schutzmaßnahmen wurden in den letzten Jahren in einigen Ländern Europas Nachzuchtprojekte für *Margaritifera margaritifera* gestartet. In Österreich wurden 2010 am Gießenbach (Oberösterreich) ebenfalls erste Versuche mit der künstlichen Nachzucht begonnen. Diese sollen in Zukunft auf andere Gewässer - wie die Waldaist - ausgeweitet werden. Die Kenntnis der Mikrohabitatpräferenzen und der Parasit-Wirt-Beziehung stellen wichtige Grundlagen sowohl für den Schutz noch vorhandener Bestände als auch die künstliche Nachzucht der Art dar.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Die Waldaist

2.1.1. Allgemeines

Die Waldaist, im Oberlauf auch als Schwarze Aist bezeichnet, liegt im östlichen Mühlviertel, dem nördlichsten, geologisch zur Böhmisches Masse zählenden Teil Oberösterreichs (Abb. 2). Der Ursprung der Schwarzen Aist liegt an der nördlichen Flanke des Koblberges im Gemeindegebiet Schönau auf 1.020 m Seehöhe. Die Waldaist vereinigt sich im Gemeindegebiet Ried in der Riedmark mit der Feldaist und mündet, als Aist bezeichnet, nach 13,5 km auf einer Seehöhe von 241 m ü. A. in die Donau. Bis zum Zusammenfluss mit der Feldaist überwindet die Waldaist auf einer Lauflänge von 56 km 711 Höhenmeter, was einem durchschnittlichen Gefälle von 12,7 Promille entspricht. Der Abbau des Gefälles erfolgt allerdings nicht kontinuierlich, vielmehr wechseln sich plateauartige Abschnitte mit steilen, schluchtartigen Strecken ab (Abb. 1).

Der Kamm des oberösterreichisch-tschechischen Grenzgebirges, in welchem Wald- und Feldaist entspringen, stellt eine Kontinentalwasserscheide dar: die beiden nördlich an das Aist-Einzugsgebiet angrenzenden Flusssysteme Lainsitz und Malsch entwässern über Moldau und Elbe in die Nordsee, während die westlich angrenzende Gusen und die östlich angrenzenden Flüsse Kamp und Naarn wie die Aist über die Donau ins Schwarze Meer entwässern.

Aufgrund der geringen anthropogenen Beeinträchtigung des Flusslaufs und des Umlandes sowie des Vorkommens zahlreicher Schutzgüter nach Richtlinie 92/43/EWG (FFH-RL) wurde die Waldaist gemeinsam mit der Naarn zum Europaschutzgebiet „Waldaist-Naarn“ erklärt. Eine der „flagship species“ dieses Schutzgebietes ist die Flussperlmuschel.

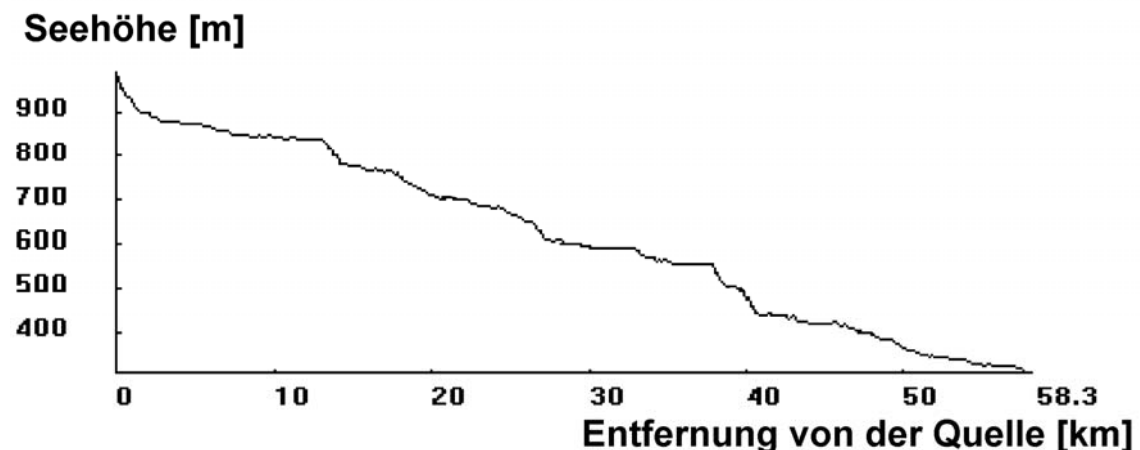


Abb. 1: Höhenprofil der Waldaist. Charakteristisch für viele Fließgewässer des Böhmisches Massivs ist die Abfolge von schluchtartigen Abschnitten und flacheren Teilstücken. Quelle: BEV ÖK 1:50.000.

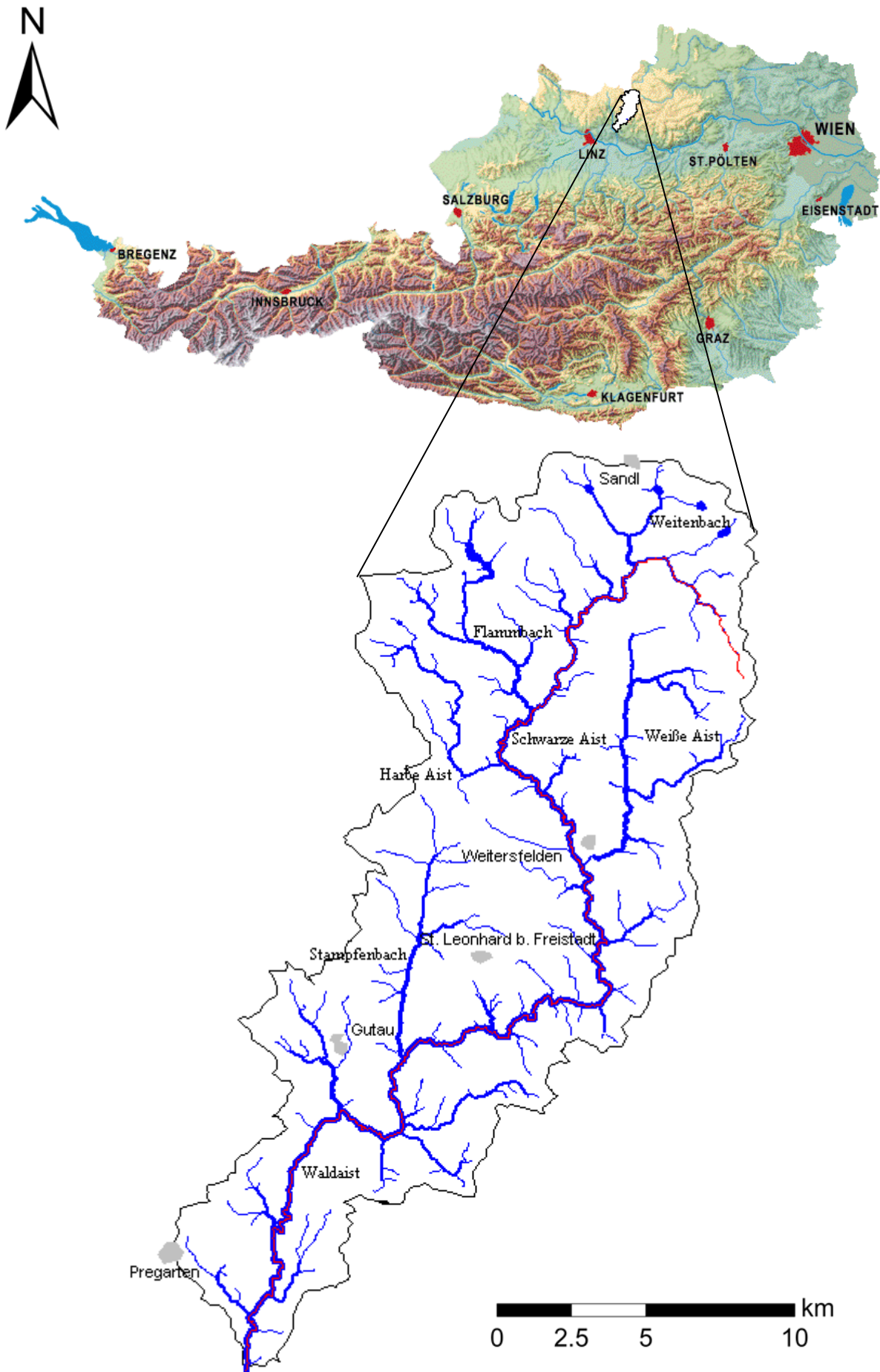


Abb. 2: Das Einzugsgebiet der Waldaist und seine Lage in Österreich. Der Oberlauf der Waldaist wird bis zur Einmündung der Weißen Aist als Schwarze Aist bezeichnet. Das Hauptgerinne ist durch die rote Linie gekennzeichnet. Quelle: BEV ÖK 1:50.000 (Einzugsgebiet) bzw. Übersichts-karte Österreich.

2.1.2. Geologie

Das Mühlviertel stellt eine sanfte Mittelgebirgslandschaft mit weiten Hochflächen und tief eingeschnittenen Flusstälern dar. Die höchste Erhebung ist mit 1.378 m ü. A. der Plöckenstein im Böhmerwald nahe der tschechischen Grenze, der größte Flächenanteil erstreckt sich allerdings auf Höhenlagen zwischen 500 und 900 m (FINK et al. 2000). Gemeinsam mit dem niederösterreichischen Waldviertel bildet das Mühlviertel den österreichischen Anteil am Böhmischem Massiv, der im Süden durch die Donau vom Rest Österreichs abgegrenzt wird. Nur wenige Ausläufer der Böhmisches Masse (Sauwald, Kürnberger Wald, Dunkelsteiner Wald) erstrecken sich südlich der Donau, in der Tiefe setzt sich die Böhmisches Masse allerdings bis unter den Alpenrand fort. Die Entstehung des Böhmisches Massivs geht auf die variszische Gebirgsbildung vor etwa 370 - 290 Mio. Jahren zurück (FUCHS et al. 2007). Das damals aufgefaltete Hochgebirge war bereits am Ende des Paläozoikums zu einem Rumpfgebirge abgetragen, welches durch spätere tektonische Ereignisse stark verformt wurde. Für die Auffaltung der Alpen vor 130 – 30 Mio. Jahren stellte das Böhmisches Massiv das Widerlager dar. Im Tertiär kam es zu zwei Meeresvorstößen, die sich durch fossilienführende Ablagerungen im östlichen Mühlviertel (z. B.: Kriechbaum bei Tragwein) nachweisen lassen (FUCHS et al. 2007). Während des Pleistozäns waren zwar nur die höchsten Erhebungen (Böhmerwald) vergletschert und die glaziale Überformung deshalb gering, doch kam es häufig zu Frostsprengung und Solifluktion, wobei die für das Mühlviertel typischen Gesteinsblöcke und Blocksteinhalden freigelegt wurden (BENEDETTTER-HERRAMHOF 2009). Das hauptsächlich aus kristallinen Gesteinen zusammengesetzte Böhmisches Massiv wird in mehrere regionalgeologische Einheiten unterteilt. Das Mühlviertel liegt größtenteils im sogenannten Moldanubikum, dieses wird im Westen vom Bajuvarikum und im Osten vom Moravikum abgelöst, im Süden taucht es unter Mesozoikum und Tertiär des Alpenvorlandes ab. Als häufigste Gesteine des Moldanubikums findet man hochmetamorphe Gesteine wie Gneise, Magmatite, Granulite und Eklogit sowie plutonische Magmatite (z.B.: Granite) (<http://www.mineralienatlas.de>). Aufgrund der vorherrschenden Gesteine wird die Böhmisches Masse als Granit- und Gneishochland bezeichnet.

Im Einzugsgebiet der Aist dominiert grobkörniger Weinsberger Granit, der etwa zwei Drittel der Fläche einnimmt, gefolgt von fein- bis mittelkörnigem Granit und Granodiorit. Kleinflächig findet man auch Perlgneis, Diorit, Grobkorngneis und im Unterlauf nachvariszische Sedimente (GRÜNSTEIDL 1986). Der silikatische Untergrund bedingt die geringe Wasserhärte und Leitfähigkeit sowie den niedrigen pH-Wert der Fließgewässer im Mühlviertel. Befinden sich im Einzugsgebiet – wie in dem der Waldaist - Moore und anmoorige Bereiche, weisen die Gewässer die typische, durch Humin- und Fulvosäuren hervorgerufene Braunfärbung auf (Abb. 3).



Abb. 3: Das Wasser der Waldaist weist aufgrund des hohen Huminstoffgehalts eine rot-braune Färbung auf.

2.1.3. Klima

Das Mühlviertel befindet sich im Übergangsbereich zwischen ozeanisch-westeuropäischem und kontinental-montanem osteuropäischen Klima, wobei der kontinentale Einfluss mit niedrigen Temperaturwerten und geringen Niederschlägen in den Flusstälern überwiegt, während auf den Hochlagen der ozeanische Einfluss dominiert. Durch den sogenannten „Böhmischen Wind“ kommt es im Mühlviertel zu einer Klimadepression und Senkung der Jahresdurchschnittstemperatur gegenüber gleichen Höhen der Voralpen um 0,5 – 1°C (FUCHS et al. 2007). Besonders die höheren Lagen im Norden sind durch kalte Winter und relativ kurze, kühle Sommer gekennzeichnet, während die südexponierten Einhänge zur Donau besonders wärmebegünstigt sind. Das östliche Mühlviertel stellt innerhalb Oberösterreichs die niederschlagsärmste Region dar, durch die hohe Luftfeuchtigkeit wird dies allerdings teilweise ausgeglichen.

Die einzige Klimamessstelle im Aist-Einzugsgebiet befindet sich im an der Feldaist gelegenen Freistadt. Diese zeichnete in den letzten 30 Jahren den mit 700 mm niedrigsten durchschnittlichen Jahresniederschlag Oberösterreichs auf (Abb. 4). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt hier 6,9°C, die tiefste je gemessene Temperatur betrug -27,8°C. Die hohe Anzahl der Frost- (136) und Eistage (30) pro Jahr unterstreicht das raue Klima in den höheren Lagen des Mühlviertels. Die Vegetationsperiode, also der Zeitraum, in dem Tagesmittelwerte von mindestens +5°C auftreten, dauert etwa 200 bis 220 Tage. An Winden herrschen West- und Nordwest-, gefolgt von Südwinden vor (<http://www.zamg.ac.at>).

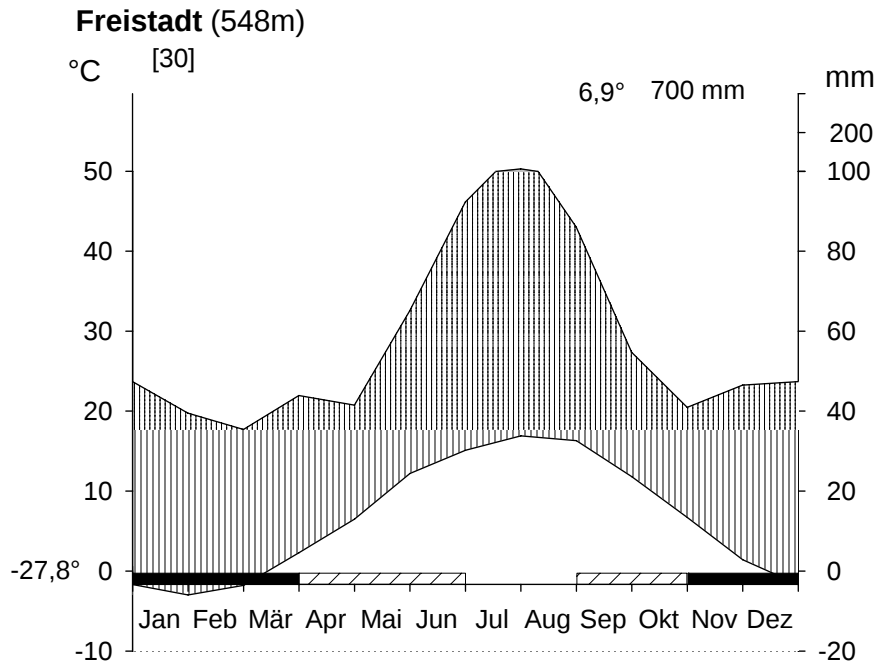


Abb. 4: Klimadiagramm nach WALTER & LIETH (1967) von Freistadt (Feldaist-Einzugsgebiet). Schwarze Balken: Monate mit mittlerem Tagesminimum unter 0°C, straffierte Balken: Monate mit absolutem Minimum unter 0°C (Fröste möglich), Datenquelle: <http://www.zamg.ac.at>.

2.1.4. Vegetation

Wie bereits erwähnt, liegt ein Großteil des Mühlviertels auf Seehöhen zwischen 500 und 900 m. Hier findet man als potentielle natürliche Vegetation Fichten-Buchen-Tannenwälder, wobei im Mühlviertel der Fichtenanteil natürlicherweise relativ hoch ist (JELEM 1976, ELLENBERG & LEUSCHNER 1996). Allerdings wächst nur in den Hochlagen über 1.200 m (Böhmerwald) unter natürlichen Bedingungen reiner Fichtenwald (DUNZENDORFER 1988). Durch forstwirtschaftliche Maßnahmen und durch zu hohe Wildbestände wurden Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Weiß-Tanne (*Abies alba* MILL.) im Mühlviertel jedoch stark zurückgedrängt, weshalb heute oftmals Fichtenmonokulturen das Landschaftsbild beherrschen. Außerdem findet man größere Rot-Föhrenbestände (*Pinus sylvestris* L.), welche vor allem auf durch historische Streunutzung degradierten Böden und auf trockenen Felskuppen wachsen. Kleinräumig kommen auch Hoch- und Niedermoore sowie Laubwälder vor. Als für das Mühlviertel typischer Grünlandtyp galt früher die Borstgraswiese (Nardetalia OBERD. ex PREISING 1949), welche allerdings großflächig durch artenarmes Intensivgrünland ersetzt wurde (PILS 1988).

Nach GEYERHOFER (1999) dominieren an Wiesentypen im Waldaisttal frische Ausprägungen der Tal-Fettwiesen (Arrhenatherion KOCH 1926), die bereits Übergänge zu Mittel-

gebirgs-Goldhaferwiesen (Phyteumo-Trisetion (PASSARGE 1969) ELLMAUER & MUCINA 1993) zeigen. Außerdem sind an vernässten Standorten häufig Feuchtwiesen (Calthion R. TX. 1937 em. BAL. – TUL. 1978) und seltener Braun-Seggensümpfe (Caricion fuscae KOCH 1926 em. KLIKA 1934) oder Großseggenrieder (Magnocaricion elatae KOCH 1926) zu finden. Aufgrund der niedrigen Temperaturen wachsen zahlreiche montan bis alpine Arten (GEYERHOFER 1999). Die Waldgesellschaften des Waldaisttales werden von HAUMER (1999) in drei Großgruppen unterteilt: Nadelwälder und bodensaure Mischwälder (Piceion excelsae in PAWLOWSKI et al. 1928 und Dicrano-Pinion (LIBBERT 1932) MATUSZKIEWICZ 1962), laubbaumreiche Mischwälder (Luzulo-Fagion LOHMEYER & R. TX. in R. TX. 1954 und Tilio platyphylli - Acerion pseudoplatani KLIKA 1955) und feuchte, ufernahe Wälder (Alnion incanae PAWL & WALLISCH 1928), wobei die letzten beiden durch anthropogen bedingte hohe Fichtenanteile oft nicht mehr dem natürlichen Typus entsprechen. Trotz der land- und forstwirtschaftlichen Intensivierungsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte beherbergt das Waldaisttal zahlreiche botanische Raritäten. In naturnahen Edellaubwäldern der steilen Hänge sind die Zwiebel-Zahnwurz (*Cardamine bulbifera* (L.) CRANITZ) und die Neunblatt-Zahnwurz (*Cardamine enneaphyllos* CRANITZ) zu finden, die im Mühlviertel nur von einigen wenigen Stellen bekannt sind. Dies trifft auch auf die Hallersche Schaumkresse (*Arabidopsis halleri* (L.) LAWALRÉE) und den Frühlings-Krokus (*Crocus vernus* HILL) zu, welche ebenfalls im Waldaisttal vorkommen. Weitere seltene Arten sind Manns-Knabenkraut (*Orchis mascula* L.), Akelei (*Aquilegia vulgaris* L.), Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia* L.) und Feuerlilie (*Lilium bulbiferum* L.) (PILS 1982). Im Gewässer selbst findet man an Gefäßpflanzen nur den Haken-Wasserstern (*Callitriche hamulata* W. D. J. KOCH) und im Oberlauf einen kleinen Bestand des Alpen-Laichkrauts (*Potamogeton alpinus* BALB.). Von den zahlreichen Wassermoosarten ist besonders das in Österreich sonst sehr seltene Schuppige Bachmoos (*Fontinalis squamosa* L.) hervorzuheben (OFENBÖCK 1998).



Abb. 5: Feuerlilie (*Lilium bulbiferum*) im Waldaisttal.

2.1.5. Hydrologie

Das Aistsystem stellt mit einer Einzugsgebietsfläche von insgesamt 647 km² und einem mittleren Abfluss von 5,59 m³ s⁻¹ das größte Flusssystem des Mühlviertels dar (MADER et al. 1996). Die Waldaist weist vor dem Zusammenfluss mit der Feldaist eine Flussordnungszahl (OZ) nach STRAHLER (1952) von vier auf und entwässert ein Einzugsgebiet (EG) von 275,6 km². Die wichtigsten Zubringer sind der Weitenbach (OZ = 3, EG = 14,3 km²), der Flambach (OZ = 3, EG = 21,7 km²), die Harbe Aist (OZ = 3, EG = 15,6 km²), die Weiße Aist (OZ = 3, EG = 32,1 km²), der Stampfenbach (OZ = 3, EG = 34,6 km²) und der Klausbach (OZ = 3, EG = 13,8 km²) (WIMMER & MOOG 1994, BERG et al. 2009). Die Nutzung des Einzugsgebietes erfolgt zu 15,4 % als Ackerfläche und zu 30,5 % als Grünlandfläche. Wie der Name bereits vermuten lässt, ist der Waldanteil mit 49,1 % der Gesamtfläche vergleichsweise hoch (ANDERWALD et al. 1996). Dieser bewirkt durch die hohe Evapotranspiration, dass trotz des Niederschlagsmaximums im Juli/August (Abb. 4) der Abfluss im Vergleich zum Frühjahr relativ gering ist. Im Spätsommer und Herbst treten die niedrigsten Abflusswerte des gesamten Jahres auf, nach dem Laubfall im Oktober nimmt der Abfluss allerdings wieder zu. Der Jahresmittelwert des Durchflusses (MQ) beträgt 3,05 m³ s⁻¹, das mittlere jährliche Niederwasser 0,77 m³ s⁻¹ und das mittlere jährliche Hochwasser 26,9 m³ s⁻¹ (ANDERWALD et al. 1996). Nach der von MADER et al. (1996) verwendeten Typologie ist das Abflussregime als sommerstarkes pluvio-nivales Regime zu bezeichnen. Dieser Typ zählt zu den komplexen Regimen mit zweigipfeligem Verlauf, wobei das Hauptmaximum im März/April und das Nebenmaximum im Sommer auftritt (Abb. 6).

2.1.6. Chemismus

Wie bereits erwähnt, weist die Waldaist einen hohen Gehalt an Humin- und Fulvosäuren auf, die aus den zahlreichen Mooren im Quellgebiet stammen. Aufgrund des kristallinen Muttergesteins ist das Wasser arm an Calcium- und Magnesiumionen und die Leitfähigkeit gering (Tab. 1). Der pH-Wert schwankt um den Neutralpunkt, trotz der geringen Pufferung ist keine Versauerungstendenz feststellbar. Vergleicht man die Konzentrationen der wichtigsten Nährstoffparameter mit denen anderer Mühlviertler Gewässer, fällt auf, dass diese in der untersuchten Strecke der Waldaist (Tab. 1) zum Teil wesentlich geringer sind. So werden in der Feldaist NO₃⁻-N Werte von 3,5 – 5,5 mg L⁻¹, in der Naarn von 2,1 – 3,6 mg L⁻¹ und in der Gusen von 4,5 – 5,9 mg L⁻¹ gemessen. Nur in der Großen Mühl sind die Nitratwerte mit 1,8-2,2 mg L⁻¹ ebenfalls relativ niedrig. Beim Orthophosphat verhält es sich ähnlich, die Werte liegen in der Feldaist bei 0,11 – 0,28 mg L⁻¹, in der Naarn bei 0,017 – 0,043 mg L⁻¹, in der Gusen bei 0,22 – 0,26 mg L⁻¹ und in der Großen Mühl bei 0,032 – 0,051 mg L⁻¹ (BACHURA et al. 2002).

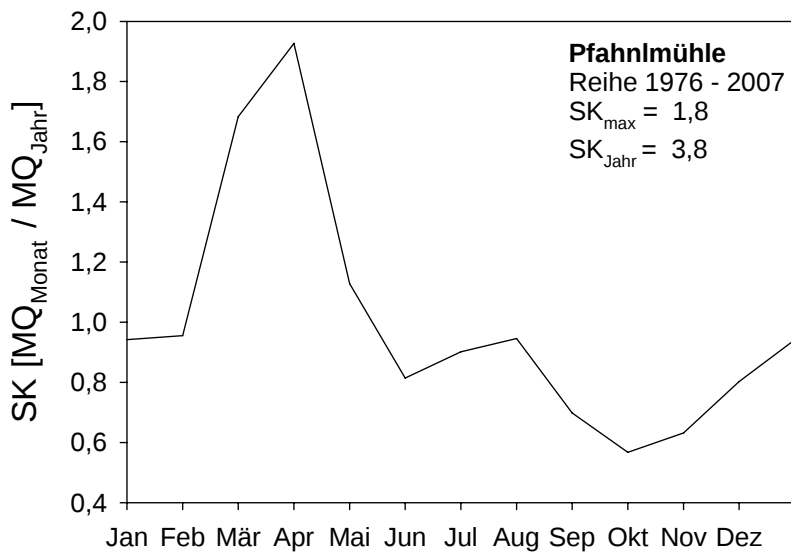


Abb. 6: Mittlerer monatlicher Durchfluss der Waldaist als Schwankungskoeffizient SK nach PARDE. MQ: mittlere Abfluss, $SK_{\max}$: Quotient aus dem mittleren Abfluss des abflussstärksten Doppelmonats und dem mittleren Jahresabfluss, SK_{Jahr} : Quotient aus dem mittleren Abfluss des abflussstärksten Doppelmonats und dem mittleren Abfluss des abflussschwächsten Doppelmonats, Datenquelle: Hydrographischer Dienst Oberösterreich.

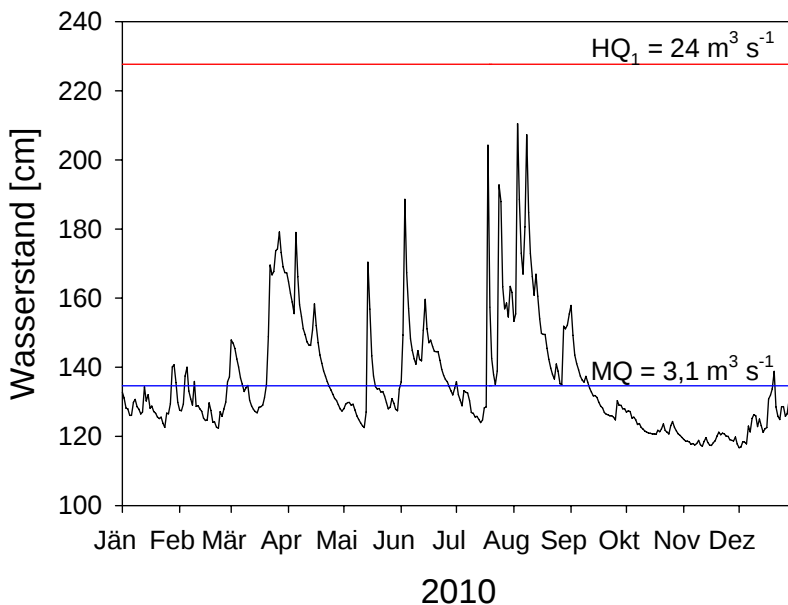


Abb. 7: Fluktuation der Wasserstände der Waldaist im Untersuchungs-jahr. Der Großteil der Freilandarbeit wurde während der Niederwasserperiode im September/Oktober durchgeführt. Pegel: Pfahnlmühle, Datenquelle: http://www.ott-austria.at/at/aist_detail.htm

Die saprobiologische Gewässergüte lag in den 60er, 70er und 80er Jahren, während viele oberösterreichische Fließgewässer wie auch die Feldaist stark verschmutzt waren, in der Waldaist konstant bei I-II. Am Beginn der 90er Jahre verschlechterte sie sich auf durchgehend II, erholte sich allerdings in den nachfolgenden Jahren und liegt heute im Mittel- und Unterlauf wieder bei I-II und im Oberlauf bei II (<http://www.land-oberoesterreich.gv.at>).

Tab. 1: Ausgewählte chemische Parameter der Waldaist in den Jahren 2007 –2009. Die Daten wurden dankenswerterweise vom Amt der OÖ Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässernwirtschaft zur Verfügung gestellt. Für die Analyse wurden insgesamt 30 Wasserproben direkt aus dem untersuchten Abschnitt entnommen. *Sechs der 30 Stichproben lagen unter der Nachweisgrenze von 0,003 mg L⁻¹ und wurden für die Mittelwertsberechnung nicht berücksichtigt. Der tatsächliche Mittelwert ist somit kleiner als der errechnete Wert.

Parameter	Mittelwert	Min.	Max.	Parameter	Mittelwert	Min.	Max.
pH	7,2	6,3	7,8	P _{tot} [mg L ⁻¹]	0,036	0,018	0,070
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	100,7	70	150	o-PO ₄ -P [mg L ⁻¹]	0,015	0,008	0,022
BSB ₅ [mg L ⁻¹]	1,23	0,1	2,3	Ca [mg L ⁻¹]	9,3	7,5	10,0
DOC [mg L ⁻¹]	6,8	2,8	20,0	Mg [mg L ⁻¹]	1,6	1,1	2,0
Gesamthärte	1,7	1,3	1,9	Na [mg L ⁻¹]	6,7	5,1	11,0
NH ₄ -N [mg L ⁻¹]	0,016	0,009	0,034	K [mg L ⁻¹]	1,2	0,9	1,5
NO ₂ -N [mg L ⁻¹]	< 0,0038*	< 0,003	0,007	SO ₄ [mg L ⁻¹]	9,1	7,2	10,0
NO ₃ -N [mg L ⁻¹]	1,1	0,7	1,7	Cl [mg L ⁻¹]	9,3	6,6	17,0

2.1.7. Fauna

Innerhalb der Bivalvia ist die Flussperlmuschel zwar der einzige Vertreter der Najaden der Waldaist, allerdings findet man einige Arten der Familie Sphaeriidae: *Pisidium casertanum* POLI 1791, *Pisidium obtusale* LAMARCK 1818, *Pisidium personatum* MALM 1855, *Pisidium subtruncatum* MALM 1855 und *Pisidium tenuilineatum* STELFOX 1918 (OFENBÖCK 1998). Derselbe Autor konnte auch zwei Vertreter der Gastropoden nachweisen: die Flussnapfschnecke (*Ancylus fluviatilis* MÜLLER 1774), die auch im Rahmen der Muschelkartierungen gefunden wurde, und die amphibisch lebende Bernsteinschnecke (*Succinea putris* LINNAEUS 1758). In einigen Zuflüssen der Waldaist kommt der Edelkrebs (*Astacus astacus* LINNAEUS 1758) vor (BERG et al. 2009), der Bestand ist allerdings durch den sich ausbreitenden nordamerikanischen Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus* DANA 1852) gefährdet. Von den restlichen Evertabraten sei hier nur das Vorkommen der gefährdeten Grünen Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia* FOURCROY 1785) erwähnt. Eine detaillierte Erhebung des Makrozoobenthos findet man in OFENBÖCK (1998). Von den Vertretern der Ichthyofauna konnten während der Kartierungsarbeiten im untersuchten Abschnitt Koppe (*Cottus gobio* LINNAEUS 1758), Bachforelle (*Salmo trutta* LINNAEUS 1758), Äsche (*Thymallus thymallus* LINNAEUS 1758), Elritze (*Phoxinus phoxinus* LINNAEUS 1758), Aitel (*Leuciscus cephalus* LINNAEUS 1758) und Bachschmerle (*Barbatula barbatula* LINNAEUS 1758) beobachtet werden. SILIGATO & GUMPINGER (2004) konnten im Unterlauf der Waldaist, kurz vor der Einmündung der Feldaist, außerdem noch Barbe (*Barbus barbus* LINNAEUS 1758), Gründling (*Gobio gobio* LINNAEUS 1758), Schneider (*Alburnoides bi-*

punctatus BLOCH 1782) und das zu den Petromyzontida zählende Bachneunauge (*Lam-petra planeri* BLOCH 1784) nachweisen. Bei einer weiteren Erhebung wurden zusätzlich Rotaugen (*Rutilus rutilus* LINNAEUS 1758) sowie die nordamerikanischen Arten Bachsaib-ling (*Salvelinus fontinalis* MITCHILL 1814) und Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss* WALBAUM 1792) festgestellt (SCHEDER & GUMPINGER (2007) zit. in CSAR & GUMPINGER (2009)). Bei letzteren beiden Arten dürfte es sich aber um Besatzfische oder Gefangenschaftsflüchtlinge und nicht um Populationen mit natürlicher Reproduktion han-deln.

Da der Bachforellenbestand von essenzieller Bedeutung für die Reproduktion der Fluss-perlmuschel ist, soll hier näher darauf eingegangen werden. Die Bachforelle stellt im ge-samten Waldaistsystem die dominierende Fischart dar, zumindest was die Biomasse betrifft (SILIGATO & GUMPINGER 2004, PILGERSTORFER 2007, PILGERSTORFER 2009). Die Forellenbiomasse schwankt zwischen 16 kg ha^{-1} und 130 kg ha^{-1} - je nach Probenpunkt und Befischungstermin. Im Mittel ergibt sich aus den zur Verfügung stehenden Daten ein Be-stand von 50 kg ha^{-1} . Die Waldaist liegt somit – verglichen mit anderen Mühlviertler Gewäs-ern - im unteren Mittelfeld (HAUNSCHMID 2003). An der dem untersuchten Abschnitt am nächsten gelegenen Befischungsstelle beträgt die durchschnittliche Bachforellendichte et-wa 60 kg ha^{-1} bzw. $1500 \text{ Ind. ha}^{-1}$. Der Altersaufbau ist hier (wie in der gesamten Waldaist) als natürlich mit einem hohen Anteil an Jungfischen zu bezeichnen (Abb. 8). Die Dichte der juvenilen Bachforellen (0+ und 1+, < 17 cm) beträgt etwa $1200 (+/- 885)$ Individuen ha^{-1}

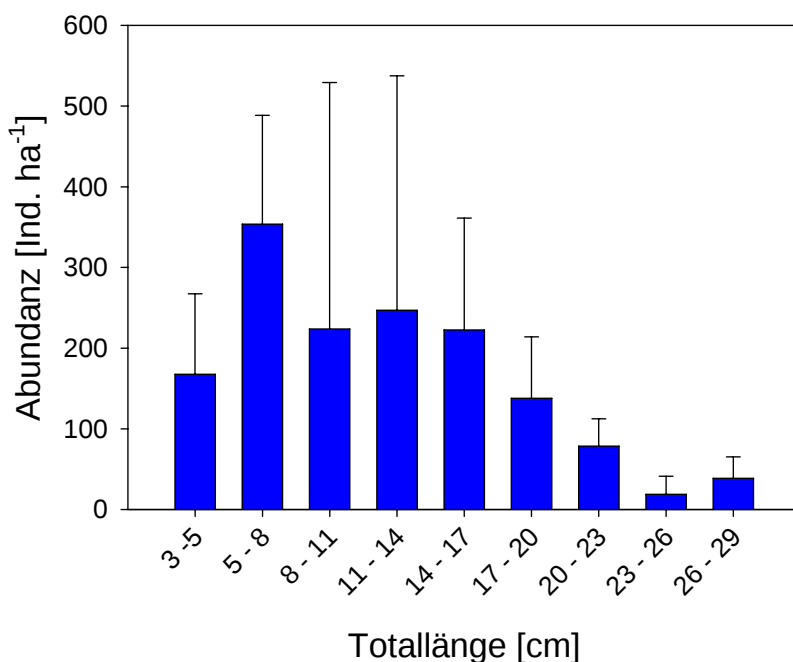


Abb. 8: Längen-Häufigkeitsdiagramm der Bachforelle an einer dem hier untersuchten Abschnitt nahe gelegenen Befischungsstelle. Die Balken geben den Mittelwert und die Standardabweichung der Jahre 2006 – 2009 an. Daten-quelle: PILGERSTORFER 2009.

oder 1,2 Individuen 10 m^{-2} . Während der Muschelkartierungen konnten Bachforellen an ihren Laichgruben beobachtet werden, woraus auf stattfindende natürliche Reproduktion geschlossen werden kann. Eine funktionierende natürliche Reproduktion wird auch von HAUNSCHMID (2003) angenommen. Zusätzlich erfolgt vom Fischereirevier Freistadt jährlich ein Besatz mit 0+ Bachforellen, welche seit 2004 mit aus der Waldaist stammenden Flussperlmuschelglochidien infiziert werden. Einzelne Bewirtschafter von Waldaistabschnitten besetzen darüber hinaus auch ältere Bachforellen (PILGERSTORFER 2006).

An Amphibien kommen laut WEISSMAIR & MOSER (2008) im Einzugsgebiet der Aist neben den häufigeren Arten Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris* LAURENTI 1768), Teichmolch (*Lissotriton vulgaris* LINNAEUS 1758), Feuersalamander (*Salamandra salamandra* LINNAEUS 1758), Springfrosch (*Rana dalmatina* BONAPARTE 1840), Grasfrosch (*Rana temporaria* LINNAEUS 1758) und Erdkröte (*Bufo bufo* LINNAEUS 1758) auch Kammmolch (*Triturus* sp.), Gelbbauchunke (*Bombina variegata* LINNAEUS 1758) und Laubfrosch (*Hyla arborea* LINNAEUS 1758) vor. Innerhalb der Reptilien sei nur die Ringelnatter (*Natrix natrix* LINNAEUS 1758) erwähnt, da sie als einzige vorkommende Art Gewässer als Jagdrevier nutzt. An gewässergebundenen Vogelarten konnten während der Freilandarbeit Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea* TUNSTALL 1771), Wasseramsel (*Cinclus cinclus* LINNAEUS 1758), Eisvogel (*Alcedo atthis* LINAEUS 1758) und Graureiher (*Ardea cinerea* LINNAEUS 1758) beobachtet werden. Weiters ist das Vorkommen von Uhu (*Bubo bubo* LINNAEUS 1758) und Schwarzstorch (*Ciconia nigra* LINNAEUS 1758) bekannt (<http://www.land-oberoesterreich.gv.at>). Unter den Säugern ist besonders das Vorkommen des Fischotters (*Lutra lutra* LINNEAUS 1758) hervorzuheben. Während des Tiefpunktes des österreichischen Otterbestandes in den 70er und 80er Jahren konnte hier eine vitale Population überleben, die wesentlich zur Wiederbesiedelung des gesamten Mühlviertels beigetragen hat (KRAUS 1989, KRANZ 2000). Dass der Fischotter Flussperlmuscheln als Nahrungsquelle nutzt, wird zwar immer wieder vermutet (KRANZ 2003, ZIUGANOV et al. 1998), ist aber nach Meinung des Autors unwahrscheinlich. Wäre dies der Fall, würden kleine, auf kurze Gewässerstrecken beschränkte Restbestände wie etwa am Gießenbach ähnlich schnell vom Otter ausgelöscht wie der Forellenbesatz in kleinen, ungeschützten Teichen. Jeden Winter kann an diesem Gewässer die Anwesenheit des Otters anhand von Spuren beobachtet werden, der Flussperlmuschelbestand blieb allerdings in den letzten Jahren etwa konstant. KRANZ (2003) konnte anhand von sehr umfangreichen Nahrungsanalysen ebenfalls keinen Hinweis auf Prädation der Flussperlmuschel durch den Fischotter finden. Vielmehr dürfte der Otter positive Auswirkungen auf die Muschelbestände haben, da er die aus Nordamerika eingeschleppte Bisamratte (*Ondatra zibethicus* LINNAEUS 1766), welche sich teilweise zu einem erheblichen Teil von (Flussperl-)Muscheln ernährt (ZAHNE-MEIKE &

HANSON 2001), stark zurückdrängt. Hinweise auf das Vorkommen dieser Art konnten während der Arbeiten an der Waldaist nicht gefunden werden.

2.1.8. Entwicklung des Flussperlmuschelbestandes

Das Flussperlmuschelvorkommen der Waldaist war bereits RIEDL (1928, zit. in MOOG et al. 1993) bekannt. Im Rahmen der ersten detaillierten Untersuchung der österreichischen Perlmuschelvorkommen wurden von MOOG et al. (1993) vier Stellen an der Waldaist, drei an der Schwarzen Aist (Oberlauf der Waldaist), zwei an der Harben Aist, eine an der Weißen Aist und eine am Stampfenbach untersucht. Dabei wurden an allen Stellen der Waldaist und der Harben Aist lebende Muscheln festgestellt, während in der Weißen und der Schwarzen Aist sowie im Stampfenbach weder Leerschalen noch lebende Tiere gefunden werden konnten. Der Bestand in der Harben Aist wurde von den Autoren auf mindestens 200 - 300, sehr wahrscheinlich aber über 1.000 Tiere geschätzt. Für die Waldaist selbst gingen die Autoren zu diesem Zeitpunkt von mindestens 20.000 Flussperlmuscheln und einer durchgehenden Besiedelung aus. Aufgrund des großen Bestandes und der günstigen Altersverteilung mit einem verhältnismäßig hohen Anteil an Jungmuscheln bezeichneten die Autoren die Waldaist als *„besten noch erhaltenen Perlbach Österreichs“* und die Muschelpopulation als *„Bestand von größter Bedeutung und Schutzwürdigkeit“*: Die Waldaist stelle *„einen der wenigen verbliebenen Lebensräume dar, die ein Überleben der Flussperlmuschel in Österreich erhoffen lassen.“* Nachfolgende Untersuchungen und Schutzbemühungen konzentrierten sich deshalb auf dieses Gewässer. In den Jahren 1997 und 1998 wurden von OFENBÖCK (1998, 1999) der gesamte Hauptfluss sowie die größeren Zubringer auf Muschelvorkommen untersucht. Auf Grundlage dieser Untersuchungen wurde die Bestandsschätzung auf knapp 30.000 Tiere korrigiert, allerdings stellte der Autor fest, dass keine Strecke mit wirklich dichtem Jungmuschelvorkommen vorhanden war. Der Bestand in der Harben Aist hatte sich inzwischen dramatisch verringert und es mussten zahlreiche frische Leerschalen und frisch tote Individuen festgestellt werden. Jüngere Muscheln (< 30 Jahre) konnten hier nicht nachgewiesen werden. Die Suche in den anderen Zubringern sowie im Oberlauf (Schwarze Aist) blieb wiederum erfolglos.

Leider wurden seither keine detaillierten Erhebungen des gesamten Muschelbestandes mehr durchgeführt. Es ist davon auszugehen, dass ein Teil der Population durch das Katastrophenhochwasser 2002, von dem das Aistsystem von allen mühlviertler Gewässern am stärksten betroffen war, vernichtet wurde. Anrainer berichten, dass nach dem Rückgang des Hochwassers zahlreiche Muscheln auf den umliegenden Wiesen, wo sie anscheinend hingeschwemmt worden waren, zurückblieben. MAIER-LEHNER & GUMPINGER (2004) berechneten anhand von Kartierungen an fünf ausgewählten Untersuchungsabschnitten

und Vergleichen mit den Daten von OFENBÖCK einen Rückgang um 15 – 30 %. Besonders der Unterlauf der Waldaist war vom Hochwasser und den darauffolgenden Bauarbeiten an und im Gewässer betroffen: Der Bestand hatte an der untersuchten, 100 m langen Strecke von etwa 1.000 auf 44 Individuen abgenommen.

Am besten ist die Entwicklung der größten Muschelbank, die für die vorliegende Arbeit im Detail untersucht wurde, dokumentiert. Die Muschelbank wurde von OFENBÖCK im Rahmen der Kartierungen 1997 entdeckt. Damals umfasste sie etwa 6.000 bis 7.000 Individuen auf einer Länge von 30 – 40 m, womit sie die größte Muschelbank Österreichs und eine der größten Mitteleuropas darstellte (OFENBÖCK 1998). MAIER-LEHNER & GUMPINGER (2004) stellten nach dem Hochwasserereignis 2002 immerhin noch ca. 4.500 Individuen auf einer Länge von 100 m fest. Seither traten einige anthropogen verursachte Ereignisse auf, die den Muschelbestand weiter dezimierten. Im Jahr 2006 löschte eine unbekannte toxische Substanz beinahe den gesamten verbliebenen Bestand der Harben Aist aus und führte vermutlich auch zum ausbleibenden Fortpflanzungserfolg in der Waldaist. Die Muscheln der Muschelbank, von welchen sonst Glochidien für die künstliche Infektion der Besatzfische gewonnen werden, waren 2006 nur in geringem Maße trüchtig und entledigten sich während eines kleinen Hochwassers durch einen Notausstoß ihrer unreifen Glochidien (SCHEDER & GUMPINGER 2007). Im Jahr 2007 erfolgte stromauf der Muschelbank eine Stauraumpspülung, im Zuge derer etwa 3.000 – 5.000 m³ Feinsedimente mobilisiert wurden (SCHEDER & GUMPINGER 2008). Dies veranlasste die Muscheln der Muschelbank erneut zu einem Notausstoß und führte auf einer Länge von 15 Flusskilometern zum Verstopfen des Interstitials und somit vermutlich auch zum Absterben eventuell vorhandener Jungmuscheln. SCHEDER & GUMPINGER (2008) geben den verbliebenen Restbestand der Muschelbank nach diesen Ereignissen mit weniger als 1.000 Individuen an, die hier vorliegende Untersuchung zeigt aber, dass dies eine zu pessimistische Schätzung darstellt.

Im Zuge der Erstellung eines Wehrkatasters des Aistsystems wurde von BERG et al. (2009) auch im gesamten Gewässernetz nach Flussperlmuscheln gesucht. Dabei konnten außerhalb der bekannten Muschelbank nur noch einige wenige Einzelindividuen gefunden werden.

2.2. Charakteristik des beprobten Flussabschnitts

Aus Gründen des Flussperlmuschelschutzes wird die genaue Lage des Untersuchungsgebietes nicht bekannt gegeben, die geographischen Koordinaten können aber auf Anfrage vom Autor zur Verfügung gestellt werden. Beim untersuchten Abschnitt handelt es sich um eine 320 m lange Strecke im Mittellauf der Waldaist, die hier eine S-förmige, nordwärts ge-

richtete Flussschlinge bildet (Abb. 9). Die ersten 130 m durchfließt die Waldaist Grünland mit unterschiedlicher Nutzungsintensität. Die Ufer sind lückig mit einzelnen Uferbegleitgehölzen bewachsen, nur am orographisch rechten Ufer sind die ersten 50 m dichter bestockt. Es dominiert die Bruch-Weide (*Salix fragilis* L.), seltener findet man auch Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* (L.) GAERTN.), Grau-Erle (*Alnus incana* (L.) MOENCH), Stiel-Eiche (*Quercus robur* L.) und Esche (*Fraxinus excelsior* L.). Entlang des nächsten, 80 m langen Abschnitts reicht am linken Ufer der Wald bis an die Wasseranschlagslinie heran, die Fichtenmonokultur wird allerdings in Flussnähe von den oben genannten Arten sowie einzelnen Hybridpappeln (*Populus* x sp.) abgelöst. Am rechten Ufer findet man wieder einen lückigen Uferbegleitgehölzstreifen und daran anschließend einen schmalen Magerwiesenstreifen, der von einer eher intensiv gedüngten Mähwiese abgelöst wird. Entlang der anschließenden 70 m langen Linkskurve findet sich auf der Prallhangseite (rechtes Ufer) ein steiler, felsiger Hang, der hauptsächlich mit Rot-Buchen (*Fagus sylvatica* L.) und Fichten (*Picea abies* (L.) H. KARST) bestanden ist, und auf der Gleithangseite (linkes Ufer) eine Mähwiese. Uferbegleitgehölze fehlen links, rechts finden sich vornehmlich Fichten. Die letzten 40 m verengt sich das Tal zunehmend und zu beiden Seiten des Flusslaufes findet sich Wald, nur ein kurzes Stück entlang des Ufers wird von Himbeersträuchern (*Rubus ideus* L.) dominiert.

Der Flusslauf selbst ist zwischen 9 und 12 m breit, die mittlere Tiefe beträgt etwa 0,5 m. Meist wechseln sich Run- und Riffelsequenzen ab, es sind aber auch zwei Auskolkungen mit einer Tiefe von maximal 1,5 m vorhanden (Abb. 10). Über die gesamte Strecke verteilt, besonders aber an den Prallhängen, findet man große Steine und Felsen mit bis zu 3 m Durchmesser. Etwa 30 m stromauf der östlichen Grenze des Untersuchungsgebietes sowie einige 100 m stromab der westlichen Grenze befindet sich jeweils eine Sohlrampe. Diese dürften für die meisten aquatischen Organismen nicht passierbar sein.

Die hier beschriebene Strecke wurde als Untersuchungsgebiet ausgewählt, da bereits vorab bekannt war, dass sich hier die größte noch vorhandene Muschelbank Österreichs befindet. Im Rahmen einer ersten Begehung im Sommer 2009 wurde festgestellt, dass stromauf der Ostgrenze des Untersuchungsgebietes bis zur erwähnten Sohlrampe keine Muscheln vorhanden sind. Stromab der Westgrenze beginnt bereits der Rückstaubereich der zweiten Sohlrampe und somit ein für *M. margaritifera* ungeeignetes Habitat. Einzelindividuen konnten zwar auch in diesem Rückstaubereich gefunden werden, dabei dürfte es sich allerdings um abgedriftete Tiere handeln. Aus diesen Gründen beschränkten sich die Untersuchungen auf die beschriebenen 320 m.

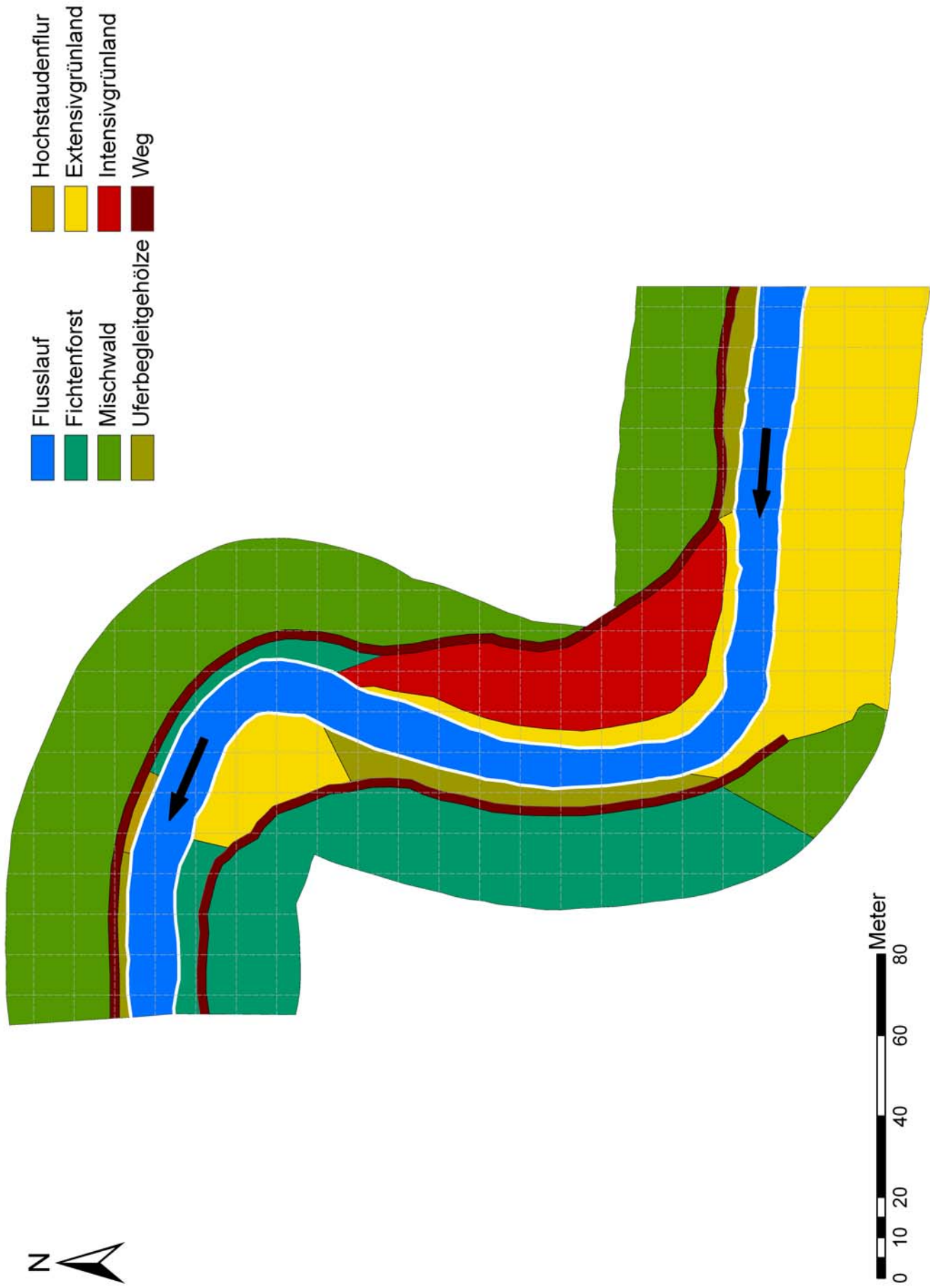


Abb. 9: Landnutzung im Umland des untersuchten Abschnitts. Rastergröße: 10 x 10 m.

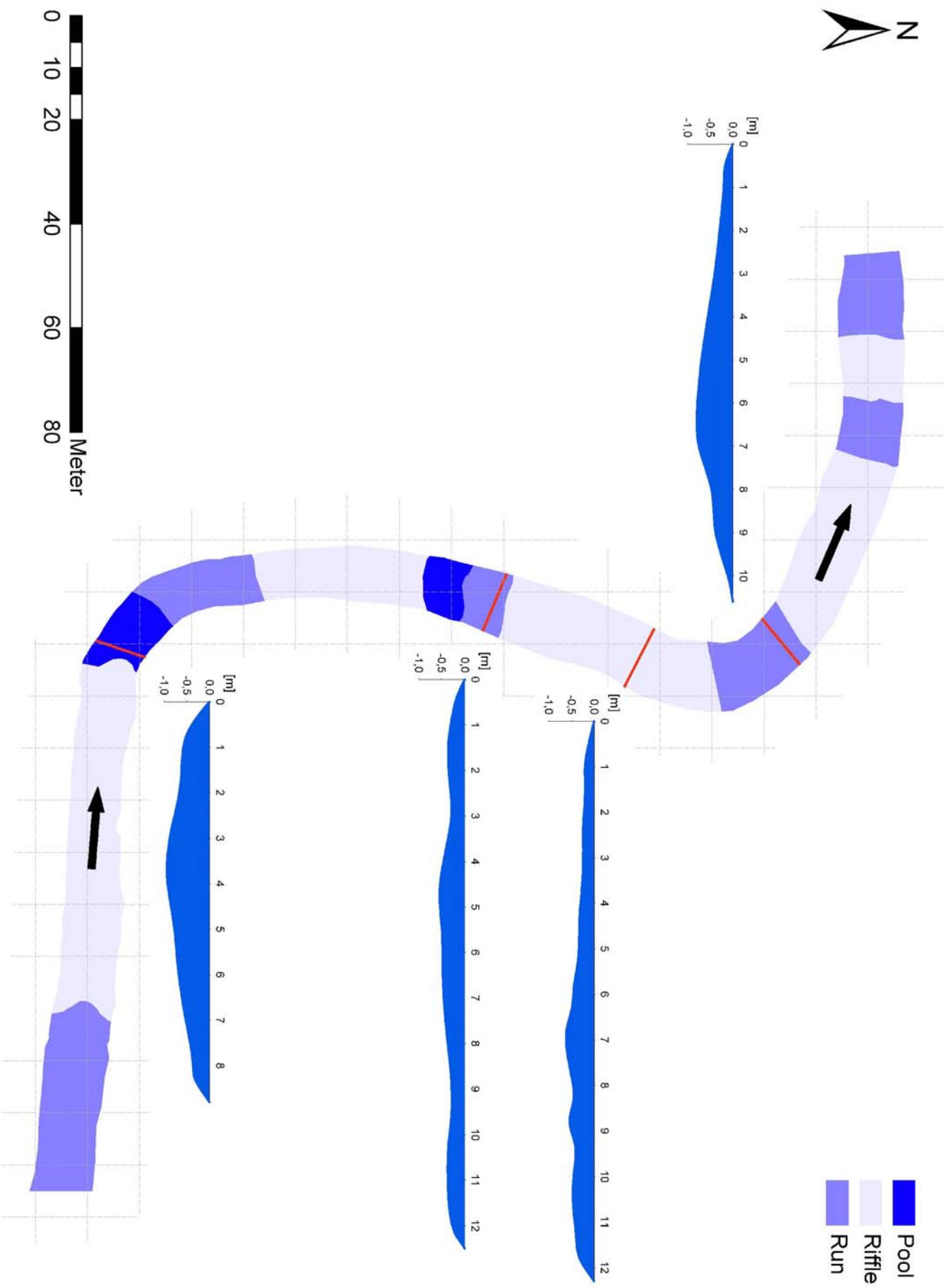


Abb. 10: Verteilung der Mesohabitate im untersuchten Flussabschnitt der Waldaist; für vier ausgewählte Quertransekte werden die Querprofile der Wassertiefen dargestellt. Tiefe : Breite = 1 : 1, Rastergröße: 10 x 10 m.

3. Methodik

3.1. Habitwahl und Populationsstruktur

Zu Beginn der Untersuchungen wurden die beiden Uferlinien der untersuchten Strecke sowie markante Felsen im Gewässer mithilfe eines GPS-Geräts (Laica GS 20) vermessen. Auf Basis dieser Daten sowie eines Orthofotos wurde im Programm ArcGis 9.3 eine Karte erstellt. Im Freiland wurde die Untersuchungsstrecke in Pools, Riffles und Runs unterteilt und diese Mesohabitate in der Karte eingezeichnet. Außerdem wurden die Vegetation im Gewässerumland und die vorhandenen Choriotoptypen im Gewässer selbst kartiert. Die Einteilung der Choriotope erfolgte nach der in JUNGWIRTH et al. (2003) enthaltenen Tabelle (Tab. 2), welche auf BRAUKMANN (1987) zurückgeht. Für die Choriotopkartierung wurde die Untersuchungsstrecke mit einem Schauglas (Eimer mit entferntem Boden und stattdessen eingeklebter Glasscheibe) begangen, Bereiche mit einheitlicher Ausprägung der Gewässersohle abgegrenzt und nach der dominierenden Korngröße einem Choriotoptyp zugeordnet. Jeder dieser abgegrenzten Bereiche erhielt eine eigene Identifikationsnummer. Weiters wurden von den vier wichtigsten Choriotoptypen Sedimentproben entnommen. Diese Proben wurden im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend einer fraktionierten Siebung nach DIN 4022 unterzogen (Siebturm: Retsch VS 1000). Da in der Literatur meist der Anteil an Feinsedimenten < 1 mm als wichtiger Habitatparameter für Flussperlmuschelbiotope angegeben wird, wurde zusätzlich auch ein 1 mm Sieb verwendet. Die feinen Anteile der Proben (< 0,063 mm und 0,063 - 0,2 mm) wurden auch auf ihren organischen Gehalt untersucht. Dazu wurden sie abgewogen, für 3 h auf 450°C erhitzt und der verglühte Anteil bestimmt.

Tab. 2: Einteilung abiotischer Choriotoptypen nach JUNGWIRTH et al. (2003).

Choriotoptyp	Abkürzung	Verbale Beschreibung	Durchmesser
Megalithal	MGL	Große Steine, Blöcke und anstehender Fels	>40 cm
Makrolithal	MAL	Grobes Blockwerk, etwa kopfgroße Steine bis max. 40 cm Durchmesser vorherrschend mit variablen Anteilen von Steinen, Kies- und Sandanteil	20 - 40 cm
Mesolithal	MSL	Faust- bis handgroße Steine mit variablem Kies- und Sandanteil	6,3 - 20 cm
Mikrolithal	MIL	Grobkies (Taubenei- bis Kinderfaustgröße) mit Anteilen von Mittel- und Feinkies sowie Sand	2 - 6,3 cm
Akal	AKL	Fein- und Mittelkies	0,2 - 2 cm
Psammal	PSM	Sand	0,063 - 2 mm
Pelal	PEL	Schlick, Schluff und Schlamm	<0,063 mm
Xylal	XYL	Totholz	

Von 22.7. bis 28.10.2010 erfolgte die Kartierung des Muschelbestandes, wobei allerdings die Arbeit mehrmals aufgrund von Hochwässern unterbrochen werden musste. Für die Kartierung wurden kurze Abschnitte mithilfe von Schnüren abgegrenzt und mit dem beschriebenen Schauglas auf Muscheln abgesucht. Hohl aufliegende Steine, Wurzeln und unter-spülte Ufer wurden – so die Wassertiefe dies zuließ – mit der Hand auf Muscheln abgetastet. In Bereichen mit größeren Muschelansammlungen wurde das Sediment aufgewühlt, um auch vergrabene Muscheln zu finden. Zusätzlich wurde an einigen, über den gesamten untersuchten Abschnitt verteilten Stellen mithilfe einer Schaufel und einem mit Maschen-draht bespannten Holzrahmen (Maschenweite 22 x 20 mm) Sediment gesiebt und so auf vergrabene (Jung)Muscheln untersucht. An einem Großteil der gefundenen Individuen wurde mithilfe einer Schiebelehre Schalenlänge, Dicke im Bereich des Umbo und die Schalen-höhe bestimmt. Die Tiere wurden anschließend sofort in ihre ursprünglichen Habitate zu-rückgesetzt. Zu jeder gefundenen Muschel wurde auch die Identifikationsnummer des Standortes nach Choriotopkarte protokolliert. Somit konnte jeder gefundenen Muschel der Choriotoptyp ihres Fundortes sowie der Fundort selbst zugeordnet werden. Da es sich da-bei um eine relativ großskalierte Abgrenzung der Choriotope handelt, die nicht unbedingt das Mikrohabitat des einzelnen Individuums beschreibt, wurde auch der Choriotoptyp in unmittelbarer Umgebung (2 – 3 cm) der Muschel protokolliert. Außerdem wurden am Fund-ort von 665 Muscheln Strömungsmessungen mithilfe eines Propellermessgeräts (Ott Z 200) 2 cm (Mikrohabitat der Muschel) über der Gewässersohle und in 40 % der Gewässertiefe (mittlere Fließgeschwindigkeit) durchgeführt. Zusätzlich wurde entlang von Quertransekten und an zufällig ausgewählten Probepunkten die Fließgeschwindigkeit auf dieselbe Weise gemessen, um einen Überblick über die tatsächlich vorhandenen Habitate zu erhalten. Während der Strömungsmessungen, die an insgesamt elf Tagen durchgeführt wurden, schwankte der Durchfluss zwischen 2,2 und 3,0 m³ s⁻¹.

Gefundene intakte Leerschalen wurden im Labor zur Altersbestimmung herangezogen. Dazu wurden sie für etwa 1 bis 2 h in 75°C heiße Kalilauge (KOH) gelegt und anschließend das mazerierte Periostracum mit einer Bürste vorsichtig entfernt. Somit lassen sich die Jah-resringe des Ostracums abzählen. Da sämtliche Muschelschalen im Bereich des Umbo stark korrodiert waren und keine Jungmuscheln gefunden werden konnten, wurde das Wachstum in den ersten Lebensjahren anhand von Daten aus OFENBÖCK (1998) berech-net. Aus den gewonnenen Daten wurde eine Längen-Altersregression berechnet, die dazu verwendet wurde, die gefundenen Muscheln in Altersklassen einzuteilen.

3.2. Wirtsspezifität

Die Laborversuche wurden 2009 in der Fischzucht Johann Haider, Haselbach 1, A-4283 Bad Zell, Österreich durchgeführt. Es wurden in zwei Experimenten jeweils drei unterschiedliche Fischarten bzw. -stämme mit Glochidien von *M. margaritifera* infiziert: zwei Stämme der Bachforelle (*Salmo trutta*) sowie Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis* MITCHILL 1814). Einer der beiden Forellenstämme („Forelle A“) und die Bachsaiblinge wurden direkt von der Fischzucht Haider bezogen, die in Zusammenarbeit mit dem Fischereirevier Freistadt und finanziert durch die Oberösterreichische Landesregierung autochthone, aus dem Aistsystem stammende Bachforellen nachzchtet. Um sicher zu gehen, dass es sich bei den verwendeten Fischen um einen autochthonen Stamm handelt, wurden Proben von 30 Individuen genetisch analysiert. Diese Untersuchung wurde von Steven Weiss vom Institut für Zoologie der Karl-Franzens Universität Graz durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben allerdings, dass es sich um einen domestizierten, atlantischen Fischstamm, der große Ähnlichkeiten mit Populationen aus anderen österreichischen Fischzuchten aufweist, handelte (Abb. 34, Kapitel 10.). Der zweite Forellenstamm („Forelle D“) wurde zehn Tage vor der Infektion aus der Fischzucht Waltersmühle, Richard Kress, D-36396 Steinau/Uerzell, Deutschland, bezogen. Dabei handelte es sich um triploide Fische, die als Eier aus der Fischzucht Aquasearch Ova, Siljeager 1, DK-7300 Jelling, Dänemark, importiert worden waren und somit mit Sicherheit der atlantischen Linie von *S. trutta* angehörten. Sämtliche Fische waren der Altersklasse 0+ zuzuordnen. Die österreichischen Forellen wiesen eine Totallänge von $9,2 \pm 1,5$ cm ($\bar{x} \pm$ Standardabweichung (s)), die dänischen Forellen von $9,6 \pm 1,2$ cm und die Saiblinge von $9,1 \pm 0,9$ cm auf. Die Unterschiede zwischen den drei Fischarten/-stämmen waren nicht signifikant (Anova, $p = 0,1$). Der Konditionsfaktor K (Erklärung siehe Kapitel 3.3.) des Stammes A betrug $1,10 \pm 0,14$ ($\bar{x} \pm s$), jener des Stammes D $0,97 \pm 0,13$ und jener der Saiblingen $1,06 \pm 0,10$. Der Unterschied zwischen Stamm D und Stamm A bzw. den Saiblingen ist signifikant (Scheffe-Post-Hoc Test, $p = **$ bzw. $p = *$), jener zwischen Stamm A und Saiblingen nicht (Scheffe-Post-Hoc Test, $p = 0,4$). Um die beiden Forellenstämme unterscheiden zu können, wurden die dänischen Fische durch Sektion der Fettflossen gekennzeichnet (Abb. 12A). Dazu wurden sie mit Nelkenöl narkotisiert (sechs Tropfen 10 L^{-1}) und anschließend mit einer Nagelschere die Fettflosse entfernt. Die Wunde wurde mit Kaliumpermanganat-Lösung ($\sim 1\text{ g L}^{-1}$) desinfiziert. Für sämtliche Individuen kann ausgeschlossen werden, dass sie vor Beginn der Versuche Kontakt mit Flussperlmuschelglochidien hatten.

Die Muschelglochidien für die Infektion wurden von Individuen aus der großen Muschelbank der Waldaist nach der von WELLMANN (1943) erstmals beschriebenen Methode gewonnen. Da die Fortpflanzung der Flussperlmuscheln eines Gewässers in hohem Maße syn-

chronisiert ist (YOUNG & WILLIAMS 1984a), muss der exakte Zeitpunkt herausgefunden werden, um infektionsfähige Glochidien zu erhalten. Deshalb wurde Anfang August damit begonnen in regelmäßigen Abständen weibliche Muscheln auf Trächtigkeit zu kontrollieren. Dazu wurden die Tiere vorsichtig mit einer speziell adaptierten Zange etwa 1 cm weit geöffnet und die Kiemen auf vorhandene Marsupien (Bruträume) untersucht. Waren die Kiemen in charakteristischer Weise verdickt, d.h. waren bereits Marsupien ausgebildet, wurden diese mit einer Injektionsspritze punktiert. Die entnommene Probe wurde anschließend vor Ort mit einem Freilandmikroskop (Enhelion Micron pro) untersucht. Nach SCHEDER et al. (2011) können mit dieser Methode fünf Stadien der Glochidienreife unterschieden werden: Stadium 1: keine Differenzierung der Gameten erkennbar, amorphe Zellmasse (Abb. 11, A); Stadium 2: erste Einschnürungen an der Oberfläche der Gameten erkennbar (Abb. 11, B); Stadium 3: vollständige Differenzierung der Schale bzw. Schalenklappen (Abb. 11, C); Stadium 4: Schalenklappen voll beweglich, erste Schnappbewegungen; Stadium 5: Glochidium bereits aus der Eischale geschlüpft, häufige Schnappbewegungen (Abb. 11, D).

Eine künstliche Infektion von Wirtsfischen ist ab Stadium 4 möglich (SCHEDER, pers. Mit.).

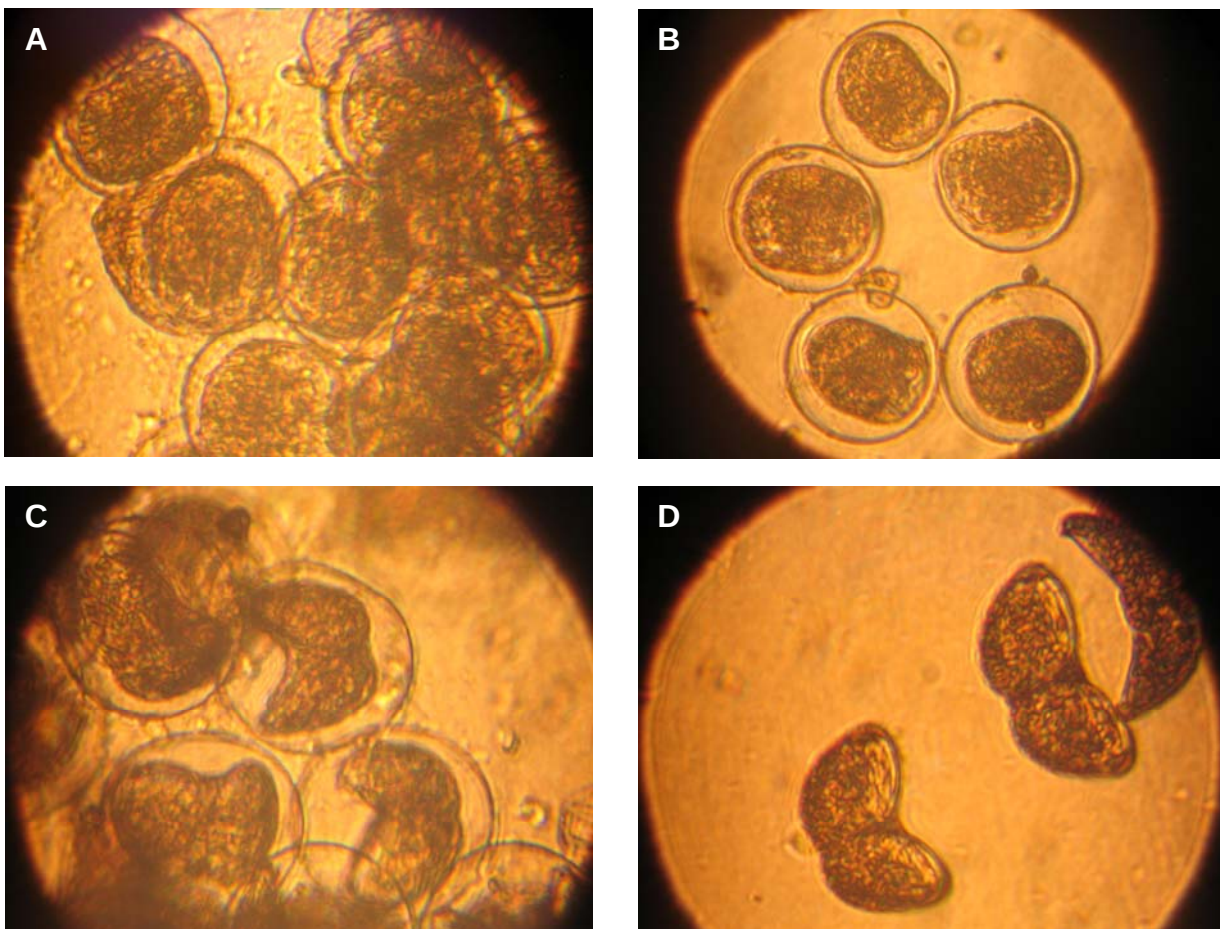


Abb. 11: Die morphologisch unterscheidbaren Stadien in der Embryonalentwicklung von *M. margaritifera*. A: Stadium 1, B: Stadium 2, C: Stadium 3 bzw. 4, D: Stadium 5; Fotos: TB blattfisch.

Am 24.8.2009 wurden zehn trüchtige Muscheln, deren Glochidien sich in Stadium 5 befanden, aus der Muschelbank entnommen und in einem Eimer zum Notausstoß ihrer Glochidien gebracht. Dazu wurden die Tiere mit wenig Wasser für kurze Zeit stärkerer Sonneneinstrahlung ausgesetzt. Der durch die Temperaturerhöhung und den Sauerstoffmangel bedingte Stress führt dazu, dass sich die Muscheln ihrer Larven entledigen, vermutlich da die Glochidien in den Kiemen die Atmung einschränken (WELLMANN 1943). Ein solcher Notausstoß kann auch durch ein Hochwasser, sonstige negative Umwelteinflüsse und manchmal durch bloßes Herausnehmen aus dem Wasser ausgelöst werden (SCHEDER & GUMPINGER 2008, CSAR, pers. Mit.). Mit der gewonnenen Glochidienlösung wurden neben Fischen für ein Flussperlmuschelnachzuchtprojekt auch die Fische für die hier beschriebenen Experimente infiziert. Für die Infektion wurden jeweils 150 Fische jeder Art bzw. jedes Stammes in zwei mit Sauerstoff belüftete Hälterungsbecken eingesetzt. Anschließend wurde in beide Becken Glochidienlösung hinzugegeben, wobei darauf geachtet wurde, dass das erste Becken (Experiment 1) etwa die doppelte Menge an Lösung erhielt als das zweite Becken (Experiment 2). Nach 45 Minuten wurden die Fische herausgefangen und in zwei Fließrinnen überführt, in denen sie für die Dauer der Experimente blieben. Die Fließrinne, in der die Fische aus Experiment 1 gehältert wurden, war mit Wasser aus dem Samingerbach (Waldaist-Einzugsgebiet) dotiert, die zweite Fließrinne (Fische aus Experiment 2) mit Quellwasser. Beide Gewässer sind in ihrem Chemismus mit der Waldaist vergleichbar (Tab. 3). Die Tagesdurchschnittstemperatur ging in Rinne 1 während der Dauer der Experimente von 15°C auf 11°C zurück, in Rinne 2 von 12°C auf 11°C. Die Fische wurden täglich mit handelsüblichem Forellenfutter gefüttert.

Tab. 3: Ausgewählte wasserchemische Parameter der Gewässer, aus denen das Wasser für die Fließrinnen entnommen wurde. Die Daten wurden dankenswerterweise vom Amt der OÖ Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, zur Verfügung gestellt. *Eine bzw. zwei der drei Stichproben lag(en) unter der Nachweisgrenze von 0,008 mg L⁻¹ und wurde(n) für die Mittelwertsberechnung nicht berücksichtigt. Der tatsächliche Mittelwert ist somit kleiner als der errechnete Wert.

Parameter	Samingerbach			Quelle Fischzucht		
	Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert	Min.	Max.
pH	7,2	7,0	7,5	6,9	6,4	7,5
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	120	120	120	118	115	120
BSB ₅ [mg L ⁻¹]	1,1	0,8	1,3	1,3	0,8	1,7
DOC [mg L ⁻¹]	2,2	1,9	2,8	2,0	1,7	2,5
Gesamthärte	2,4	2,4	2,4	2,3	2,2	2,3
NH ₄ -N [mg L ⁻¹]	<0,045*	<0,008	0,064	<0,011*	<0,008	0,011
NO ₂ -N [mg L ⁻¹]	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
NO ₃ -N [mg L ⁻¹]	3,5	3,5	3,5	3,4	3,2	3,6
P _{tot} [mg L ⁻¹]	0,055	0,029	0,100	0,018	0,009	0,034
o-P ₄ -P [mg L ⁻¹]	0,026	0,020	0,034	0,013	0,008	0,021
Calcium [mg L ⁻¹]	14	14	14	13	13	14
Magnesium [mg L ⁻¹]	2,0	1,8	2,1	1,8	1,7	2,0
Natrium [mg L ⁻¹]	5,5	5,3	5,7	5,4	5,0	5,6
Kalium [mg L ⁻¹]	2,2	2,0	2,3	2,0	1,9	2,0
SO ₄ [mg L ⁻¹]	11	11	11	11	11	11
Chlorid [mg L ⁻¹]	3,2	3,1	3,3	3,0	2,9	3,2

Nach einem, acht, 29 und 49 Tage wurden jeweils 20 Individuen pro Experiment und Fischart bzw. -stamm entnommen, mit einer Überdosis Nelkenöl getötet und entweder sofort analysiert oder tiefgefroren. Da die Bachsaiblinge bereits nach acht Tagen sämtliche Glochidien abgestoßen hatten, wurden nach 29 Tagen nur noch zehn (pro Experiment) und nach 49 Tagen keine Saiblinge mehr entnommen. Die übrigen, für die Untersuchungen nicht verwendeten Fische wurden dem Fischereirevier Freistadt und der Fischzucht Haider überlassen.

Den frisch abgetöteten bzw. fixierten Fischen wurden kurz vor der Analyse die Kiemen herauspräpariert (Abb. 12B), mithilfe einer Rasierklinge die Kiemenfilamente vom Kiemenbogen getrennt und Quetschpräparate der Kiemenfilamente angefertigt. Anschließend wurden unter einem Mikroskop (Nikon Alphaphot-2 YS-2) die vorhandenen Glochidien gezählt und teilweise auch vermessen. Insgesamt wurden von 235 Fischen alle acht Kiemen analysiert, von 175 Individuen nur die Kiemen einer Körperhälfte. An 131 Fischen wurden je 20 Glochidien vermessen. Die Glochidien der Stichproben, welche 29 und 49 Tage nach Infektion genommen wurden, waren sowohl im frischen als auch im fixierten Zustand bei 40facher Vergrößerung problemlos zu erkennen, da sie bereits eine entsprechende Größe erreicht hatten. Dies gilt auch für die unfixierten Proben der zweiten Stichprobe (acht Tage nach Infektion), da sich im frischen Zustand die Glochidien durch ihre dunkle Färbung deutlich vom umgebenden Gewebe abheben. Die übrigen Proben mussten mit 100facher Vergrößerung analysiert werden. Trotzdem waren die Glochidien nur sehr schwer vom umliegenden Gewebe zu unterscheiden. Die tatsächlichen Glochidienzahlen der ersten Stichproben wurden aufgrund dieser methodischen Schwierigkeit möglicherweise etwas unterschätzt.

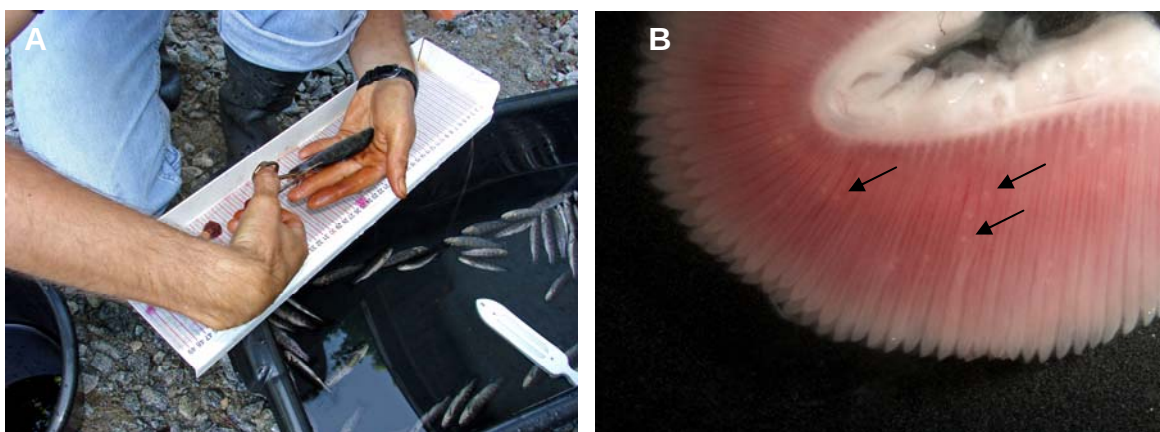


Abb. 12. A: Bei einem Teil der Forellen (Stamm D) wurde die Fettflosse entfernt. Dazu wurden die Tiere vorher mit Nelkenöl narkotisiert. B: Die Glochidien sind 49 Tage nach Infektion bereits mit dem Binokular leicht erkennbar. Für die Quantifizierung sowie die Biometrie hat sich jedoch das Anfertigen von Quetschpräparaten und die Analyse unter dem Mikroskop bewährt (Abb. 26).

3.3. Analyse der gewonnenen Daten

Sämtliche gewonnenen Daten wurden in das Programm Microsoft Access (Version 2003) übertragen. Für die anschließende statistische Auswertung wurden die Programme Microsoft Excel (Version 2003), SPSS 16.0 und SigmaPlot 10.0 verwendet, sämtliche Grafiken wurden mit letzterem Programm erstellt. Die Daten wurden mit dem KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test auf Normalverteilung getestet. Für die Berechnung der Signifikanzniveaus wurden für normalverteilte Daten der t-Test nach STUDENT, die Varianzanalyse und der Post-Hoc-Test nach SCHEFFE, für nicht normalverteilte Daten Chi²-Test, MANN-WHITNEY U-Test, KRUSKAL-WALLIS-Test, FRIEDMAN-Test, der Post-Hoc-Test nach NEMENYI sowie der Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN verwendet. Als Maß für die Streuung der Daten wurde die Standardabweichung (s) oder das 95%-Konfidenzintervall (C.L.) berechnet.

Um herauszufinden, welche Habitate von der Flussperlmuschel bevorzugt werden, wurde für die einzelnen Strömungsgeschwindigkeitsklassen und Choriotope die Elektivität E_i nach IVLEV (1961) mit folgender Formel berechnet:

$$E_i = \frac{r_i - n_i}{r_i + n_i}$$

wobei in diesem Fall r_i der prozentuelle Anteil der gefundenen Muscheln im jeweiligen Habitat und n_i der prozentuelle Anteil des jeweiligen Habitats ist. Die Elektivität kann Werte zwischen -1 und +1 annehmen, wobei positive Werte eine Bevorzugung und negative Werte eine Ablehnung des jeweiligen Habitats bedeuten. Für die Berechnung der Signifikanzniveaus der Elektivität wurde der Chi²-Test verwendet.

Als Maß für die Konstitution der Fische des Infektionsversuches wurde der Fulton'sche Konditionsfaktor K nach folgender Formel berechnet:

$$K = \frac{G * 100}{L^3}$$

wobei L die Totallänge in cm und G das Gewicht in g ist (RICKER 1975).

4. Ergebnisse

4.1. Habitatwahl und Populationsstruktur

4.1.1. Choriotoptkartierung und Korngrößenanalyse

Die Stromsohle des untersuchten Abschnitts der Waldaist wird von Mesolithal (27 %) und Mikrolithal (26 %) dominiert (Abb. 14). Da die Korngröße des Sohlsubstrats von der vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeit determiniert wird, findet man diese beiden „grob-körnigen Choriotoptypen“ vor allem in den schnell fließenden Riffles. 24 % der Fläche ist von Akal bedeckt, wobei vor allem in den Runs Sedimente dieser Korngrößen abgelagert werden. Felsblöcke und große Steine (Megalithal) machen immerhin 9 % der Fläche aus und sind vor allem an den Prallhängen zu finden. Ob es sich dabei um die natürliche Situation oder um eine erste Form der Ufersicherung aus vergangenen Jahrhunderten, als die Waldaist noch intensiv für den Mühlenbetrieb genutzt wurde, handelt, lässt sich nur schwer beurteilen. In den strömungsberuhigten Uferbereichen sowie zwischen größeren Steinen findet man auch Sandablagerungen (Psammal), diese machen etwa 8 % der Fläche aus. Insgesamt 4 % der Gesamtfläche wird von Makrolithal dominiert und Schlamm (Pelal) sowie Totholz (Xylal) machen nur einen verschwindend geringen Anteil aus.

Abb. 15 zeigt die Strömungsgeschwindigkeit in 40 % der Wassertiefe und 2 cm über Grund entlang von sechs ausgewählten Quertransekten. Deutlich erkennbar ist der oben erwähnte Zusammenhang zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Sohlsubstrat, allerdings nur im Fall der kleineren Korngrößen. In Bereichen mit größeren Steinen (Makrolithal, Megalithal) hingegen kann vor allem die sohlnahe Strömungsgeschwindigkeit sehr stark variieren, abhängig davon, ob sich der jeweilige Messpunkt im oder außerhalb des Strömungsschattens eines Steines befindet.

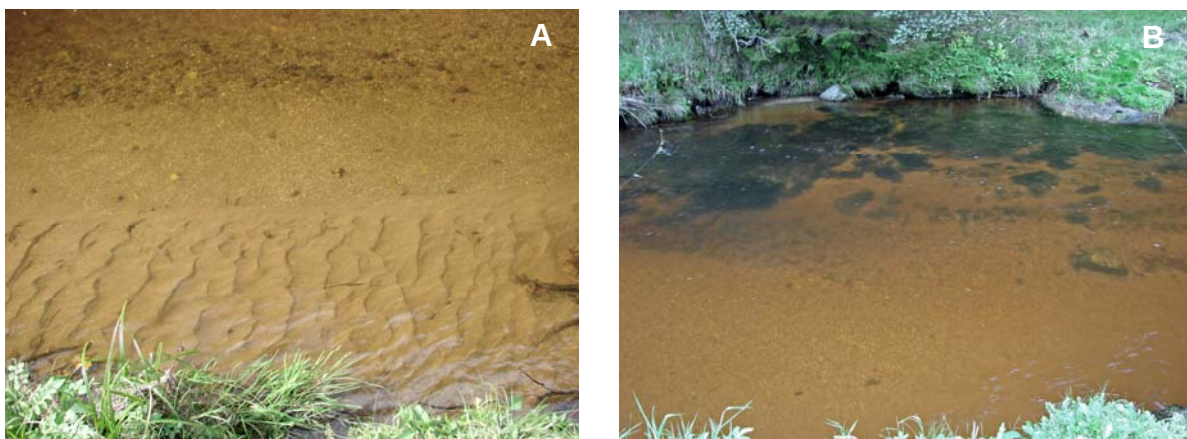


Abb. 13. A: Sandbänke sind als Habitate für die Flussperlmuschel nicht geeignet. B: Bereiche mit größeren Steinen (gegenüberliegendes Ufer) und feinerem Substrat dazwischen werden bevorzugt besiedelt. In dem im Bild gezeigten Bereich befinden sich über 400 Individuen.

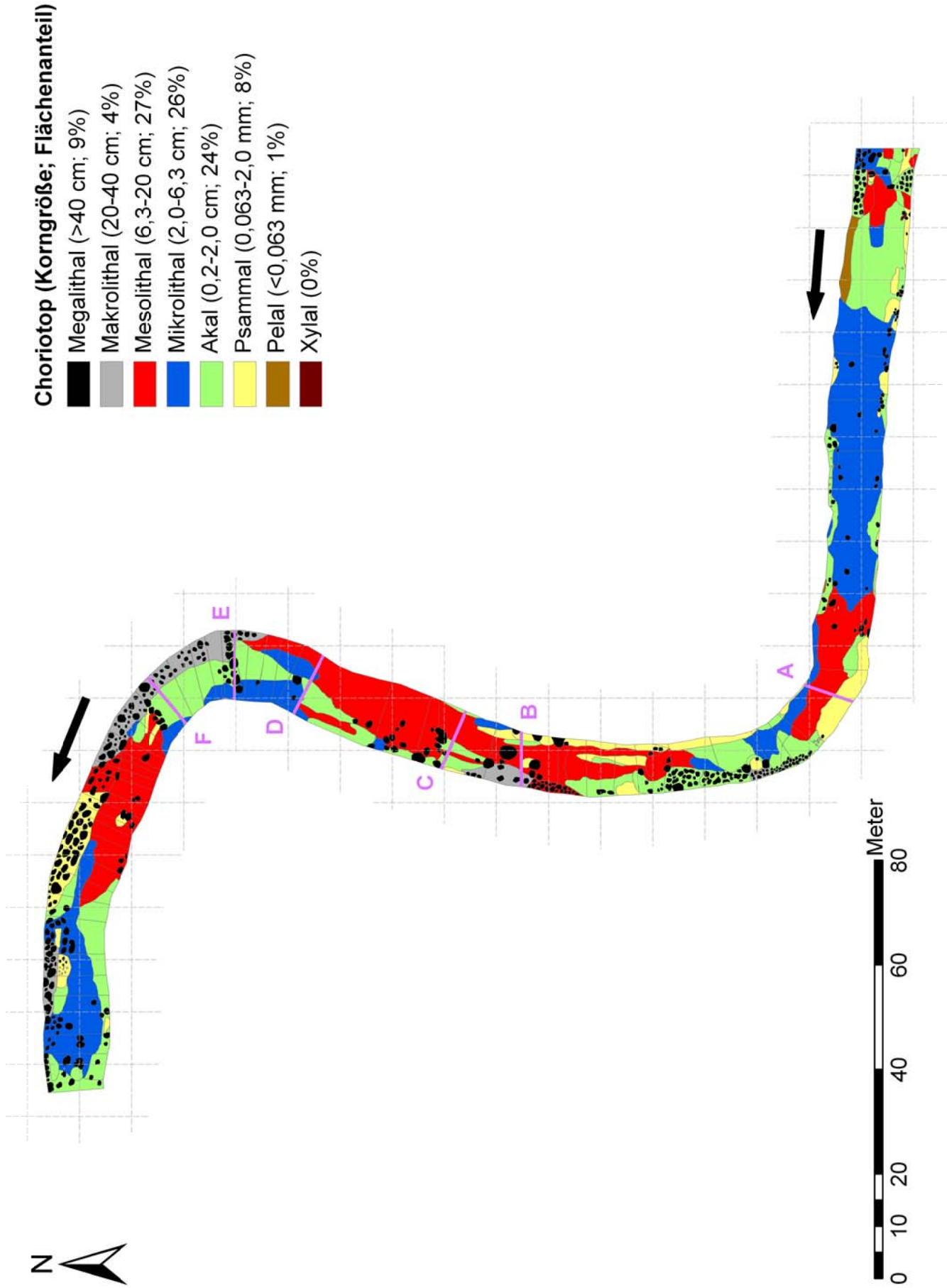


Abb. 14: Verteilung der Choriotope im untersuchten Abschnitt der Waldaist. Entlang der violett gekennzeichneten Transekte wurden Strömungsmessungen durchgeführt (siehe Abb. 15). Die beiden quer zur Fließrichtung liegenden Steinreihen im nördlichen Drittel des untersuchten Abschnitts (bei Transekt E und stromab des Transektes F) sind künstliche Buhnen, die nach der Stauraumpflüfung 2007 eingebracht wurden. Damit sollte die Strömung in den Bereich der großen Muschelbank gelenkt und das abgelagerte Feinsediment abtransportiert werden. Rastergröße: 10 x 10 m.

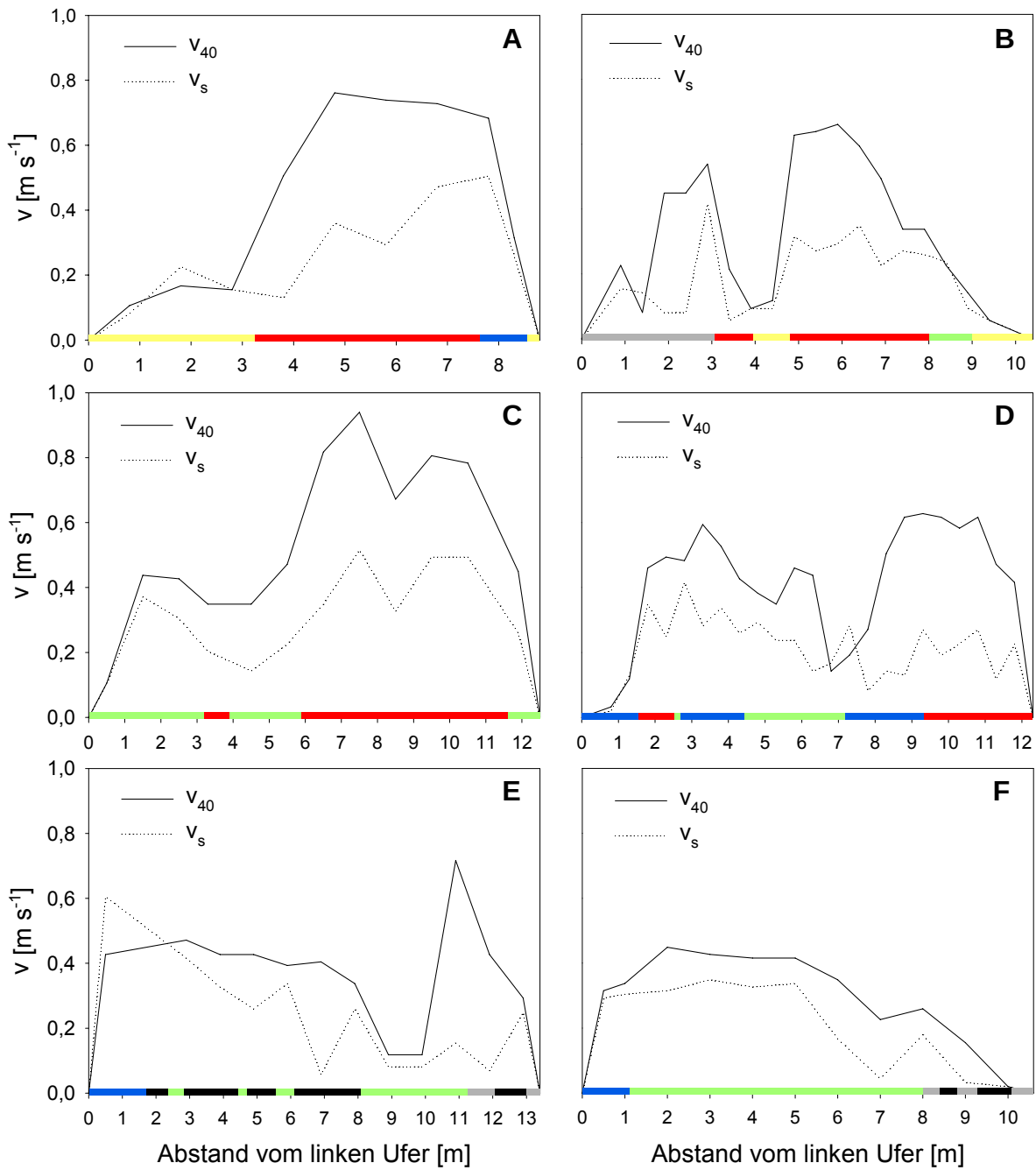


Abb. 15: Sohl nahe (v_s) und mittlere (40 % der Wassertiefe, v_{40} ; m s^{-1}) Strömungsgeschwindigkeiten entlang von sechs ausgewählten Quertransekten. Lage der Transekte siehe Abb. 14. Die Farben kennzeichnen den Choriotyp am Messpunkt. gelb: Psammal, grün: Akal, blau: Mikrolithal, rot: Mesolithal, grau: Makrolithal, schwarz: Megalithal.

Abb. 16 zeigt die durchschnittliche Korngrößenverteilung innerhalb der wichtigsten Choriotoptypen. Die Ergebnisse der fraktionierten Siebung stimmen gut mit der optischen Zuordnung der Choriotope überein, da die entsprechenden Korngrößen jeweils dominieren. Der Median der Korngrößen des Psammals liegt etwa bei 1 mm, der des Akals bei 3,7 mm, der des Mikrolithals bei 29 mm und der des Mesolithals bei 36 mm. Der Anteil an Feinsedimenten (< 1 mm) beträgt innerhalb des Psammals 49 ± 17 % ($\bar{x} \pm s$), innerhalb des Akals 22 ± 10 %, innerhalb des Mikrolithals 4 ± 3 % und innerhalb des Mesolithals 10 ± 12 %. Berechnet man das gewichtete Mittel unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Flächenanteile dieser vier Choriotope, ergibt sich ein Wert von 15 ± 9 % Feinsediment im untersuchten Abschnitt der Waldaist. Der organische Anteil beträgt innerhalb der Korngrößenfraktion von 0,063 – 0,2 mm durchschnittlich $3,1 \pm 2,9$ %, innerhalb der Fraktion $< 0,063$ mm $9,6 \pm 3,4$ %.

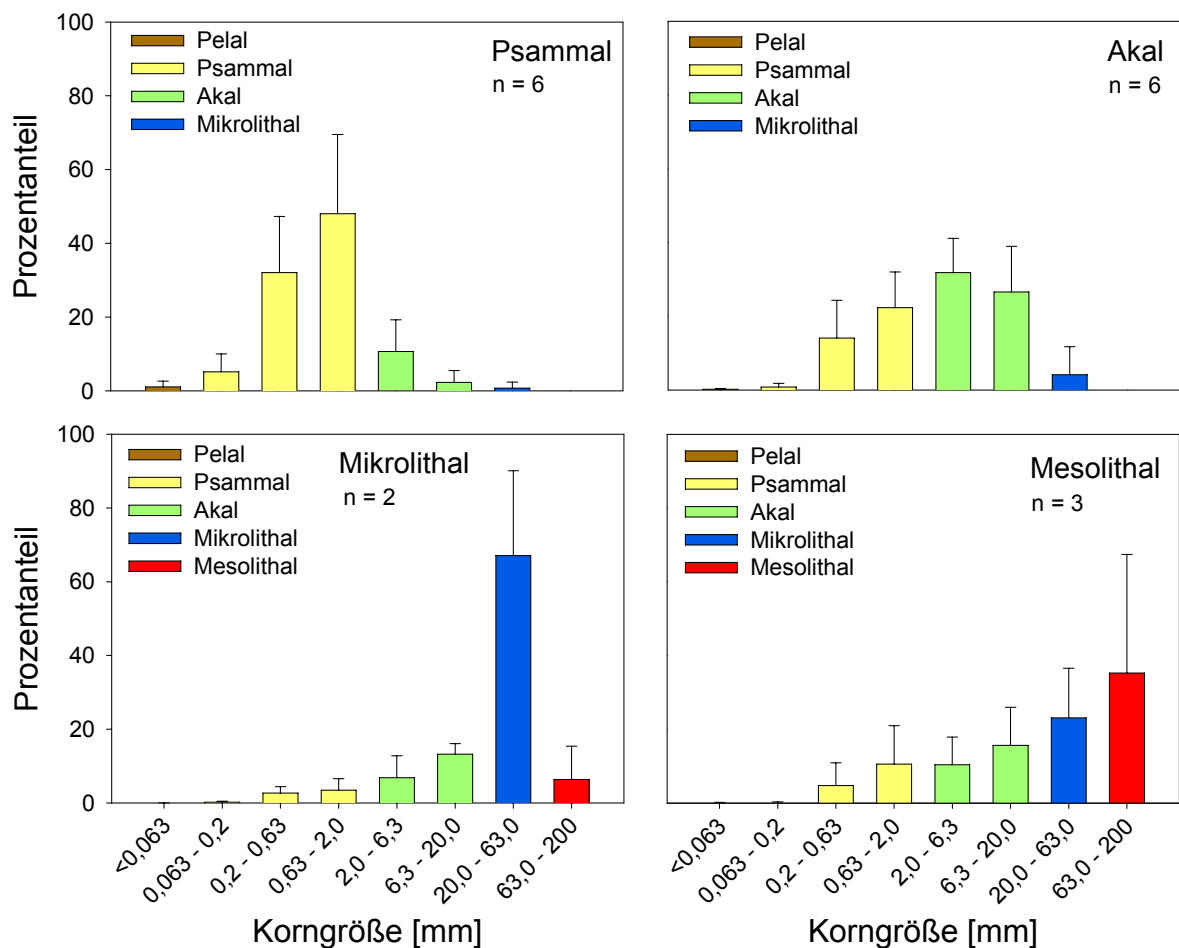


Abb. 16: Korngrößenverteilung der dominanten vier Choriotope des untersuchten Abschnitts. Die Säulen geben den Mittelwert, die Fehlerbalken die Standardabweichung an. Die Farben geben an, zu welchem Choriotoptyp die jeweilige Korngröße nach JUNGWIRTH et al. (2003) gezählt wird.

4.1.2. Verteilung der Flussperlmuschel im untersuchten Abschnitt

Insgesamt konnten 2.774 lebende Muscheln festgestellt werden. Sämtliche Tiere befanden sich an der Substratoberfläche. Weder beim händischen Besammeln der tieferen Sedimentschichten (- 3 cm) noch beim Durchsieben desselben konnten (Jung-)Muscheln gefunden werden. Es sind zwar über die gesamten 320 m Muscheln vorhanden, bestimmte Bereiche werden allerdings klar bevorzugt und weisen teilweise enorme Dichten auf.

Die östlichen 31 m der untersuchten Strecke (Abb. 17, Abschnitt 1) weisen als Sohlsubstrat vornehmlich Akal auf. Hier konnten nur zwei Tiere am rechten Ufer zwischen den Steinblöcken nachgewiesen werden. Die nach Westen anschließenden 74 m (Abschnitt 2) werden von Mikrolithal dominiert. Hier befindet sich am rechten Ufer eine Ansammlung von 40 Muscheln, die unter dem unterspülten Ufer und zwischen den wenigen Steinen leben, 260 weitere Muscheln sind im gesamten Bachbett verteilt. Im darauffolgenden, 13 m langen Pool (Abschnitt 3) finden sich große Sandbänke, die sich über das gesamte orographisch rechte Flussbett der Waldaist erstrecken. Dieser Bereich wird von der Flussperlmuschel vollständig gemieden. Entlang der anschließenden 22 m (Abschnitt 4) liegen am linken Ufer (Prallhang) zahlreiche Felsblöcke und dazwischen vornehmlich Akal. Hier befindet sich die erste Muschelbank mit über 400 Individuen (Abb. 13B). Auch die nächsten 17 m der Waldaist (Abschnitt 5) sind recht dicht besiedelt. Zwischen den das linke Ufer stabilisierenden Felsblöcken der darauffolgenden 26 m (Abschnitt 6) leben über 200 Muscheln. Oft findet man größere Ansammlungen von einigen Dutzend Tieren unter unterspülten Steinen. Die nächsten, von Mesolithal dominierten 39 m (Abschnitt 7) leben, wiederum auf die gesamte Fläche verteilt, Einzelindividuen, teilweise in Bereichen mit sehr hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Im darauffolgenden, 31 m langen Abschnitt 8 befindet sich entlang des rechten Ufers an der Prallhangseite, die von Makrolithal und Megalithal dominiert wird, die bereits in Kapitel 2.1.8. erwähnte große Muschelbank. Sie umfasst heute knapp 1.800 Individuen auf einer Fläche von 200 m². Stromab dieser Muschelbank befinden sich zwar ebenfalls Bereiche, in denen die Flusssohle durch Steinblöcke stabilisiert wird, hier ist allerdings die Strömungsgeschwindigkeit wesentlich geringer als im Bereich der Prallhänge und es finden sich große Sand- und lokal auch Schlammablagerungen. Die wenigen Muscheln, die im letzten, 67 m langen Abschnitt (Abschnitt 9) gefunden wurden, befinden sich größtenteils an der Grenze zwischen dem durch Blöcke stabilisierten und dem von Meso- bzw. Mikrolithal dominierten Bereich.

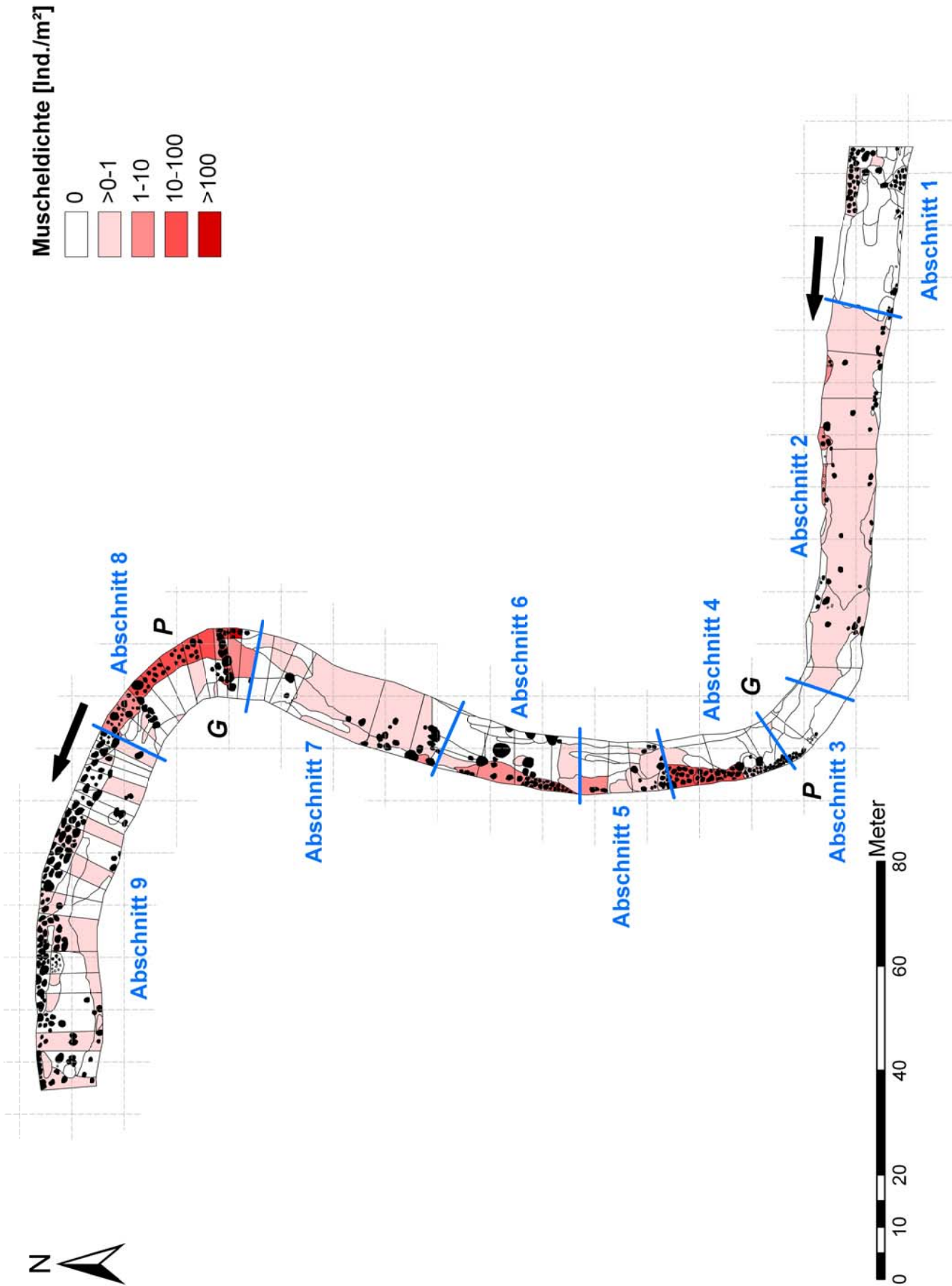


Abb. 17: Muscheldichten im untersuchten Abschnitt der Waldaist. Die größten Muscheldichten befinden sich im Bereich der Prallhänge zwischen Ansammlungen größerer Steine (schwarze Ovale). G: Gleithang, P: Prallhang.

4.1.3. Habitatwahl

An Mesohabitaten werden von der Flussperlmuschel Runs klar bevorzugt (Abb. 18A). Insgesamt wurden 1.864 Individuen dort gefunden. Riffles werden zwar ebenfalls besiedelt, allerdings ergibt sich für die 879 Muscheln in diesem Habitattyp ein negativer Elektivitätswert. Pools werden von *M. margaritifera* gemieden, hier konnten nur 27 Muscheln gefunden werden.

Betrachtet man die Habitatwahl auf Ebene der kartierten Choriotoptflächen, so fällt auf, dass Bereiche mit Ansammlungen großer Steine (Megalithal) – unabhängig vom dazwischen dominierenden Substrat – deutlich bevorzugt werden (Abb. 17, Abb. 18E). Etwa 80 % der gefundenen Muscheln leben in solchen Habitaten, obwohl diese nur 14 % der Fläche ausmachen. An zwischen den Steinblöcken dominierenden Choriotopten wird Makrolithal, welches vor allem im Bereich der großen Muschelbank zu finden ist, gefolgt von Akal und Mesolithal präferiert (Abb. 18E). Die Tatsache, dass Mikrolithal (zwischen Steinblöcken) scheinbar abgelehnt wird, dürfte darauf zurückzuführen sein, dass dieses nur in den letzten 70 m, wo kaum noch Muscheln vorkommen, zu finden ist. Bereiche, in denen die Stromsohle nicht durch Steinblöcke stabilisiert wird, werden zwar generell eher gemieden, im Akal und Mikrolithal konnten aber immerhin etwa 300 Muscheln gefunden werden. Deshalb sind hier die Elektivitätswerte etwas höher als für andere Choriotope. Für die Art völlig ungeeignet sind großflächige, einheitliche Abschnitte mit feinen Sedimenten (Psammal, Pelal, Abb. 13A). Diese Bereiche stellen die einzigen dar, in denen überhaupt keine Muscheln gefunden werden konnten. Bevorzugte Habitate scheinen dagegen auch Bereiche unter Steinen und unterspülte Ufer zu sein. Etwa 9 % der gefundenen Individuen konnten in solchen Habitaten festgestellt werden. Leider lässt sich deren Flächenanteil nicht quantifizieren, weshalb keine Elektivität berechnet werden konnte. Auffällig war allerdings, dass überdurchschnittlich viele Leerschalen in solchen Bereichen gefunden wurden.

Betrachtet man die Habitatwahl auf Ebene der Mikrohabitate, womit der Bereich im Umkreis weniger cm der gefundenen Muschel gemeint ist, so ergibt sich ein völlig konträres Bild. Hier werden feine, leicht grabbare Sedimente deutlich bevorzugt (Abb. 18F). Etwa 49 % der Individuen konnten im Psammal, 33 % im Akal und 15 % im Mikrolithal festgestellt werden, nur Pelal spielt als Mikrohabitat keine Rolle. Allerdings wurden auch Einzelindividuen gefunden, die direkt zwischen größeren Steinen (Makrolithal) steckten und immerhin 2,6 % der Tiere bevorzugten Mesolithal. Positive Elektivitätswerte findet man nur für Psammal und Akal, wobei vor allem Psammal stark bevorzugt wird (Abb. 18F). Auffällig ist, dass die Tiere – besonders in sandigen Mikrohabitaten und auch außerhalb der typischen Muschelbänke – oft in sehr dichten Gruppen von 5 – 50 Tieren aufgefunden werden konnten.

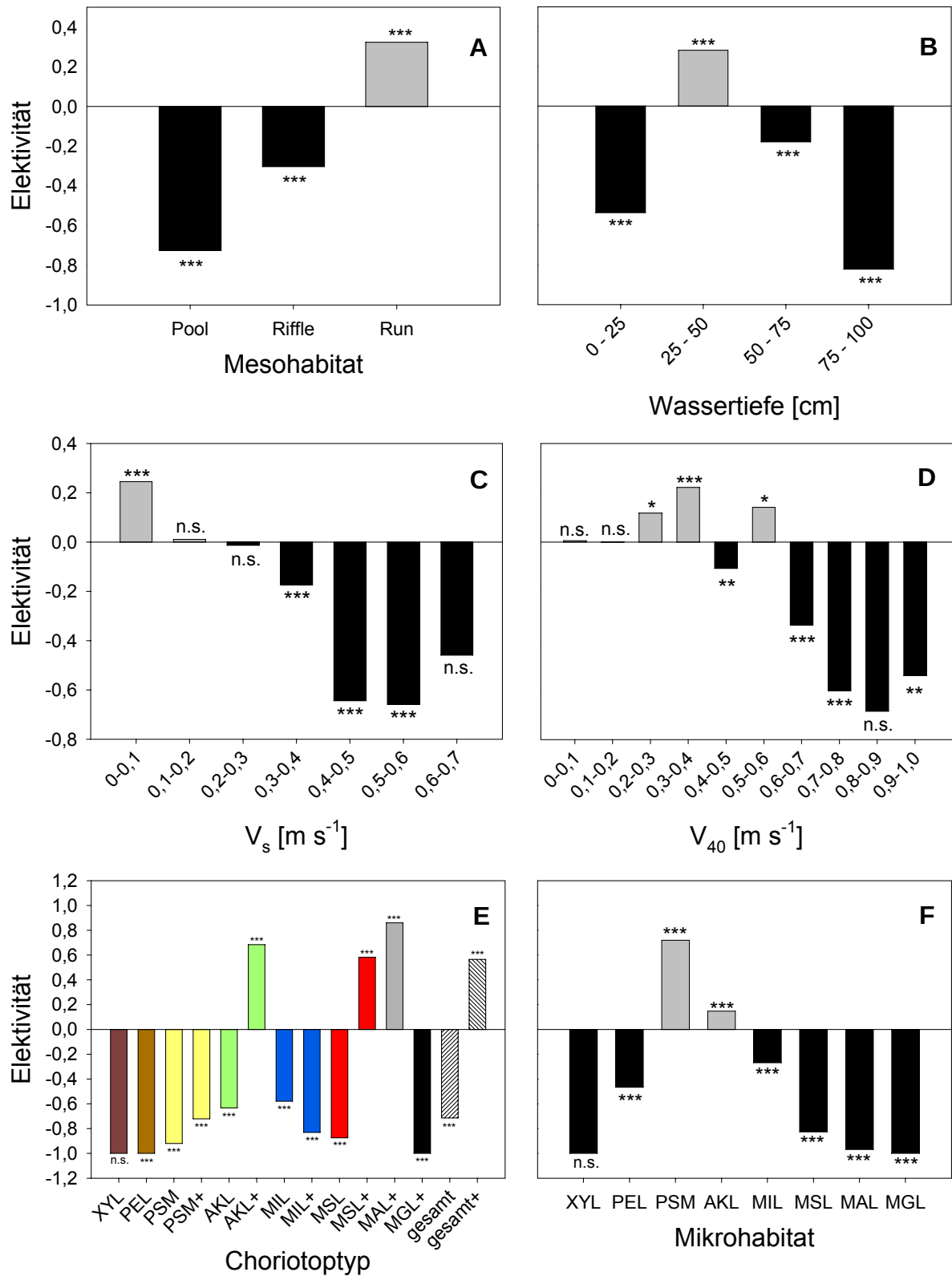


Abb. 18: Habitatwahl der Flussperlmuschel in der Waldaist, dargestellt als Elektivitätsindex nach IVLEV (1961). A: auf Mesohabitatebene; B: bevorzugte Tiefen; C + D: bevorzugte Strömungsgeschwindigkeiten (v_s : sohlennahe Strömungsgeschwindigkeit, v_{40} : mittlere Strömungsgeschwindigkeit); E: auf Ebene der kartierten Choriotope (hier wurde zwischen Bereichen, die ausschließlich vom entsprechenden Choriotoptyp dominiert werden, und solchen, bei denen der jeweilige Choriotoptyp in eine Matrix aus größeren Steinen (Makrolithal, Megalithal) eingebettet ist (+), unterschieden); F: auf Mikrohabitatebene (Substrattyp im unmittelbaren Muschelumfeld). XYL: Xylal, PEL: Pelal, PSM: Psammal, AKL: Akal, MIL: Mikrolithal, MSL: Mesolithal, MAL: Makrolithal, MGL: Megalithal.

In Bezug auf die Wassertiefe werden klar Bereiche zwischen 25 und 50 cm bevorzugt, seichtere und vor allem die tiefsten Stellen (Pools!) werden gemieden. Gering negative Elektivitätswerte ergeben sich für Bereiche mit Wassertiefen zwischen 50 und 75 cm. Diese sind ebenfalls als Habitate geeignet.

An sohlnahen Strömungsgeschwindigkeiten (v_s) wurden Werte zwischen 0 und $0,67 \text{ m s}^{-1}$ gemessen, die Strömungsgeschwindigkeit 40 % über Grund (v_{40}) variiert zwischen 0 und $1,00 \text{ m s}^{-1}$. Für die Flussperlmuschel dürfte vor allem v_s von Bedeutung sein, denn diese wurde etwa auf Höhe der Atemöffnungen der Tiere gemessen. Muscheln konnten an Fundorten mit sohlnahen Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0 und $0,65 \text{ m s}^{-1}$ festgestellt werden, es wird also das gesamte vorhandene Spektrum besiedelt. Allerdings werden Bereiche mit geringer Strömung ($0,0 - 0,1 \text{ m s}^{-1}$) klar bevorzugt (Abb. 18C). Bereiche, in der v_s zwischen $0,1 - 0,3 \text{ m s}^{-1}$ beträgt, werden nach dem Angebot genutzt, hier konnte keine signifikante Bevorzugung oder Ablehnung festgestellt werden. Stellen mit höheren Strömungsgeschwindigkeiten werden signifikant geringer besiedelt, obwohl, wie bereits erwähnt, Einzeltiere auch in stärkster Strömung gefunden wurden. Zwischen der Strömungsgeschwindigkeit am Fundort und der Schalenlänge des gefundenen Tieres besteht ein signifikanter Zusammenhang: größere Tiere besiedeln häufiger Bereiche mit starker Strömung als kleine (SPEARMAN-Koeffizient = $0,133$, $p = **$).

Zwar werden Bereiche mit sehr geringer v_s präferiert, dabei handelt es sich allerdings nicht um Ruhigwasserbereiche in Buchten. Diese sind im untersuchten Abschnitt in geringer Anzahl vorhanden, werden aber nicht besiedelt. Vielmehr werden Mikrohabitate im Strömungsschatten von Steinen, also kleinräumig strömungsberuhigte Bereiche, bevorzugt. Diese Habitate weisen zwar geringe sohlnahe Strömungsgeschwindigkeiten auf, oft findet man allerdings hier in mittleren Wassertiefen bereits stärkere Strömung. Wahrscheinlich treten deshalb die größten Elektivitätswerte - bezogen auf v_{40} - in Bereichen mittlerer Strömungsgeschwindigkeiten auf (Abb. 18D).

Da Beschattung immer wieder als wesentlicher Habitatparameter für die Flussperlmuschel diskutiert wird, soll auch nicht unerwähnt bleiben, dass – mit Ausnahme des östlichen, 300 Individuen umfassenden Bereichs (siehe Kapitel 4.1.2.) - alle Abschnitte mit dichter Besiedelung ($> 1 \text{ Ind. m}^{-2}$) stark durch Uferbegleitgehölze beschattet werden.

Bis auf wenige Ausnahmen sind alle am direkten Muschelfundort erhobenen abiotischen Parameter signifikant miteinander korreliert (Tab. 4).

Tab. 4: Interkorrelationsmatrix der Habitatvariablen Choriotop (Korngröße der Sedimente auf Ebene der kartierten Choriotopflächen), Mikrohabitat (Korngröße der Sedimente in unmittelbarer Nähe der gefundenen Muschel), v_s (sohlnahe Strömungsgeschwindigkeit) und v_{40} (Strömungsgeschwindigkeit in 40 % der Wassertiefe über Grund); k: Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN.

		Choriotop	Mikrohabitat	Tiefe	v_s	v_{40}
Choriotop	k		-0,135	-0,355	0,016	-0,126
	p	-	***	***	0,684	***
	n		2770	665	663	665
Mikrohabitat	k	-0,135		0,186	0,367	0,381
	p	***	-	***	***	***
	n	2770		665	663	665
Tiefe	k	-0,355	0,186		-0,038	0,134
	p	***	***	-	0,256	***
	n	665	665		910	910
v_s	k	0,016	0,367	-0,038		0,650
	p	0,684	***	0,256	-	***
	n	663	663	910		910
v_{40}	k	-0,126	0,381	0,134	0,650	
	p	***	***	***	***	-
	n	665	665	910	910	

4.1.4. Populationsstruktur

Von den 2.774 gefundenen Muscheln wurden insgesamt 2.194 Individuen vermessen. Die mittlere Schalenlänge beträgt im untersuchten Abschnitt 93 mm, die kleinste gefundene Muschel ist 47 mm, die größten Individuen sind 144 mm lang. Die Längenklasse 80 – 84 mm dominiert vor den Längenklassen 75 – 79 mm und 85 – 89 mm. Insgesamt fallen knapp über 40 % der Muscheln in diese drei Klassen und 50 % der Individuen sind größer als 89 mm. Von den übrigen 10 % ist nur eine einzige Muschel kleiner als 50 mm. Seltsamerweise hat sich die Populationsstruktur in den letzten 13 Jahren praktisch nicht verändert (Abb. 19), obwohl damals (wie heute) keine rezente Reproduktion nachweisbar war. Die mittlere Länge der 100 von OFENBÖCK (1998) im selben Abschnitt vermessenen Muscheln betrug 1997 89 mm, der geringe Unterschied zu heute ist nicht signifikant (U-Test, $p = 0,06$). Die Längenklassen von 75 bis 89 mm dominierten damals ebenfalls mit insgesamt 53 %, 37 % der Muscheln waren größer als 89 mm und 10 % kleiner als 75 mm. Die Unterschiede im Populationsaufbau sind ebenfalls nicht signifikant (χ^2 -Test, $p > 0,05$).

Die Längenklassenverteilung der Leerschalen weicht nicht von jener der lebenden Tiere ab (χ^2 -Test, $p > 0,05$), was darauf hindeutet, dass in der Waldaist die Mortalitätsrate über das gesamte Adultstadium der Flussperlmuschel konstant ist. Von den 76 gefundenen Leerschalen waren nur 18 für die Altersdetermination verwendbar. Beim Rest handelte es

sich entweder um Schalenfragmente oder die Kalkschichten waren bereits soweit korrodiert, dass sie, nachdem das Periostracum aufgelöst war, zerbrachen. Deshalb wurden zusätzlich Daten von OFENBÖCK (1998) für die Berechnung der Längen-Altersregression verwendet. In der Literatur wird dazu zwar meist das einfach-logarithmische oder das VON BERTALANFFY-Modell verwendet (z. B.: BAUER 1992, HASTIE et. al 2000), der vorliegende Datensatz wird aber von einem logarithmischen Modell zweiter Ordnung am besten

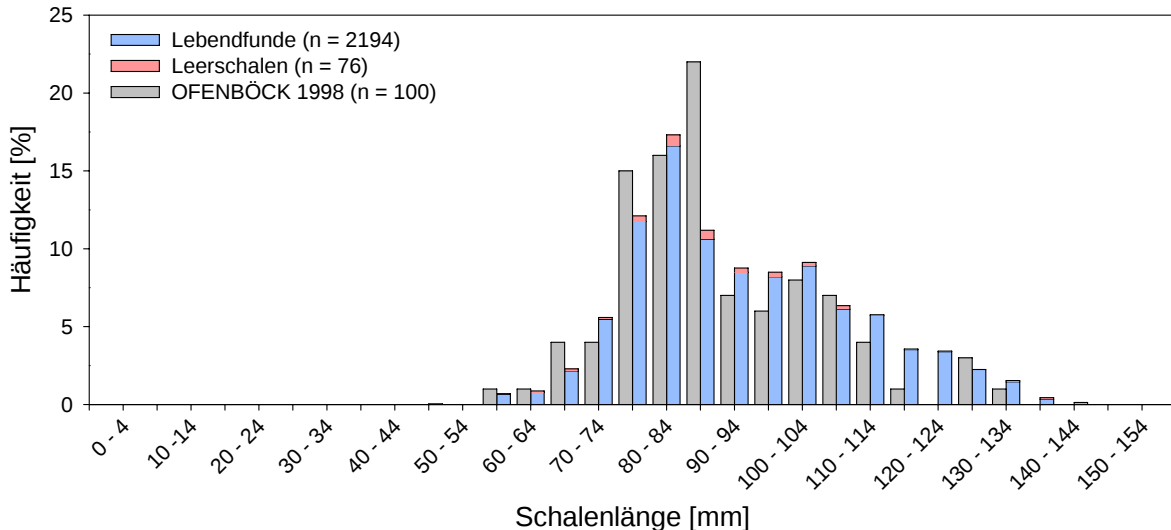


Abb. 19: Populationsstruktur der Flussperlmuschel in der untersuchten Strecke 1997 und 2010. Blau, rosa: eigene Daten; grau: Daten aus OFENBÖCK (1998) (nur Lebendfunde).

beschrieben (Abb. 20). Dieses erklärt immerhin 75 % der Varianz der Daten. Nach diesem Modell sind Tiere mit einer Länge von 45 – 60 mm zwischen zehn und 19 Jahre, mit 61 – 77 mm zwischen 20 und 29 Jahre, mit 78 – 91 mm zwischen 30 und 39, mit 92 – 104 mm zwischen 40 bis 49 Jahre und mit 105 – 116 mm zwischen 50 und 59 Jahre alt. Tiere mit einer Länge von 117 – 126 mm fallen in die Altersklasse 60 bis 69 und 127 – 136 mm lange Muscheln in die Klasse 70 bis 79 Jahre. Die größten Individuen (137 – 145 mm) sind zwischen 80 und 89 Jahre alt.

Wie die Längen-Frequenzdiagramme weisen auch die Altersverteilungen nur geringe Unterschiede zwischen heute und vor 13 Jahren auf (Abb. 21), obwohl bei einem Bestand ohne rezente Reproduktion eine fortschreitende Überalterung anzunehmen wäre. Weder damals noch heute konnten Muscheln gefunden werden, die jünger als zehn Jahre waren. Der Anteil der Altersklasse der 10 – 19 jährigen Muscheln beträgt heute 0,8 % (vor 13 Jahren: 1 %), der der Altersklasse 20 – 29 Jahre 15,6 % (vor 13 Jahren: 14 %). Der Anteil der 30 – 39 jährigen Muscheln war damals mit 53 % wesentlich höher als heute (37,4 %). Die Anteile der restlichen, älteren Altersklassen sind hingegen heute höher als vor 13 Jahren. Die Unterschiede in der Altersverteilung sind nicht signifikant (χ^2 -Test, $p > 0,05$).

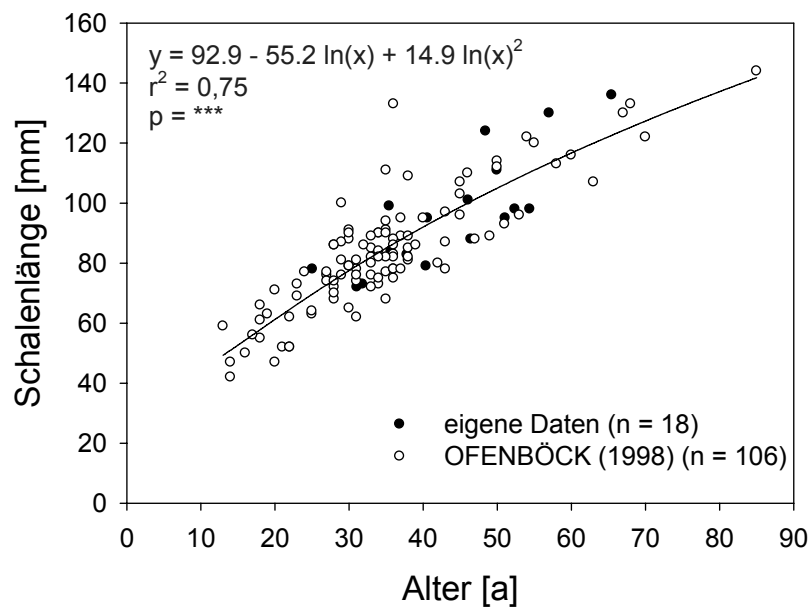


Abb. 20: Längen-Altersregression; volle Symbole: eigene Daten, leere Symbole: Daten aus OFENBÖCK (1998).

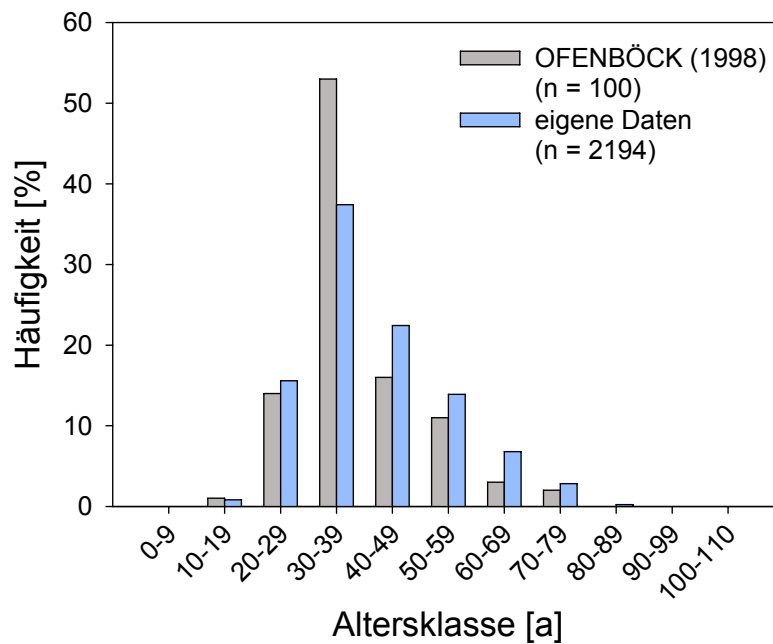


Abb. 21: Altersaufbau der Flussperlmuschelpopulation im untersuchten Abschnitt vor 13 Jahren und heute.

4.1.5. Morphologie der Schalen

Innerhalb des untersuchten Abschnitts variiert die Form der vermessenen Flussperlmuscheln erheblich. Neben den typisch nierenförmigen Schalen mit konkaver Ventralseite findet man auch Individuen mit konvexer Ventralseite und somit gerundetem Schalenumriss. Jüngere Tiere weisen immer die gerundete Form auf, während ältere Tiere entweder dem gerundeten oder dem nierenförmigen Typ zuzuordnen sind. Eines der vermessenen Individuen sowie eine Leerschale waren in ihrer Form einer Teichmuschel (*Anodonta* sp.) ähnlich, da sie nicht nur eine in Relation zur Länge außergewöhnliche Schalenhöhe aufwiesen, sondern auch das für *Anodonta*-Arten typische Schild ausgeprägt war (Abb 22). Die Schalenhöhe schwankt zwischen 38 und 57 % der Schalenlänge, der Mittelwert beträgt 46 %. Die Dicke variiert zwischen 19 und 39 % mit einem Mittelwert von 28 % der Länge. Die Flussperlmuschel weist allometrisches Wachstum auf, d. h. die Höhe bzw. Dicke in Prozent der Schalenlänge nimmt mit zunehmender Länge ab (SPEARMAN-Koeffizient = -0,30 bzw. -0,33, $p = ***$ bzw. $***$). Die ausgebildete Form dürfte unter anderem von der Strömungsgeschwindigkeit des Lebensraumes abhängen. Abb. 23 zeigt den Zusammenhang zwischen Schalenlänge und Schalenhöhe, getrennt für Tiere, die in schwacher Strömung ($< 0,3 \text{ m s}^{-1}$) und Tiere, die in starker Strömung ($\geq 0,3 \text{ m s}^{-1}$) gefunden wurden. Der Exponent der ersten Regressionsgleichung ist etwas größer als jener der zweiten, was bedeutet, dass Tiere in schwacher Strömung bei gleicher Länge eine etwas größere Schalenhöhe aufweisen. Allerdings unterscheiden sich die beiden Regressionsgleichungen nicht signifikant voneinander ($p > 0,05$). Die Dicke im Bereich des Umbo weist bei Tieren, die in schneller Strömung gefunden wurden, höhere Werte auf als bei jenen in langsamer Strömung (Abb. 24). Doch auch hier waren die beiden Regressionsgleichungen nicht signifikant unterschiedlich ($p > 0,05$).



Abb. 22: Zwei etwa gleich große Flussperlmuscheln aus der Waldaist mit unterschiedlicher Form. Das obere Tier weist einen typischen Habitus, das untere eine überdurchschnittliche Schalenhöhe und ein Schild ähnlich dem einer Teichmuschel (*Anodonta* sp.) auf.

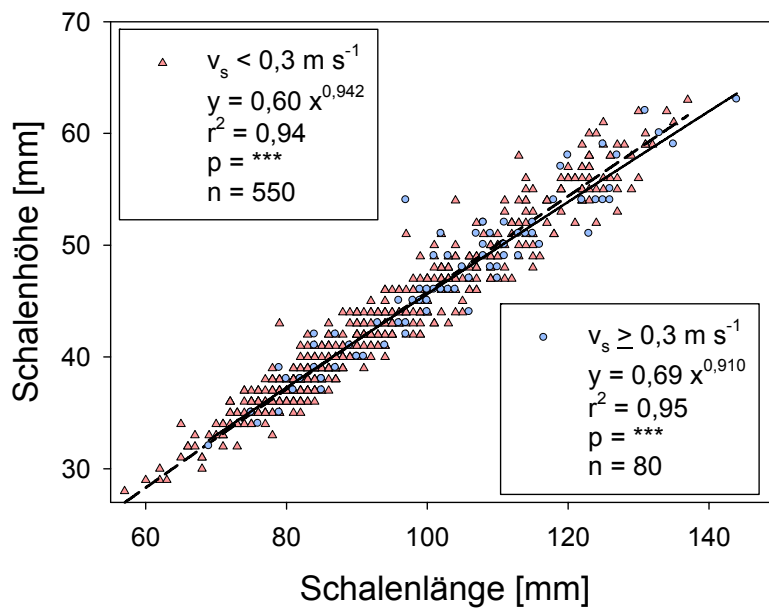


Abb. 23: Beziehung zwischen Schalenlänge und Schalenhöhe der Flussperlmuschel im untersuchten Abschnitt. Rosa Dreiecke und unterbrochene Linie: Tiere, die in Strömungsgeschwindigkeit $< 0,3 \text{ m s}^{-1}$ gefunden wurden; blaue Kreise und durchgezogene Linie: Tiere, die in Strömungsgeschwindigkeit $\geq 0,3 \text{ m s}^{-1}$ gefunden wurden. Die beiden Regressionsgeraden zeigen keine signifikanten Unterschiede ($p > 0,05$).

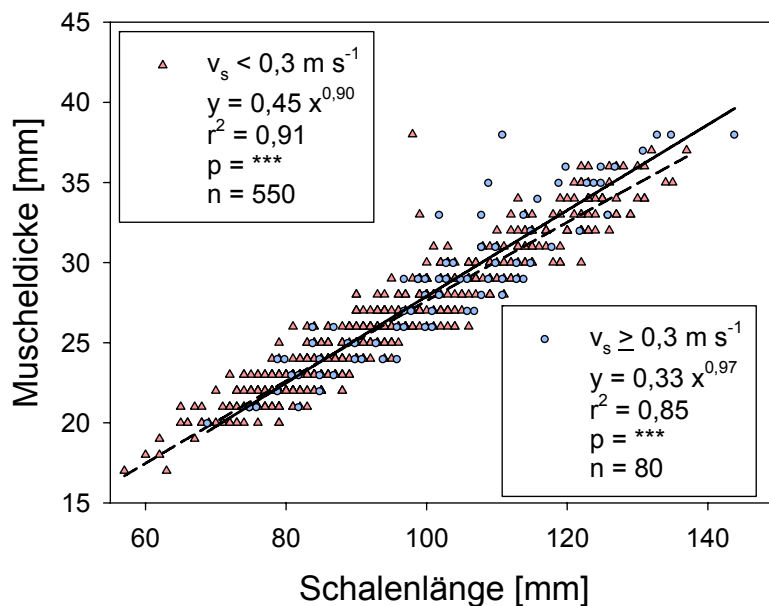


Abb. 24: Beziehung zwischen Schalenlänge und Dicke im Bereich des Umbo der Flussperlmuschel im untersuchten Abschnitt. Rosa Dreiecke und unterbrochene Linie: Tiere, die in Strömungsgeschwindigkeit $< 0,3 \text{ m s}^{-1}$ gefunden wurden; blaue Kreise und durchgezogene Linie: Tiere, die in Strömungsgeschwindigkeit $\geq 0,3 \text{ m s}^{-1}$ gefunden wurden. Die beiden Regressionsgeraden zeigen keine signifikanten Unterschiede ($p > 0,05$).

4.2. Wirtsspezifität

4.2.1. Ausgangsinfektionsrate

Die Ausgangsinfektionsrate (Infektionsrate 24 h nach Infektion) wird stark von der Größe des infizierten Fisches beeinflusst, wobei das Frischgewicht (Abb. 25A, B) einen etwas besseren Prädiktor für die Infektionsrate als die Totallänge (Abb. 25C, D) darstellt. Aus diesem Grund wurde für sämtliche Auswertungen die Glochidiendichte pro Fisch nach folgender Formel standardisiert:

$$G_s = \frac{G * 10}{g}$$

wobei G_s die auf einen Fisch durchschnittlicher Größe standardisierte Glochidienabundanz, G die Glochidienabundanz und g das Frischgewicht des Fisches darstellen. Trotz dieser Standardisierung wiesen die Infektionsraten innerhalb der einzelnen Gruppen sehr große Streuungen auf, was die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse erschwert. So schwankte die standardisierte Ausgangsinfektionsrate in Experiment 1 zwischen 0 und 1.217 und in Experiment 2 zwischen 0 und 649 Glochidien. Die Saiblinge waren mit 16 ± 13 ($\bar{x} \pm C.L.$) Glochidien (Experiment 1) bzw. 10 ± 7 Glochidien (Experiment 2) signifikant ($p < 0,001$) geringer infiziert als die Forellen. Innerhalb der Forellen wies Stamm A (aus der österreichischen Fischzucht) Glochidiendichten von 534 ± 153 (Ex 1) bzw. 430 ± 102 (Ex 2) und Stamm D (aus der dänischen Fischzucht) von 560 ± 138 (Ex 1) bzw. 266 ± 57 (Ex 2) auf. Die Unterschiede zwischen den sechs Gruppen sind signifikant (KRUSKAL-WALLIS-Test, $p = ***$), allerdings ergeben sich keine signifikanten Unterschiede ($p > 0,05$) beim Vergleich der Forellensämme A und D innerhalb der Experimente (Tab. 5).

Tab. 5: Ergebnisse des Post-Hoc Vergleichs der Ausgangsinfektionsraten. Für jede mögliche Kombination wurde p mithilfe des U-Tests berechnet und anschließend mit 15 multipliziert (BONFERRONI-Korrektur). Die Unterschiede zwischen Saiblingen und Forellen sind höchst signifikant (blau), die Unterschiede zwischen den Forellensämmen eines Experiments sind nicht signifikant (rot). S: Saibling, D: Forelle D, A: Forelle A.

		Experiment 1			Experiment 2		
		S	D	A	S	D	A
E x 1	S	-	***	***	4,3	***	***
	D	***	-	14,9	***	***	5,3.
	A	***	14,9	-	***	*	4,6.
E x 2	S	4,3	***	***	-	***	***
	D	***	***	*	***	-	0,09
	A	***	5,3	4,6	***	0,09	-

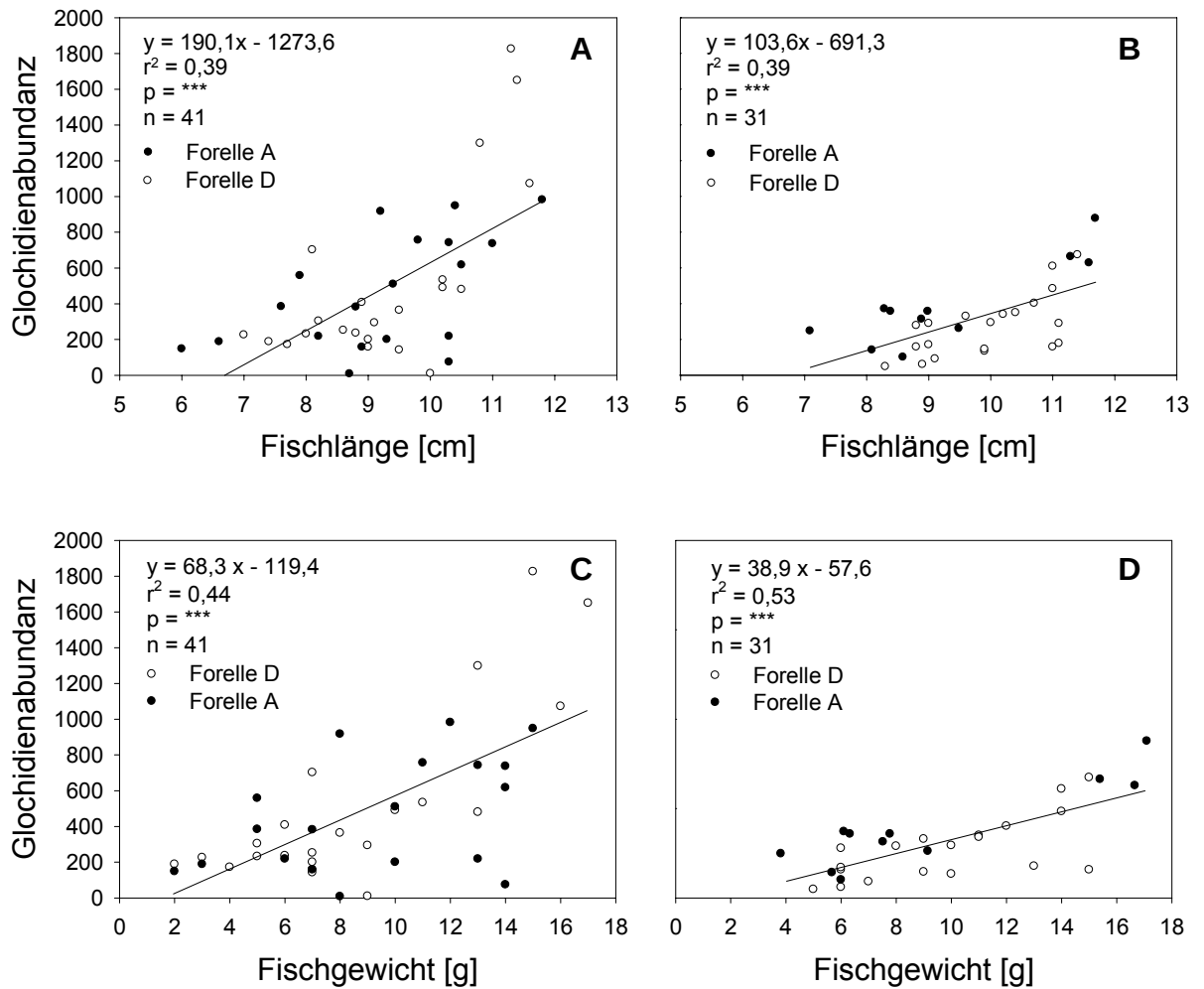


Abb. 25: Zusammenhang zwischen Totallänge bzw. Frischgewicht des Wirtsfisches und Infektionsrate 24 h nach Infektion. Da die Saiblinge zu diesem Zeitpunkt bereits einen Großteil der Glochidien abgestoßen hatten, wurden sie für die Berechnung nicht berücksichtigt. A, C: Experiment 1, B, D: Experiment 2.

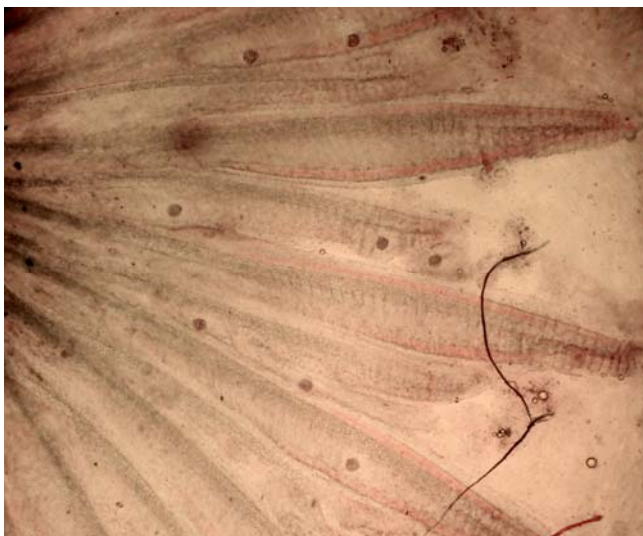


Abb. 26: Flussperlmuschelglochidien in den Kiemen einer Bachforelle acht Tage nach Infektion.

4.2.2. Verteilung der Glochidien

Innerhalb der einzelnen Fische verteilten sich die Glochidien nicht gleichmäßig auf alle acht Kiemenbögen (Abb. 27). Besonders das hintere Kiemenpaar wies mit $8,5 \pm 1,2 \%$ ($\bar{x} \pm \text{C.L.}$) (rechts (r)) und $6,9 \pm 0,6 \%$ (links (l)) deutlich geringere Glochidienzahlen als die restlichen Kiemenbögen auf. Die meisten Glochidien fanden sich am zweiten Kiemenpaar ($16,2 \pm 1,4 \%$ (r) bzw. $15,8 \pm 1,6 \%$ (l)) und am ersten Kiemenpaar ($14,9 \pm 1,1 \%$ (r) bzw. $13,2 \pm 0,9 \%$ (l)). Die Infektionsrate des dritten Kiemenpaares lag bei $13,6 \pm 1,4 \%$ (r) bzw. $11,1 \pm 1,2 \%$ (l). Die Unterschiede zwischen den acht Gruppen sind signifikant (FRIEDMANN-Test, $p = ***$). Die Ergebnisse des Post-Hoc-Tests nach NEMENYI zeigt Tab. 6.

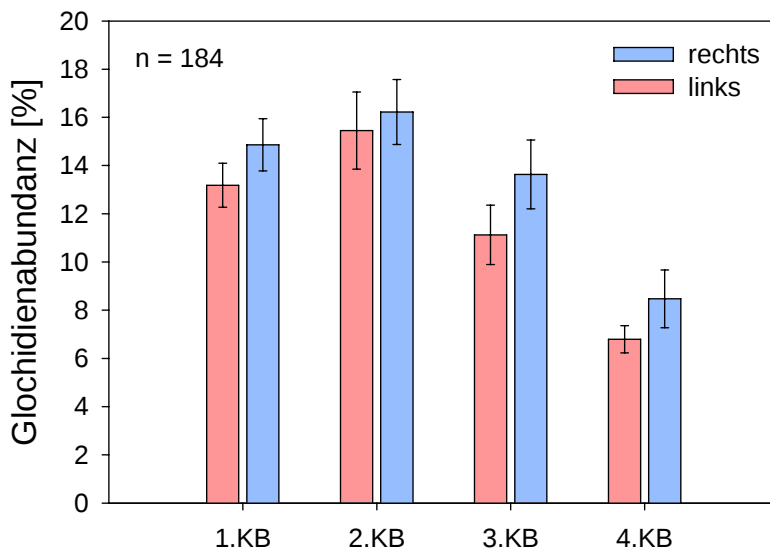


Abb. 27: Verteilung der Glochidien auf die acht Kiemenbögen. Die Säulen geben den Mittelwert, die Fehlerbalken das 95%-Konfidenzintervall an. Für die Berechnung wurden die Daten sämtlicher Forellen, an denen alle acht Kiemenbögen analysiert worden waren, verwendet ($n = 184$). KB: Kiemenbogen.

Tab. 6: Post-Hoc-Vergleich der einzelnen Kiemenbögen nach NEMENYI. Die vierten Kiemenbögen unterscheiden sich höchst signifikant von allen anderen (rot), die Unterschiede zwischen linkem und rechtem Kiemenbogen derselben Position sind nie signifikant (blau). KB: Kiemenbogen, r: rechts, l: links.

	1.KBr	2.KBr	3.KBr	4.KBr	1.KBl	2.KBl	3.KBl	4.KBl
1.KBr	-	n.s	n.s	***	n.s	n.s	***	***
2.KBr	n.s	-	**	***	*	n.s	***	***
3.KBr	n.s	**	-	***	n.s	n.s	n.s	***
4.KBr	***	***	***	-	***	***	***	n.s
1.KBl	n.s	*	n.s	***	-	n.s	n.s	***
2.KBl	n.s	n.s	n.s	***	n.s	-	***	***
3.KBl	***	***	n.s	***	n.s	***	-	***
4.KBl	***	***	***	n.s	***	***	***	-

4.2.3. Eignung unterschiedlicher Wirtsfische

Die in den Experimenten verwendeten Bachsaiblinge stellen keine geeigneten Wirtsfische für die Flussperlmuscheln der Waldaist dar. Bereits acht Tage nach Infektion waren in den Kiemen dieser Art keine Glochidien mehr nachweisbar. Dieses Ergebnis wurde auch durch die Stichprobe 29 Tage nach Infektion bestätigt. Bei den Forellen ergaben die beiden Experimente etwas unterschiedliche Resultate. In Experiment 1 ging die Glochidienabundanz des Stammes A in 49 Tagen von 534 ± 153 ($\bar{x} \pm \text{C.L.}$) auf 87 ± 49 Glochidien pro Fisch zurück, wobei die stärkste Abnahme in den ersten acht Tagen zu verzeichnen war. Innerhalb des Stammes D trat eine wesentlich geringere Abnahme der Glochidiendichte auf, nämlich von durchschnittlich 561 ± 138 auf 361 ± 81 Glochidien. Der geringe Abundanzwert nach acht Tagen (Abb. 28) könnte auf die hohe Varianz der Infektionsrate oder einen methodischen Fehler zurückzuführen sein (siehe Kapitel 5.2.2.). Die Unterschiede zwischen den beiden Fischstämmen nach 29 und nach 49 Tagen sind signifikant (t-Test, $p = ***$ und $p = ***$). Experiment 2 zeigte zwar einen ähnlichen Trend, allerdings war hier die Ausgangsinfektionsrate der beiden Forellenstämme nicht identisch (siehe oben). Die Glochidiendichte des Stammes A nahm von 430 ± 102 auf 60 ± 34 ab, jene des Stammes D von 266 ± 57 auf 95 ± 37 . Der Unterschied 49 Tage nach Infektion ist nicht signifikant (t-Test, $p = 0,15$). Betrachtet man die Abnahme der Glochidienabundanz in % der mittleren Ausgangsinfektionsrate (Abb. 29), so ergibt sich in 49 Tagen für Stamm A ein Rückgang auf 16 % (Ex 1) bzw. 14 % (Ex 2) und für Stamm D auf 64 % (Ex 1) bzw. 36 % (Ex 2). Der Unterschied im Rückgang zwischen den beiden Experimenten ist für Stamm D signifikant (U-Test, $p = *$), für Stamm A nicht (U-Test, $p = 0,95$). Vergleicht man die Prozentwerte, bezogen auf die Ausgangsinfektionsrate, sind die Unterschiede zwischen den beiden Forellenstämmen in beiden Experimenten signifikant (U-Test, Experiment 1: $p = ***$, Experiment 2: $p = *$) (Abb. 29).

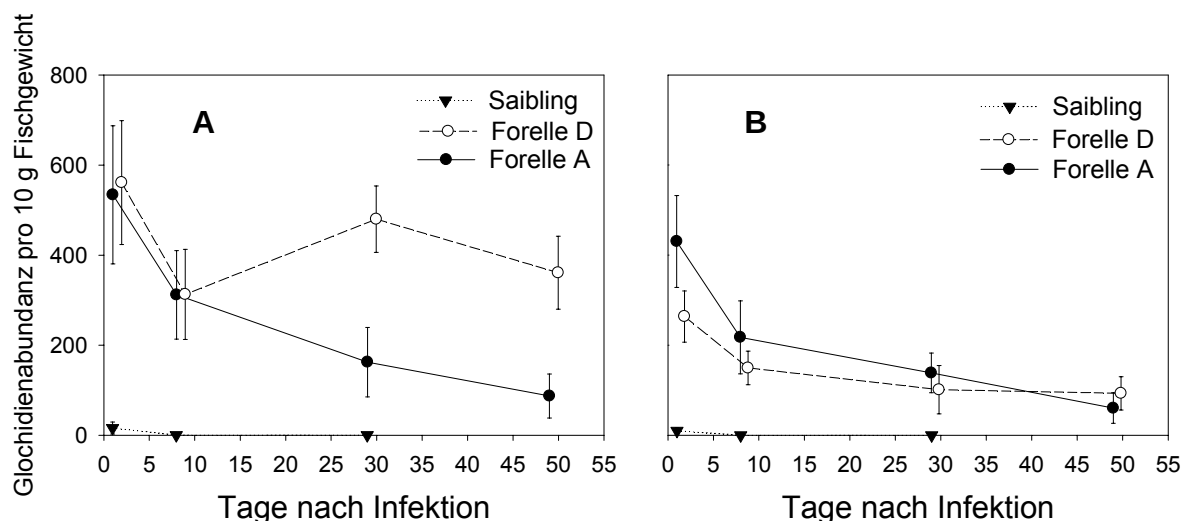


Abb. 28: Überlebensrate der Glochidien in den Kiemen der drei verwendeten Fischarten/-stämme. Die Symbole geben den Mittelwert, die Fehlerbalken das 95%-Konfidenzintervall an. A: Experiment 1, B: Experiment 2.

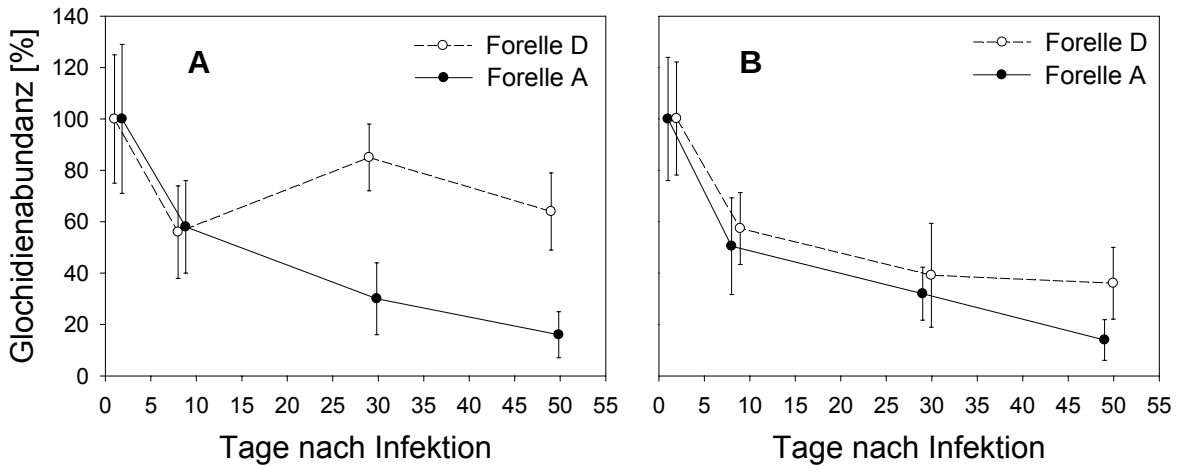


Abb. 29: Glochidienabundanz pro 10 g Fischgewicht in den Kiemen der zwei verwendeten Forellensämme in Prozent der Ausgangsinfektionsraten (24 h nach Infektion). Die Symbole geben den Mittelwert, die Fehlerbalken das 95%-Konfidenzintervall an. A: Experiment 1, B: Experiment 2.

Die Entwicklung der Prävalenz (= Anteil der infizierten Individuen einer Population, Abb. 30) zeigte ein ähnliches Bild wie die der Glochidiendichte. Bereits 24 h nach Infektion hatten 32 % (Ex 1) bzw. 38 % (Ex 2) der Saiblinge sämtliche Glochidien abgestoßen, während noch acht Tage nach Infektion alle untersuchten Forellen infiziert waren. Wie bereits erwähnt, waren in den Kiemen der Saiblinge zu diesem Zeitpunkt überhaupt keine Glochidien mehr nachweisbar. Der Anteil infizierter Individuen des Stammes A ging in Experiment 1 anschließend auf 55 % zurück, während jener des Stammes D über die Dauer des Experiments konstant bei 100 % blieb. In Experiment 2 nahm die Prävalenz beider Forellensämme bis zum 49. Tag auf etwas über 65 % ab.

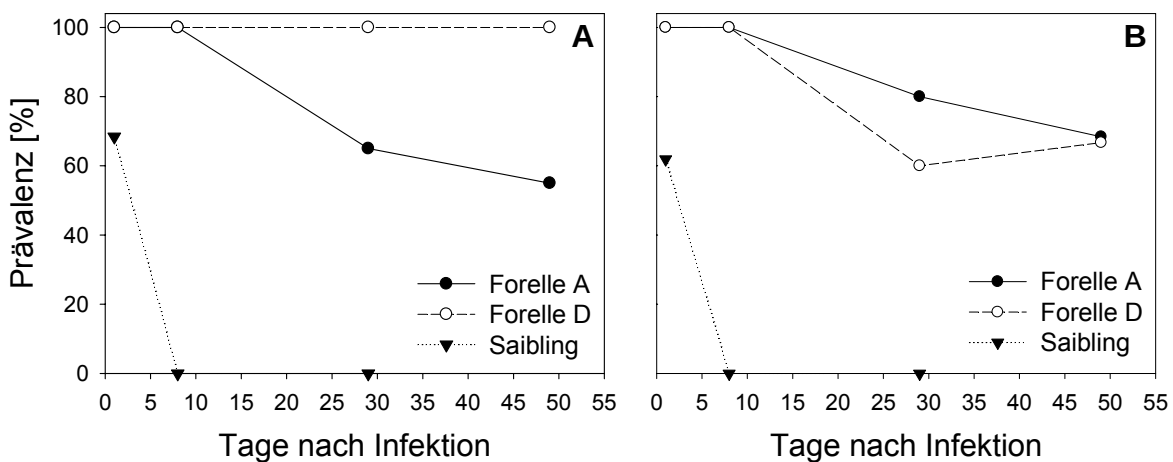


Abb. 30: Verlauf der Prävalenz bei den drei verwendeten Fischarten/-stämmen. A: Experiment 1, B: Experiment 2.

Ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Glochidiendichte und dem Konditionsfaktor des Wirtsfisches konnte nur in einem Fall gefunden werden, wobei eine negative Korrelation vorliegt (Tab. 7).

Tab. 7: Korrelation (als Korrelationskoeffizient K nach SPEARMAN) zwischen Konditionsfaktor des Wirtsfisches und der Glochidiendichte. Für die Forellensämme wurden die Werte 49 Tage nach Infektion, für die Saiblinge 24 h nach Infektion für die Berechnung herangezogen. Ex: Experiment, S: Saibling, D: Forelle D, A: Forelle A

	Ex 1			Ex 2		
	S	D	A	S	D	A
K	0,21	-0,58	0,14	0,21	-0,13	0,18
p	0,38	**	0,56	0,35	0,58	0,47

4.2.4. Glochidienwachstum

Die Größenzunahme der Glochidien erfolgte über den Untersuchungszeitraum relativ kontinuierlich, mit etwas geringerem Wachstum in den ersten Tagen nach Infektion (Abb. 31). In Experiment 1 nahm die Größe in den Kiemen des Forellensammes D in 49 Tagen von 75 μm auf $200 \pm 13 \mu\text{m}$ ($\bar{x} \pm \text{C.L.}$) zu. In Stamm A war das Wachstum zu Beginn langsamer, 49 Tage nach Infektion waren diese Glochidien allerdings mit $217 \pm 3 \mu\text{m}$ größer als in den Kiemen des Stammes D. Der Unterschied ist allerdings nicht signifikant (t-Test, $p = 0,054$). In Experiment 2 wuchsen die Glochidien auf Stamm D von 75 μm auf $175 \pm 10 \mu\text{m}$ und auf Stamm A von 75 μm auf $158 \pm 14 \mu\text{m}$ heran. Dieser Unterschied ist signifikant (t-Test, $p = *$). Der Unterschied zwischen den beiden Experimenten bezüglich der nach 49 Tagen erreichten Glochidiengröße ist ebenfalls signifikant (U-Test, $p = ***$).

In Experiment 1 konnte 49 Tage nach Infektion kein signifikanter Zusammenhang zwischen Glochidienabundanz und Glochidiengröße gefunden werden (SPEARMAN-Koeffizient = -0,46, $p = 0,08$), in Experiment 2 wiesen Forellen mit höheren Glochidiendichten größere Glochidien auf (SPEARMAN-Koeffizient = 0,57, $p = **$).

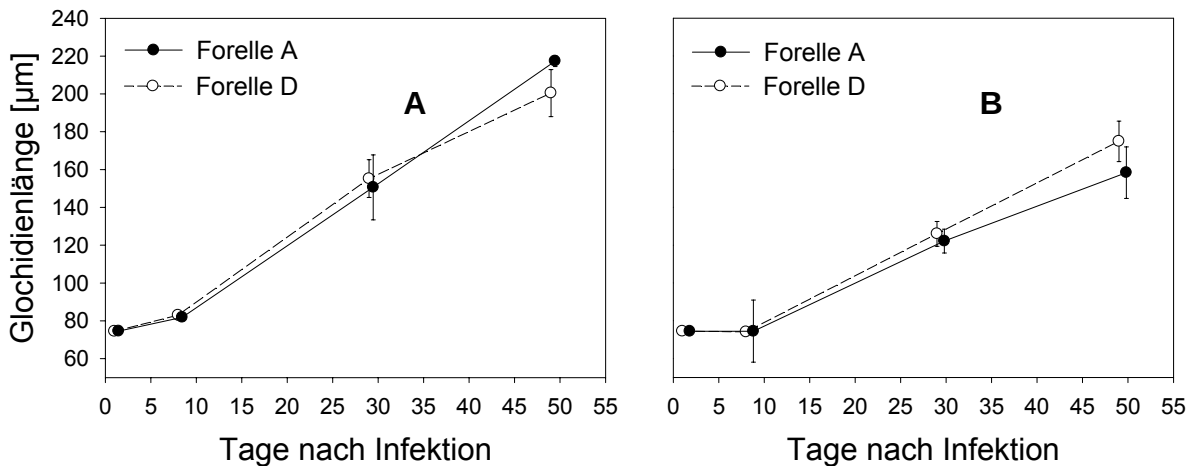


Abb. 31: Glochidienwachstum in den Kiemen der beiden verwendeten Forellenstämme. Die Symbole geben den Mittelwert, Fehlerbalken das 95%-Konfidenzintervall an. A: Experiment 1, B: Experiment 2.

5. Diskussion

5.1. Habitatwahl und Populationsstruktur

5.1.1. Habitatwahl

Die in der Waldaist festgestellten Habitatpräferenzen adulter Flussperlmuscheln stimmen mit den Ergebnissen zahlreicher ähnlicher Untersuchungen überein. So werden im River Kerry (Schottland) Bereiche mit mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von $0,25 - 0,75 \text{ m s}^{-1}$ (Waldaist: $0,2 - 0,6 \text{ m s}^{-1}$) und Tiefen von $0,3 - 0,4 \text{ m}$ (Waldaist: $0,25 - 0,50 \text{ m}$) bevorzugt von *M. margaritifera* besiedelt (HASTIE et al. 2000a). An Substrat wird im Kerry sowohl von juvenilen als auch von adulten Individuen feineres Material zwischen größerem Blockwerk präferiert. Wie in der Waldaist finden sich im River Spey (Schottland) Flussperlmuscheln vor allem in Riffles und Runs, während Pools eher gemieden werden. An Sohlsubstrat (auf Ebene von 1 - 10 m langen Flussabschnitten) wird Makro- und Mesolithal präferiert, während feineres Sediment und vor allem Pelal gemieden wird (HASTIE et al. 2003a). MOOG et al. (1998) geben mittlere Strömungsgeschwindigkeiten von $0,2 - 0,4 \text{ m s}^{-1}$ als optimal an, wobei sie diese Werte anhand von Untersuchungen an sechs Gewässerstrecken im Mühl- und Waldviertel (u. a. Waldaist) ermittelten. Als vorgefundene Sohlsubstrate in unmittelbarer Muschelumgebung werden von denselben Autoren Psammal, Akal und in geringerem Ausmaß Mikrolithal angegeben (MOOG et al. 1993). FOECKLER (1990) gibt für einen nicht näher genannten Bach im Einzugsgebiet der Donau in Deutschland eine Fließgeschwindigkeit von $0,4 \text{ m s}^{-1}$ über Muschelbänken an. Den aus der Waldaist gleichenden Ergebnissen stehen allerdings auch einige deutlich abweichende Angaben über das Mikrohabitat von *M. margaritifera* gegenüber. So findet man in Schweden Flussperlmuscheln kaum in Wassertiefen unter $0,5 \text{ m}$ (bei Mittelwasser), was auf die Gefahr der Austrocknung und auf die Eisdrift zurückgeführt wird. Als regelmäßig besiedelte Maximaltiefe

werden etwa 2 m angegeben, wobei aber in Ausnahmefällen auch Tiefen von 5 – 6 m besiedelt werden (DEGERMAN et al. 2009). SHADIN (1939 zit. in BAER 1995) gibt als (mittlere?) Strömungsgeschwindigkeiten über Muschelbänken auf der Halbinsel Kola (Russland) Werte zwischen 0,05 und 0,26 m s⁻¹ an. BAER (1995) fand im Triebelbach (Deutschland) Flussperlmuscheln nur in Abschnitten mit einer (mittleren?) Strömungsgeschwindigkeit unter 0,25 m s⁻¹. Im Gießenbach (Österreich) sind Flussperlmuscheln ausschließlich in Bereichen zu finden, in denen die Stromsohle großflächig von Akal dominiert wird (eigene Beobachtungen), also einem Habitat, das an der Waldaist eindeutig gemieden wird. FOECKLER (1990) fand Flussperlmuscheln „auf reinen Sandbänken und selten zwischen Steinen.“

Zwar lassen sich die abweichenden Angaben zur Wassertiefe leicht auf die kälteren Winter in Skandinavien und die daraus resultierenden mächtigeren Eisdicken und jene zur Strömungsgeschwindigkeit auf eventuell abweichende Meßmethoden (keine genauen Angaben, in welcher Wassertiefe gemessen wurde) zurückführen, der Vergleich zwischen dem Gießenbach und der Waldaist legt allerdings die Vermutung nahe, dass andere Habitatfaktoren als etwa die Korngröße der Sedimente für das Vorhandensein oder Fehlen von Flussperlmuscheln entscheidend sind. STRAYER (2008) gibt ebenfalls an, dass zwar das Mikrohabitat einer Najadenart in einem bestimmten Gewässer oft eindeutig charakterisiert werden kann, dieselbe Art in einem anderen Gewässer allerdings in einem ganz anderen Mikrohabitat gefunden wird. Aufgrund dieser Tatsache und aufgrund zahlreicher Studien, die überhaupt keinen Zusammenhang zwischen den „klassischen“ Habitatparametern Strömung, Wassertiefe bzw. Sedimentkorngröße und der Muschelabundanz fanden, vermutet der Autor, dass vor allem die Stabilität des Substrats während Hochwässern den entscheidenden Faktor darstellt. Er fand sogar eine signifikante negative Korrelation zwischen der Muscheldichte (verschiedener nordamerikanischer Arten) in einem Quadranten und der Wahrscheinlichkeit, dass ein dort platzierter Versuchskörper während eines sechsjährigen Hochwassers weggespült wird (STRAYER 1999). Zu einem ähnlichen Schluss kommen auch VANNOTE & MINSHALL (1982), die die Habitatwahl von *Margaritifera falcata* GOULD 1840 und *Gonidea angulata* LEA 1839 im Salmon River (USA) untersuchten. Sie fanden Muschelbänke mit älteren Individuen von *M. falcata* nur in Bereichen, in denen die Stromsohle durch Blockwerk (> 1 m) stabilisiert war. Diese Bereiche wiesen auch die höchsten Muscheldichten auf. In anderen Bereichen des Flusses war die Alterszusammensetzung deutlich in Richtung jüngerer Individuen hin verschoben und es fanden sich von Feinsediment überlagerte, abgestorbene Muschelbänke. Die Autoren schließen daraus, dass die Bereiche mit stabiler Flusssohle die besten Habitate darstellen, in denen diese langlebige Art über längere Zeiträume existieren kann, während andere Populationen einem hohen Risiko ausgesetzt sind, im Zuge eines Hochwassers fortgespült oder von Feinsediment

überlagert zu werden. Auch für *M. margaritifera* wird das bevorzugte Auftreten in Bereichen, in denen Blockwerk die Stromsohle stabilisiert, von zahlreichen Autoren beschrieben (z. B.: SKINNER et. al. 2003, HASTIE et al. 2003a, HASTIE et al. 2000a, GEIST & AUERSWALD 2007, MOOG et al. 1993). An der Waldaist ist die Bevorzugung solcher Habitats sehr auffällig. Die Tatsache, dass außerdem zahlreiche Individuen unter Steinen und unterspülten Ufern gefunden wurden, könnte auch auf die Schutzwirkung solcher Strukturen vor Hochwässern zurückzuführen sein. STRAYER (2008) geht davon aus, dass das Auftreten von Muscheln in Gruppen, das an der Waldaist sehr häufig beobachtet wurde, ebenfalls als Strategie gegen Verdriftung zu sehen ist. Durch hohe Muscheldichten dürfte das Substrat an der jeweiligen Stelle stabilisiert werden, weshalb für zahlreiche Arten - trotz eventuell auftretender Konkurrenzeffekte - deutlich aggregierte Verteilungen typisch sind. Allerdings konnte dies experimentell bisher nicht eindeutig bewiesen werden (ZIMMERMAN & DE SZALAY 2007) und die aggregierte Verteilung könnte auch auf Vorteile bei der Reproduktion (höhere Fertilisationsraten der Eier) zurückzuführen sein (WELLMANN 1938). Allerdings ist die Wahrscheinlichkeit, in Gewässern mit mehreren Najadenarten eine Art an einer bestimmten Stelle vorzufinden, höher, wenn eine andere Art vorhanden ist (BARANYI, pers. Mitt.), was wiederum für die „Substratstabilisierungshypothese“ spricht. Die instabilsten Habitats dürften großflächige, von Psammal dominierte Bereiche sein, weshalb diese an der Waldaist nicht besiedelt werden. HRUSKA (1992) stellte fest, dass in solchen Habitats ausgesetzte Muscheln innerhalb eines Jahres um bis zu 800 m stromab verdriftet wurden, während Individuen in gröberem Substrat noch an derselben Stelle zu finden waren. Bereiche mit großen Feinsedimentablagerungen bergen ein weiteres Risiko für Muscheln: VANNOTE & MINSHALL (1982) stellten experimentell fest, dass *M. falcata* abstirbt, wenn sie von zu großen Sandmengen überlagert wird. Letale Auswirkungen zu großer Feinsedimentablagerungen wurden auch bei *M. margaritifera* beobachtet (LEITNER, pers. Mitt.). Betrachtet man den Faktor „Sohlstabilität“, so lässt sich auch der Unterschied in der Habitatwahl zwischen Waldaist und Gießenbach erklären. An der Waldaist dürften vor allem Bereiche zwischen grobem Blockwerk stabile Habitats darstellen, am Gießenbach hingegen handelt es sich beim von *M. margaritifera* besiedelten Abschnitt um einen Mühlbach, in dem Hochwässer nur deutlich abgeschwächt auftreten. Deshalb dürften hier auch großflächig von Akal dominierte Bereiche keinen starken Umlagerungen unterworfen und für eine Besiedelung geeignet sein.

Neben dem Faktor „Stabilität“ ist allerdings noch eine andere Sedimenteigenschaft für Najaden von großer Bedeutung: das Substrat muss das Eingraben der Muschel ermöglichen (STRAYER 2008). In der Waldaist werden als unmittelbare Mikrohabitate kleine, „leicht grabbare“ Korngrößen (Psammal und Akal) deutlich bevorzugt. Auch in Mikrolithal dürften sich größere Individuen noch aktiv eingraben und verankern können. Es wurden zwar auch

Muscheln in Meso- und Makrolithal gefunden, dabei handelte es sich allerdings um Tiere, die kleinste Bereiche mit Psammal bzw. Akal zwischen diesem Substrat besiedelten.

Im Rahmen dieser Untersuchung war an einigen Muschelfundorten keine sohlnahe Strömung messbar, dies ist aber höchstwahrscheinlich auf die Messmethode zurückzuführen. Es handelte sich dabei um Bereiche direkt im Strömungsschatten von Steinen, die geringe Kreisströmungen oder ähnliche komplexe Strömungsmuster aufweisen, welche mit dem Messflügel nur schwer detektierbar sind. Das beobachtete Fehlen von Flussperlmuscheln in Buchten mit großflächigen Schlammablagerungen kann als Hinweis gedeutet werden, dass völlig undurchströmte Bereiche tatsächlich gemieden werden. Eine geringe Mindestströmung ist aus zahlreichen Gründen von Bedeutung. So sorgt die Strömung für den Antransport von Nahrung, sauerstoffreichem Wasser und der Geschlechtsprodukte, für den Abtransport von Stoffwechselendprodukten und für den Transport der Glochidien zu den Wirtsfischen. Eine gewisse Mindestströmungsgeschwindigkeit - zumindest während höherer Wasserstände - ist auch deshalb von Bedeutung, da ansonsten Feinsedimente abgelagert werden. STRAYER (2008) geht davon aus, dass eine zu hohe Strömungsgeschwindigkeit die Nahrungsfiltration behindert. Im untersuchten Abschnitt der Waldaist sind auch die am stärksten strömenden Bereiche von einzelnen Muscheln besiedelt, die maximale, für die Muschel tolerierbare Strömungsgeschwindigkeit, dürfte demnach hier nicht überschritten werden.

Die Tiefeneinnischung der Flussperlmuschel an der Waldaist lässt sich relativ einfach erklären. Muscheln an zu seichten Stellen sind dem Risiko ausgesetzt, dass während einer Niedrigwasserphase ihr Standort nicht mehr überströmt wird, dass er im Winter einfriert oder das Tier während der Eisdrift mechanisch beschädigt wird. Die tiefsten Stellen (Pools) dürften aufgrund der dort auftretenden großen Feinsedimentablagerungen gemieden werden.

Untypisch ist die Tatsache, dass keine eingegrabenen Individuen gefunden werden konnten. Normalerweise leben auch adulte Flussperlmuscheln zeitweise vollständig im Sediment vergraben (BAUER 2001). ZIUGANOV et al. (1994) fanden im Varzuga (Russland) knapp 65 % der Flussperlmuschelpopulation eingegraben. Allerdings weist die dortige Population einen sehr hohen Anteil juveniler Tiere auf und ist deshalb nicht mit jener der Waldaist vergleichbar. HASTIE et al. (2000c) fanden in 22 untersuchten Abschnitten von zwölf schottischen Flüssen zwischen 0 und 77 % (Mittelwert = 36 %) der Population im hyporheischen Interstitial, wobei nur in einem Abschnitt, in dem insgesamt nur acht Muscheln gefunden wurden, keine eingegrabenen Individuen festgestellt werden konnten. In allen anderen Abschnitten waren auch adulte Muscheln in diesem Lebensraum zu finden. Andere Autoren

kommen auf einen Anteil von 20 % (BERGENGREN 2000, 2006 zit. in DEGERMAN et al. 2009) bzw. 34 % (LARSEN et al. 2007 zit. in DEGERMAN et al. 2009) eingegrabener Individuen. Dass in der Waldaist keine eingegrabenen Muscheln gefunden wurden, könnte auf fehlende Konnektivität zwischen fließender Welle und hyporheischem Interstitial aufgrund zu hoher Feinsedimentkonzentrationen hindeuten. Allerdings könnte der Aufenthaltsort adulter Muscheln auch saisonal variieren, wie dies für die nordamerikanische Art *Epioblasma florentina* WILSON & CLARK 1914 festgestellt wurde (ROGERS et al. 2001).

Der Parameter Beschattung wurde zwar nicht quantifiziert, da der Focus der durchgeführten Untersuchung auf der Mikrohabitatwahl lag und für die Feststellung etwaiger Präferenzen eine Untersuchung auf Ebene eines gesamten Flusslaufs notwendig wäre. Auffällig ist jedoch, dass im untersuchten Abschnitt fast alle Bereiche mit größeren Muschelvorkommen beschattet sind. Die Bevorzugung von mit Gehölzen bestandenen Gewässerstrecken wird von zahlreichen Autoren bestätigt (z. B.: MOOG et al. 1993, HASTIE et al. 2003a, GITTINGS et al. 1998). Uferbegleitgehölze verhindern starke Seitenerosion und damit starken Eintrag von Feinsedimenten sowie übermäßige Erwärmung des Gewässers. Noch wichtiger dürfte allerdings die Hemmung des Wachstums filamentöser Algen sein, da diese die Muscheln überwachsen und somit deren Atmung und Nahrungsaufnahme behindern können (SKINNER et al. 2003).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das Mikrohabitat der Flussperlmuschel in zahlreichen Studien recht ähnlich beschrieben wird, woraus geschlossen werden kann, dass sich die von STRAYER (2008) kritisierten „klassischen“ Habitatdeskriptoren Korngröße des Sohlsubstrats und Tiefe/Strömungsgeschwindigkeit bei Niedrigwasser durchaus für die Charakterisierung des Mikrohabitats der Art eignen. Der entscheidende, zugrundeliegende Faktor für das Vorhandensein oder Fehlen von Flussperlmuscheln auf Ebene der Mikrohabitate dürfte allerdings die Stabilität der Sedimente während auftretender Hochwässer sein. Darüber hinaus ist auch eine gewisse Mindestströmung von Bedeutung. An der Waldaist stellen die Bereiche der Prallhänge, in denen größere Blöcke die Sohle stabilisieren, die optimalen Habitate dar. Diese Bereiche sind während der Hochwässer stabil und durch die Prallhangsituation werden sie auch bei Niedrigwasser angeströmt.

5.1.2. Populationsstruktur

Die in der Waldaist festgestellte Maximalgröße (144 mm) liegt für mitteleuropäische Populationen über und das Maximalalter (~85 Jahre) im Durchschnitt. BAUER (1992) stellte für Bayern ein Maximalalter von 110 Jahren und eine Maximalgröße von 140 mm fest, zahlreiche Populationen haben jedoch wesentlich geringere Maximalalter und -größen. In Skandinavien (und vermutlich im gesamten nördlichen Teil ihres Verbreitungsgebietes) wird *M.*

margaritifera dagegen noch wesentlich älter. So wiesen das älteste bisher dort gefundene Individuum ein Alter von 280 Jahren und das größte bekannte Tier eine Länge von 176 mm auf (DEGERMAN et al. 2009).

Auffällig ist das vollständige Fehlen von Individuen mit einer Schalenlänge unter 45 mm bzw. das fast vollständige Fehlen von Tieren unter 55 mm. Grundsätzlich dominieren auch in intakten Populationen mit stattfindender Reproduktion größere Individuen (Abb. 32). Dies liegt zum einen daran, dass die Flussperlmuschel die ersten fünf bis acht Lebensjahre im hyporheischen Interstitial verbringt (GUMPINGER et al. 2002) und auch danach kleinere Individuen eher in diesem Lebensraum zu finden sind als größere (DEGERMAN et al. 2009), weshalb Jungmuscheln in populationsbiologischen Untersuchungen prinzipiell unterrepräsentiert sind. Zum anderen sind die Wachstumsraten in den ersten Jahrzehnten am größten, weswegen größere Individuen meist tatsächlich dominieren (GEILER 1976, HASTIE et al. 2000b). Die Tatsache, dass weder an der Substratoberfläche noch beim Durchsieben des Sediments Individuen unter 45 mm gefunden wurden, lässt allerdings darauf schließen, dass im untersuchten Abschnitt keine juvenilen Muscheln vorhanden sind. In Populationen mit stattfindender Reproduktion findet man in Routineuntersuchungen auch an der Substratoberfläche einzelne Jungmuscheln (DEGERMAN et al. 2009, ALTMÜLLER & DETTMER 2000, ZIUGANOV et al. 1994). Das Fehlen von Jungmuscheln bzw. die fortschreitende Überalterung von Flussperlmuschelbeständen wurde bereits von zahlreichen Autoren beschrieben (z. B. BAUER 1988, MOOG et al. 1993, YOUNG et al. 2001, SACHTELEBEN et al. 2004, JUNG 2006, DEGERMAN et al. 2009, ENGLUND et al. 2008, GUMPINGER et al. 2009, GEIST 2010) und ist für Populationen dieser langlebigen Art in anthropogen beeinträchtigten Fließgewässern typisch. Adulte Muscheln sind nämlich vergleichsweise tolerant gegenüber sich verschlechternden Umweltbedingungen, wohingegen juvenile Tiere nach Vollendung der parasitären Lebensphase viel empfindlicher reagieren (STRECKER et al. 1990, MOOG et al. 1993, BAER 1995).

Neben dem Fehlen von Jungmuscheln ist auffällig, dass sich die Populationsstruktur zwischen 1997 und 2010 praktisch nicht verändert hat (Abb. 19, Abb. 21). Daraus könnte man schließen, dass es sich um eine intakte Population mit funktionierender Reproduktion handelt und die juvenilen Tiere aufgrund ihrer interstitiellen Lebensweise in beiden Untersuchungen nicht gefunden wurden. Die Tatsachen, dass in intakten Populationen normaler-

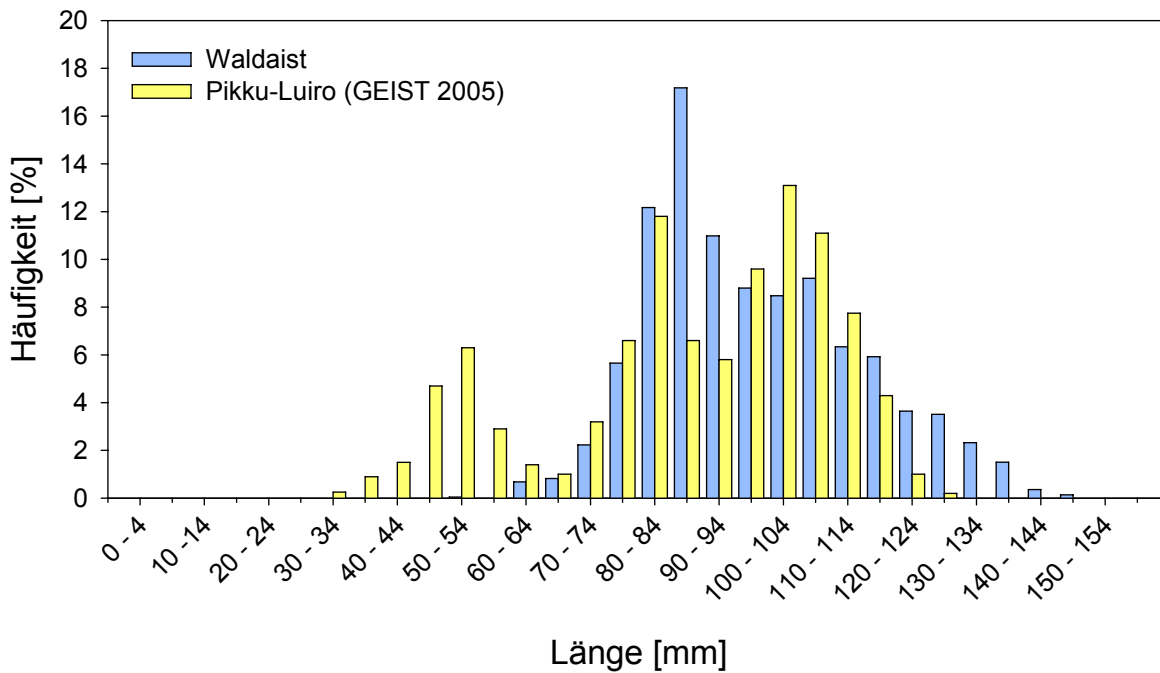


Abb. 32: Populationsstruktur der Flussperlmuschel in der Waldaist (blau) und im Pikku-Luiro (Nord-Finnland, gelb). Der Pikku-Luiro enthält eine der wenigen intakten Flussperlmuschelpopulationen Europas (Daten aus GEIST 2005). Allerdings ist auch hier der Fortpflanzungserfolg nicht immer konstant, wie die Lücke bei den 60 – 70 mm langen Tieren zeigt.

weise an der Substratoberfläche Jungmuscheln gefunden werden, dass auch beim Durchsieben des Sediments keine juvenilen Tiere festgestellt wurden und dass der Bestand der großen Muschelbank in 13 Jahren von 6.000 – 7.000 auf 1.800 Individuen abgenommen hat, sprechen aber eindeutig gegen diese Hypothese. Vielmehr dürften die Tiere das Wachstum eingestellt bzw. extrem verlangsamt haben. Die letzten Wachstumsringe der für die Altersbestimmung untersuchten Leerschalen liegen bei jüngeren Tieren wesentlich enger als die entsprechenden Ringe von alten Tieren, was ebenfalls für ein verringertes Wachstum spricht. OFENBÖCK (1998) kam anhand der Analyse von Zuwachsringen von Schalen aus einem anderen Abschnitt der Waldaist ebenfalls zu dem Schluss, dass sich das Wachstum im Vergleich zu früheren Jahrzehnten verringert hatte. Zahlreiche Umweltfaktoren können Einfluss auf das Wachstum eines Individuums haben. WOOTTON (1998) nennt Nahrung (Qualität und Quantität), Temperatur, Sauerstoff, Salinität und eventuell auch NH_3 -Konzentration und pH als exogene Faktoren, die sich auf das Wachstum von Fischen auswirken, wobei die ersten beiden die wichtigsten darstellen. Für Najaden ist auch die Ca^{2+} -Konzentration von immanenter Bedeutung (STRAYER 2008), zumal deren Schale überwiegend aus Kalk besteht. BAUER (1992) fand eine negative Korrelation zwischen dem Breitengrad und der Wachstumsrate von Flussperlmuscheln und schließt daraus, dass niedrigere Temperaturen und kürzere Vegetationsperioden im Norden des Verbreitungsgebietes für das langsamere Wachstum verantwortlich sind. Innerhalb eines Breitengrades fand BAUER (1992) niedrigere Wachstumsraten in organisch belasteten bzw. eutrophierten Gewässern mit hohen BSB_5 -Werten. Dies ist insofern erstaunlich, da man annehmen wür-

de, dass die Nahrungsverfügbarkeit in diesen Gewässern höher ist. Tab. 8 gibt ausgewählte chemische Parameter der Waldaist sowie für bayrische Flussperlmuschelgewässer formulierte Zielwerte an. Da sich von den oben genannten, auf das Wachstum auswirkenden Parametern, die NH_3 -Konzentration, der BSB_5 , der pH-Wert und die „Salinität“ (~Leitfähigkeit) innerhalb der Zielwerte befinden und die Sauerstoffsättigung während der

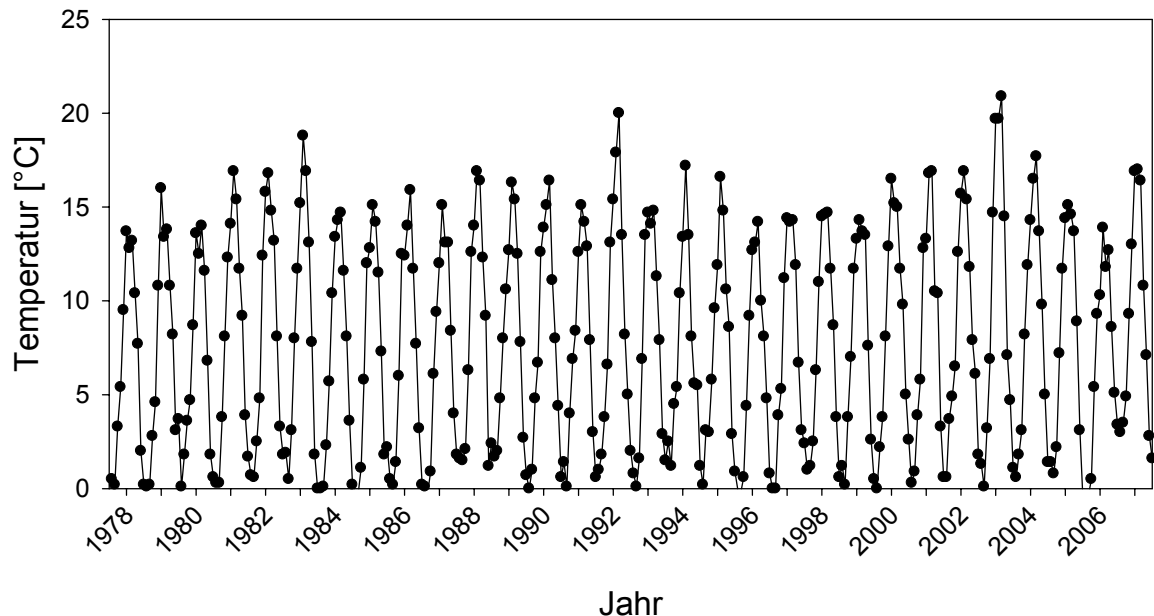


Abb. 33: Verlauf der Monatsmitteltemperatur der Waldaist von 1978 bis 2007. Datenquelle: Hydrographischer Dienst Oberösterreich.

Wasserprobennahmeterminen zwischen 97 und 106 % schwankte, sind diese fünf Faktoren als Ursachen für das verringerte Wachstum eher auszuschließen. Für die Wassertemperatur der Waldaist existieren Aufzeichnungen von 1978 bis 2007. Das Temperaturregime hat sich in diesem Zeitraum nicht signifikant verändert (wie dies etwa durch die Errichtung eines Kraftwerks passieren könnte), so dass auch der Faktor Temperatur ausgeschlossen werden kann (Abb. 33). Somit dürfte das verringerte Wachstum der Muscheln am ehesten auf schlechte Nahrungsversorgung zurückzuführen sein. Da es sich beim Bestand in der Waldaist um einen Restbestand einer ehemals großen Population handelt und weder andere Najadenarten noch die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha* PALLAS 1751) dort vorkommen, kann Nahrungskonkurrenz ebenfalls ausgeschlossen werden. Leider konnte bisher nicht restlos geklärt werden, wovon sich *M. margaritifera* tatsächlich ernährt. Viele Angaben beziehen sich außerdem nur auf juvenile Individuen mit noch nicht ausgebildetem Filtrationsapparat und können nicht unbedingt auf adulte Tiere übertragen werden. WELLMANN (1938) fand Flagellaten, Algen und vor allem FPOM (Detritus) im Darmtrakt von Flussperlmuscheln, wobei allerdings die unter den Algen dominierenden Diatomeen kaum verdaut wurden. GEILER (1976) gibt Plankton und jungen, noch nicht zersetzten organischen Detritus als Nahrung an. HRUSKA (1995) fand in Fütterungsversuchen an juve-

nilen Flussperlmuscheln heraus, dass die meisten Algenarten den Verdauungstrakt unverdaut passieren. Er geht davon aus, dass Detritus die Hauptnahrung (junger) Muscheln darstellt und konnte in Versuchen zeigen, dass FPOM unterschiedlicher Herkunft zu unterschiedlichen Wachstumsraten führt. Der Ca^{2+} -Gehalt der Nahrung dürfte dabei von großer Bedeutung sein. SACHTELEBEN et al. (2004) vermuten, dass die Nahrung von Jungmuscheln eher aus Bakterien besteht. DEGERMAN et al. (2009) geben Bakterien, Pilzsporen, FPOM sowie Phyto- und Zooplankton als potentielle Nahrungsquellen für *M. margaritifera* an. In Luxemburg werden im Rahmen eines Nachzuchtprojekts juvenile Flussperlmuscheln erfolgreich mit einem Gemisch aus Algen und Detritus aufgezogen (SCHEDER, pers. Mit.). Letztendlich dürfen sämtliche in das Größenspektrum fallende, stoffwechselphysiologisch verwertbare Partikel zur Ernährung der Flussperlmuschel beitragen, wobei FPOM und damit assoziierte Mikroorganismen wohl den wichtigsten Anteil stellen. Zur Ernährungsbiologie der Flussperlmuschel ist noch anzumerken, dass die Art durch eine im Vergleich zu Unioniden deutlich niedrigere Stoffwechselrate an sehr geringe Nahrungskonzentrationen ange-

Tab. 8: Ausgewählte Habitatparameter der Waldaist sowie für Flussperlmuschelgewässer empfohlene Zielwerte (aus SACHTELEBEN et al. 2004). Die Wasserchemiedaten wurden dankenswerterweise vom Amt der OÖ Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässermanagement, zur Verfügung gestellt.

Parameter	Zielwert	Waldaist
pH-Wert	6,1 – 8,0	6,3 – 7,8
Leitfähigkeit [μS]	< 150	70 – 150
BSB ₅ [mg L^{-1}]	< 3	0,1 – 2,3
NO ₃ -N [mg L^{-1}]	< 1,7	0,7 – 1,7
NH ₄ -N [mg L^{-1}]	< 0,1	0,009 – 0,034
PO ₄ -P [mg L^{-1}]	< 0,06	0,008 – 0,022
Anteil Feinsediment (<1 mm)	< 25 %	15 %

passt ist (BAUER et al. 1991). HRUSKA (1995, 1998) ist der Meinung, dass die Verschlechterung der Nahrungsqualität für den Rückgang der Flussperlmuschelbestände zumindest mitverantwortlich ist. Ihm zufolge haben die Verringerung der Konnektivität zwischen Gewässern und Umland, die Aufforstung mit Nadelbäumen im Einzugsgebiet sowie Änderungen in der Wiesennutzung direkten Einfluss auf die Qualität des ins Gewässer eingeschwemmten Detritus bzw. dessen Ca^{2+} -Gehalt. Besonders betroffen von der Verschlechterung der Nahrungsqualität sind Jungmuscheln, die, Laborversuchen zu Folge, bei schlechter Nahrungsversorgung innerhalb des ersten Winters absterben. Diese These wurde immer wieder in Frage gestellt (z. B.: SACHTELEBEN et al. 2004) und bisher kaum wissenschaftlich untersucht. Für diese Erklärung spricht die Tatsache, dass HRUSKA (1995) als

erster Erfolge bei der halbnatürlichen Nachzucht der Perlmuschel verbuchen konnte. SCHRECKENBACH (1995), der die Histologie der Darmanhangsdrüse sowie das Trockengewicht und den Energiegehalt des Weichkörpers in fünf unterschiedlichen Populationen der Flussperlmuschel untersuchte, fand in jener Population mit der höchsten Mortalitätsrate eindeutige Anzeichen einer Unterernährung. WAHLSTRÖM (2006), die elf schwedische Flüsse mit Reproduktion und sieben Flüsse mit überalterten Beständen bezüglich Sedimentqualität verglich, fand heraus, dass in Gewässern mit Reproduktion der organische Anteil der feinsten Sedimentfraktion ($< 0,063$ mm) höher ist. WAHLSTRÖM (2006) vermutet, dass dies die Nahrung der (Jung)muscheln darstellt und dass in den Flüssen mit funktionierender Reproduktion die Nahrungsversorgung besser ist. Ansonsten sind dem Autor keine Untersuchungen über die Ernährungssituation von Flussperlmuscheln bekannt. OFENBÖCK et al. (2001), die sich auf die Erkenntnisse von HRUSKA (1995, 1998) beziehen, vermuten, dass sich durch massive Fichtenaufforstungen im Einzugsgebiet der Waldaist die Nahrungsqualität verschlechtert hat und dies eine der Ursachen für den in den 90er Jahren begonnenen Rückgang der Bestände in diesem Flusssystem ist. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung können als Unterstützung der HRUSKA-Hypothese (1995) interpretiert werden.

Neben dem dramatischen Bestandseinbruch der Population, dem Fehlen von Jungmuscheln und dem offenbar stark verlangsamten Wachstum weist auch die Altersverteilung der Leerschalen auf verschlechterte Lebensbedingungen in der Waldaist hin. BAUER (1987a, 2001) geht davon aus, dass in intakten Populationen die Mortalitätsrate von Muscheln nach Vollendung der Interstitialphase sehr gering ist und die meisten Tiere das Maximalalter erreichen. Demnach müssten vor allem Leerschalen alter Individuen, die das Ende ihrer Lebensspanne erreicht haben, im Gewässer vorhanden sein, wie dies etwa am Gießenbach der Fall ist (JUNG 2006). In der Waldaist ist hingegen kein Unterschied in der Längensklassenverteilung der lebenden und der abgestorbenen Individuen feststellbar. Das bedeutet, dass die Mortalitätsrate über das gesamte Adultstadium hinweg konstant und somit für jüngere Muscheln unnatürlich hoch ist. Dazu dürften auch die in Kapitel 2.1.8. erwähnten Extremereignisse (Staurationsspülung, Eintrag einer toxischen Substanz) beigetragen haben.

5.1.3. Mögliche andere Ursachen für den Rückgang

Der im gesamten Verbreitungsgebiet stattfindende Rückgang von *M. margaritifera* wurde in den letzten 100 Jahren von unzähligen Autoren diskutiert. Als mögliche Ursachen wurden u. a. Wirtsfischmangel, Nahrungsmangel, ökotoxikologische Ursachen, Prädation durch Bisamratten, Biberdämme, Konkurrenz durch die Dreikantmuschel, Gewässerverschmutzung, Eutrophierung, Gewässerregulierung und -fragmentierung, Gewässerversauerung,

übermäßiger Eintrag von Feinsedimenten, Änderungen in der Hydrologie, Entfernung von Uferbegleitgehölzen, Fichtenaufforstungen, Änderungen im Temperaturregime der Gewässer, Perlräuberei und der Klimawandel genannt (BAUER 1988, GUMPINGER et al. 2002, DEGERMAN et al. 2009, SACHTELEBEN et al. 2004, RUDZITE 2005, HASTIE et al. 2003b). Die Verschmutzung und Eutrophierung der Gewässer, die in Mitteleuropa in den 70er und 80er Jahren ihren Höhepunkt erreichte, wurde zu jener Zeit als Hauptursache für den Rückgang der Flussperlmuschelbestände angesehen (BAUER 1988, HRUSKA & BAUER 1995). Die Wasserqualität hat direkte Auswirkungen auf die Mortalitätsrate von Flussperlmuscheln, wobei vor allem hohe Nitratwerte zu deren Absterben führen (BAUER 1988). Da die wesentlichen, die Wasserqualität betreffenden, Parameter in der Waldaist innerhalb der für Flussperlmuschelgewässer formulierten Grenzwerte liegen (Tab. 8) bzw. grundsätzlich als sehr gut zu bezeichnen sind, dürften diese nicht für den Rückgang der Muschelpopulation in der Waldaist verantwortlich sein. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass es periodisch zu Überschreitung der angegebenen Werte, z. B. durch Einschwemmung von Gülle aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, kommt.

Zwar liegt auch der Feinsedimentgehalt der Gewässersohle unter dem formulierten Grenzwert, allerdings ist fraglich, ob die angewandte Methodik für die Beurteilung der Substratqualität adäquat ist bzw. ob der Grenzwert von 25 % Feinsediment < 1 mm tatsächlich biologische Relevanz hat. So fand WAHLSTRÖM (2006) sowohl in Flüssen mit als auch ohne Reproduktion Feinsedimentanteile (< 1 mm) über 25 %, während vor allem der Anteil an (anorganischem) Sediment < 0,063 in Gewässern mit Reproduktion signifikant geringer war. GEIST & AUERSWALD (2007) fanden zwar einen signifikanten Unterschied in der Feinsedimentkonzentration (< 1 mm) von Gewässern mit und ohne Reproduktion, es wiesen aber auch Flüsse mit Reproduktion bis zu 38 % Feinsediment auf (Flüsse ohne Reproduktion bis zu 96 %). Die Autoren exkludierten allerdings für ihre Berechnungen die Fraktion > 20 mm. Für die untersuchte Strecke der Waldaist ergibt sich mit dieser Berechnungsmethode ein Feinsedimentgehalt von 23 %. Die oben genannten Autoren fanden außerdem heraus, dass das Redoxpotential in 5 und in 10 cm Sedimenttiefe einen guten Indikator für die Substratqualität und somit die Konvektivität zwischen fließender Welle und hyporheischem Interstitial darstellt. Für eine endgültige Beurteilung der untersuchten Strecke bezüglich Sedimentqualität wären auf jeden Fall zusätzliche Untersuchungen, die auch die Messung des Redoxpotentials einschließen, notwendig. OFENBÖCK et al. (2001), die sich auf die Berechnungen von KILLINGSEDER (1998) beziehen, geben jedenfalls an, dass sich der Feinsedimenteintrag in die Waldaist in den letzten Jahrzehnten dramatisch erhöht hat. Nach Meinung dieser Autoren sind Meliorationsmaßnahmen und Fichtenaufforstungen im Einzugsgebiet dafür verantwortlich.

Neben den Parametern Nahrung, Wasser- und Sedimentqualität kommt vor allem der Verfügbarkeit von Wirtsfischen für die Flussperlmuschel eine große Bedeutung zu. Die anderen oben genannten Faktoren sind nach Einschätzung des Autors entweder für die Waldaist nicht relevant (z. B.: Bisamratten) oder es stehen keine Daten zur Verfügung (toxische Substanzen). In der Literatur findet man unterschiedliche Angaben zur Mindestdichte geeigneter Wirtsfische. ZIUGANOV et al. (1994) kommen anhand von theoretischen Überlegungen auf eine minimale Dichte von $0,050 \text{ Ind. m}^{-2}$. Betrachtet man nur 0+ Bachforellen ($< 11 \text{ cm}$) als geeignete Wirtsfische, so ergibt sich für die der Untersuchungsstrecke am nächsten gelegenen Befischungsstelle für den Zeitraum 2006 - 2009 eine mittlere Dichte von $0,075 \text{ Ind. m}^{-2}$ (PILGERSTORFER 2006, 2007, 2009). SACHTELEBEN et al. (2004) geben eine Mindestdichte von $0,200 - 0,300 \text{ Ind. m}^{-2}$ an, wobei sie Forellen der Altersklasse 0+ und 1+ als geeignete Wirtsfische ansehen. Dieser Wert wird an der Waldaist unterschritten ($0,121 \text{ Ind. m}^{-2}$). Neuere Untersuchungen zeigen allerdings, dass Flussperlmuschelpopulationen mit guter Reproduktion nicht unbedingt an hohe Wirtsfischdichten gebunden sind. So fanden GEIST et al. (2006), die Gewässer in ganz Europa miteinander verglichen, intakte Flussperlmuschelpopulationen gerade in Gewässern mit geringer Bachforellendichte. Dabei handelt es sich um ultraoligotrophe Gewässer in Finnland, die aufgrund der geringen Nahrungsverfügbarkeit nur kleine, fragmentierte Forellenpopulationen beherbergen. Die Autoren stellten in Gewässern mit intakten Perlmuschelpopulationen Bachforellendichten (alle Altersklassen) zwischen $0,008$ und $0,118 \text{ Ind. m}^{-2}$ fest. In der Waldaist findet man $0,149 \text{ Ind. m}^{-2}$. Die Dichte der 0+ Bachforellen betrug in Gewässern mit intakten Muschelpopulationen zwischen 0 (!) und $0,078 \text{ Ind. m}^{-2}$. Demnach wäre die Wirtsfischdichte der Waldaist für den Erhalt der Flussperlmuschelpopulation ausreichend, außerdem wurden zwischen 2004 und 2009 zusätzlich mit Glochidien infizierte Bachforellen besetzt. Da der Besatz überwiegend aus autochthonen Forellen besteht, kann auch die fehlende Eignung der vorhandenen Wirtsfische ausgeschlossen werden.

Als kritisches Stadium kann demnach auch in der Waldaist das frühe postparasitäre Stadium angesehen werden. Der Hauptgrund für den ausbleibenden Fortpflanzungserfolg könnte die schlechte Nahrungsversorgung aufgrund von Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet sein, allerdings kann auch schlechte Sedimentqualität nicht als Ursache ausgeschlossen werden. Die Lebensbedingungen in der Waldaist haben sich jedenfalls bereits so weit verschlechtert, dass auch die Adultmuscheln eine verringerte Wachstumsrate und eine erhöhte Mortalität aufweisen.

5.1.4. Morphologie der Schalen

Die ausgebildete Schalenform der Flussperlmuschel wird u. a. von den hydraulischen Bedingungen des Mikrohabitats beeinflusst. So stellte ALTNÖDER (1926 zit. in BAER 1995) in Abschnitten mit größerem Gefälle und somit stärkerer Strömung im Verhältnis zur Länge geringere Schalenhöhen und geringere Muscheldicken fest. Dabei handelte es sich um die typisch nierenförmigen Tiere, während jene Tiere in langsamerer Strömung dem gerundeten Typ zuzuordnen sind. Diese Ergebnisse wurden von anderen Autoren bestätigt (EAGER 1984, BAER 1995). Die funktionsmorphologische Erklärung hinter der Ausbildung dieser beiden Schalentypen ist die, dass nierenförmige Tiere ein höheres spezifisches Gewicht aufweisen, weil der dickste Schalenteil (Schlossplatte) verstärkt ausgebildet und der dünnste Schalenteil (Ventralrand) eingespart wird; außerdem verbreitert sich der Fußspalt. Dadurch verstärkt sich die Sondierungs- bzw. Stichkraft des Fußes in den Bodengrund. Der gerundete Schalentyp hingegen weist ein geringeres spezifisches Gewicht (Anpassung an weichen Bodengrund), ein größeres Öffnungsmoment des Ligaments und Vorteile bei der Fortbewegung an der Substratoberfläche auf (BAER 1995). Die Ergebnisse aus der Waldaist folgen in Bezug auf das Verhältnis Höhe/Länge den Ergebnissen der oben genannten Autoren, die Unterschiede sind allerdings sehr gering und statistisch nicht signifikant. Seltsamerweise findet man an der Waldaist Muscheln mit größerem Dicke/Länge-Verhältnis in stärkerer Strömung, was den Resultaten von ALTNÖDER (1926) widerspricht. Allerdings ist auch in diesem Fall der Unterschied nicht signifikant. Die Tatsache, dass trotz deutlicher Variabilität der Schalenformen im Vergleich der Muscheln unterschiedlicher Fundorte kein signifikanter Unterschied gefunden werden konnte, dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Tiere nicht unbedingt ihr gesamtes Leben am Fundort verbracht haben müssen. So kann eine Muschel, die in starker Strömung aufgewachsen ist, durch ein Hochwasser in einen Bereich mit geringerer Strömung gelangt sein und umgekehrt.

5.2. Wirtsspezifität

5.2.1. Ausgangsinfektionsrate und Verteilung der Glochidien

Sowohl Freilanduntersuchungen als auch experimentelle Studien zeigen, dass die Glochidien von *Margaritifera*-Arten nicht zwischen geeigneten und ungeeigneten Wirtsarten unterscheiden können und sich an die Kiemen jeglicher Fisch- und sogar Amphibienarten festsetzen (YOUNG & WILLIAMS 1984a, ZIUGANOV et al. 1994, HAUNSCHMID & KOZAK 1998, JANSEN et al. 2001, eigene Untersuchungen). Insofern ist erstaunlich, dass in den Kiemen der Bachsaiblinge bereits 24 h nach Infektion nur noch sehr wenige und teilweise keine Glochidien mehr zu finden waren. Sofort nach erfolgter Infektion wurde sowohl ein Bachsaibling als auch eine Forelle untersucht, um festzustellen, ob die Infektion erfolgreich verlaufen war. Zwar wurde die Glochidienabundanz nicht quantifiziert, es war aber kein

offensichtlicher Unterschied in der Infektionsrate feststellbar. Demzufolge muss es bei den Saiblingen innerhalb der ersten 24 h zu einem Abstoßen eines Großteils der Glochidien gekommen sein. Auch die beiden Forellenstämme in Experiment 2 wiesen zu diesem Zeitpunkt stark unterschiedliche Glochidiendichten auf, allerdings ist dieser Unterschied (nach durchgeführter BONFERRONI-Korrektur) knapp nicht signifikant. Dass nach acht Tagen an Stamm D ebenfalls weniger Glochidien nachgewiesen wurden, deutet allerdings darauf hin, dass die beiden Forellenstämme tatsächlich unterschiedliche Glochidienzahlen aufwiesen. Aufgrund der sich bereits deutlich unterscheidenden Glochidiendichten kann die Infektionsrate nach 24 h nicht wirklich als „Ausgangsinfektionsrate“ bezeichnet werden.

Die Abhängigkeit der Infektionsrate von der Größe des Wirtsfisches wurde auch in sämtlichen ähnlichen Untersuchungen beobachtet (BAUER & VOGEL 1987, BAUER 1987b, HASTIE & YOUNG 2001, TÄUBERT et al. 2010). BAUER (1987a) geht davon aus, dass die größere, durch die Kiemen strömende Wassermenge pro Zeiteinheit und die größere Kiemenoberfläche größerer Individuen dafür verantwortlich sind.

Die Verteilung der Glochidien auf die einzelnen Kiemenbögen des Wirtsfisches wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich angegeben. Außerdem unterscheiden sich die in der Literatur beschriebenen und das in der vorliegenden Untersuchung festgestellte Muster. So stellten BLAZEK & GELNER (2006), die die Verteilung von Glochidien zweier *Unio*-Arten untersuchten, höhere Infektionsraten auf den mittleren beiden Kiemenbögenpaaren (zwei und drei) fest. YOUNG & WILLIAMS (1984b), die Salmoniden experimentell mit *M. margaritifera*-Glochidien infizierten, fanden höhere Glochidienzahlen auf den beiden äußeren Kiemenbögenpaaren (eins und vier). Dies ist insofern erstaunlich, als das vierte Kiemenbogenpaar weniger Kiemenfilamente als die anderen drei aufweist. Nach Ansicht des Autors dürfte dies der Grund für die in der vorliegenden Untersuchung vorgefundene geringere Infektionsrate auf diesem Kiemenbogenpaar sein.

5.2.2. Eignung unterschiedlicher Wirtsfische

Die unterschiedliche Eignung verschiedener Wirtsfische für einzelne Najadenarten dürfte hauptsächlich auf die Immunantwort ungeeigneter Fischarten zurückzuführen sein (JANSEN et al. 2001). Nach BAUER & VOGEL (1987) reagieren infizierte Bachforellen mit zwei unterschiedlichen Immunantworten auf Infektion mit Flussperlmuschelglochidien. Innerhalb der ersten sieben Tage tritt eine unspezifische Gewebereaktion auf, die bereits zum Absterben eines Teils der Glochidien führt. Innerhalb von 49 Tagen erfolgt eine spezifische, antikörperbasierte Immunantwort. Diese tritt bei wiederholt infizierten Fischen früher und heftiger in Erscheinung. Die unspezifische Gewebereaktion wurde von FUSTISH &

MILLEMANN (1978) als Hyperplasie beschrieben. ROGERS-LOWERY & DIMOCK (2006) stellten fest, dass es bei der Enzystierung, die bei Flussperlmuschelglochidien (auf Atlantischen Lachsen) etwa 9 bis 12 h in Anspruch nimmt (NEZLIN et al. 1994), auf ungeeigneten Wirtsfischen zu Unregelmäßigkeiten kommt, d. h. die Enzystierung verläuft langsamer und der Anteil nicht enzystierter Glochidien ist höher. Dies wurde auch von MAYERS et al. (1980), die Silberlachse (*Oncorhynchus kisutch* WALBAUM 1792) mit Glochidien von *M. falcata* infizierten, beobachtet. In den vorliegenden Experimenten wiesen die Bachsaiblinge nach 24 h nur noch sehr wenige und nach acht Tagen keine Glochidien mehr auf. Demnach dürfte bereits die Enzystierung auf diesen Fischen kaum funktionieren, festgesetzte Glochidien werden außerdem rasch abgestoßen, vermutlich durch die unspezifische Immunantwort. Dies ist insofern überraschend, als *S. fontinalis* in seinem natürlichen, nordamerikanischen Verbreitungsgebiet ein geeigneter Wirt für dortige Populationen von *M. margaritifera* ist (SMITH 1976). BAUER (1987c), der Bachsaiblinge experimentell mit Glochidien einer süddeutschen Population der Flussperlmuschel infizierte, stellte 36 Tage nach Infektion zwar hohe Mortalitätsraten, aber auch lebende Glochidien fest. Er bezeichnet *S. fontinalis* deshalb als wenig geeigneten, aber nicht vollständig resistenten Wirtsfisch. Die fehlende Eignung der in den Experimenten verwendeten Bachsaiblinge für die Flussperlmuscheln der Waldaist könnte zum einen auf ein engeres Wirtsspektrum dieser *Margaritifera*-Population zurückzuführen sein. Andererseits könnte der in diesen Versuchen verwendete Bachsaiblingsstamm - aus welchem Grund auch immer - eine höhere Resistenz gegenüber Flussperlmuschelglochidien aufweisen. Da die Mechanismen, die dazu führen, dass Glochidien auf geeigneten Wirtsfischen die Immunantworten des Fisches überleben bzw. warum diese Fische mit einer geringeren Immunantwort reagieren als andere, nicht bekannt sind, bleibt eine Erklärung dafür allerdings spekulativ.

Betrachtet man die Überlebensraten der Glochidien auf den beiden Forellenstämmen, so ist Stamm D besser als Wirt geeignet. Vor allem in Experiment 1 ist die Überlebensrate auf diesem Stamm wesentlich höher. Seltsamerweise wurden hier acht Tage nach Infektion geringere Glochidiendichten als 29 Tage nach Infektion nachgewiesen. Dieser Unterschied ist nicht signifikant (Überlappung der 95%-Konfidenzintervalle), außerdem wiesen die Glochidien der ersten beiden Stichproben (24 h und acht Tage nach Infektion) eine so geringe Größe auf, dass hier - vor allem bei den eingefrorenen Proben, bei denen die dunkle Färbung der Glochidien verloren ging - leicht die tatsächliche Anzahl unterschätzt werden konnte, während dies 29 und 49 Tage nach Infektion auszuschließen ist. Warum sich die Infektionsrate nach 24 h in Experiment 2 zwischen den Forellenstämmen unterschied, während sie in Experiment 1 identisch war, kann nur schwer erklärt werden. Eine schlechtere Enzystierung auf Stamm D unter den Bedingungen von Experiment 2 (niedrigere Tempera-

tur, niedrigere Infektionsrate) kann zwar nicht ausgeschlossen werden, ist nach Meinung des Autors aber sehr unwahrscheinlich. Auch unterschiedliche Ausgangsinfektionsraten der beiden Forellenstämme, die etwa durch unterschiedliche Atemfrequenzen während des Aufenthalts in der Glochidienlösung hervorgerufen werden könnten, sind nur schwer vorstellbar, da die Fische gemeinsam infiziert wurden und die Bedingungen während der Infektion für die Fische beider Experimente nicht voneinander abwichen. Jedenfalls konnte eindeutig gezeigt werden, dass ab 24 h nach Infektion die Überlebensrate der Glochidien auf Stamm D höher ist als auf Stamm A. Darüber hinaus ist auch die Wachstumsrate der Glochidien in Experiment 2 auf diesem Stamm größer (in Experiment 1 konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden), was, wie die wesentlich höhere Prävalenz in Experiment 1, ebenfalls die bessere Eignung dieses Wirtsfischstammes belegt. Als Erklärung hierfür kommen mehrere Möglichkeiten in Frage. So könnte die Flussperlmuschelpopulation so weit spezialisiert sein, dass die Entwicklung nur auf bestimmten Stämmen der Bachforelle optimal abläuft. Um diese Zusammenhänge interpretieren zu können, wäre ein Verständnis für die Ursachen, die dazu führen, dass die Glochidien die Immunantwort des Fisches überleben bzw. unterdrücken, essentiell. Andererseits könnte auch der allgemeine Immunstatus des Stammes D schlechter gewesen sein als jener des Stammes A. Der niedrigere Konditionsfaktor deutet jedenfalls auf eine schlechtere Konstitution dieses Stammes hin. JANSEN et al. (2001) geben an, dass sich der Gesundheits- bzw. Ernährungszustand des Wirtsfisches auf die Überlebensrate der Glochidien auswirken kann. Weiters ist denkbar, dass Stamm A aus einem Gebiet mit Vorkommen von *M. margaritifera* kommt und Stamm D nicht, weshalb das Immunsystem des ersteren besser auf diesen Parasiten reagieren kann. Dass trotz der Tatsache, dass es sich bei beiden Forellen um domestizierte, atlantische Stämme handelt, Unterschiede auftreten, ist jedenfalls bemerkenswert. Leider muss derzeit offen bleiben, wie die Glochidienentwicklung auf autochthonen Bachforellen aus der Waldaist verläuft. In diesem Zusammenhang sei auch erwähnt, dass die Waldaist – wie fast alle ober- und niederösterreichischen Fließgewässer – eine natürliche Mischpopulation aus atlantik- und danubischstämmigen Forellen aufweist (GUMPINGER, pers. Mitt.). Der atlantische Stamm dürfte während einer der letzten Eiszeiten über das Elbe- oder Rheinsystem in das obere Donaueinzugsgebiet eingewandert sein, während in anderen Regionen Österreichs (Steiermark, Kärnten) das Vorkommen dieses Stammes ausschließlich auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen ist (WEISS et al. 2010).

Dass insgesamt recht hohe Mortalitätsraten der Glochidien auf beiden Forellenstämmen auftraten (36 – 86 % in 49 Tagen) ist nicht ungewöhnlich und deutet keineswegs auf generelle schlechte Eignung beider Forellenstämme hin. So stellten YOUNG & WILLIAMS (1984a) auf Bachforellen in schottischen Flüssen Mortalitätsraten von 95 % während der gesamten parasitären Phase fest, HASTIE & YOUNG (2001) in Laborversuchen 90 – 95 %

auf 0+ Lachsen (*S. salar*). BAUER (1987c) gibt Mortalitätsraten von 24 - 78 % in 43 Tagen auf 0+ Bachforellen an. Überraschend ist jedoch, dass die Mortalitätsrate in Experiment 2 höher war als in Experiment 1. Niedrigere Temperaturen (wie in Experiment 2) sollten nach den Ergebnissen von ROBERTS & BERNHART (1999) eigentlich zu höheren Überlebensraten führen, da das Immunsystem des Wirtsfisches unter diesen Bedingungen weniger effektiv arbeitet. Eventuell könnten die unterschiedlichen Mortalitätsraten auf die unterschiedlichen Infektionsraten zurückzuführen sein. Allerdings stellte BAUER (1987c) auf 0+ Forellen höhere Überlebensraten bei geringer Ausgangsinfektion fest.

5.2.3. Glochidienwachstum

Die Entwicklung während der parasitären Phase wird in hohem Maße von der Wassertemperatur gesteuert (HRUSKA 1992). Die unterschiedlichen Wachstumsraten zwischen den beiden Experimenten sind demnach auf die unterschiedlichen Temperaturen zurückzuführen. Ein positiver Zusammenhang zwischen der Glochidiendichte und der Glochidiengröße 49 Tage nach Infektion – wie in Experiment 2 – konnte auch von BAUER & VOGEL (1987) nachgewiesen werden. Sie führen dieses Ergebnis darauf zurück, dass auf gut geeigneten Wirtsfischen nicht nur die Glochidienmortalität geringer, sondern auch die Zuwachsrate größer ist, während auf schlechter geeigneten Wirtsfischen das Gegenteil der Fall ist.

5.2.4 Auswirkungen der Glochidieninfektion auf den Wirtsfisch

Zwar waren die Auswirkungen der Glochidieninfektion auf den Wirtsfisch nicht Thema dieser Arbeit und die Versuchsanordnungen deshalb auch nicht auf die Beantwortung dieser Fragestellung ausgerichtet, da allerdings der Konditionsfaktor der Fische 49 Tage nach Infektion als Maß für den Gesundheitszustand angesehen werden kann, soll hier trotzdem kurz darauf eingegangen werden. Die Tatsache, dass nur im Fall der Forellen D in Experiment 1 ein signifikanter Zusammenhang zwischen Glochidiendichte und Konditionsfaktor festgestellt werden konnte, deutet darauf hin, dass der Einfluss der Glochidien auf den Wirtsfisch bei den in den Experimenten auftretenden Infektionsraten gering ist. In der Literatur findet man recht widersprüchliche Angaben über die Auswirkungen auf den Wirtsfisch (z. B.: WELLMANN 1943, MEYERS & MILLEMANN 1977, KARNA & MILLEMANN 1978, JUNGBLUTH & UTERMARK 1981, CUNJAK & McGLADDERY 1991, TREASURER et al. 2006), wobei Fischereibiologen oft deutliche Beeinträchtigungen feststellen, während um den Schutz der Muschelbestände bemühte Autoren meist das Gegenteil angeben. ZIUGANOV (2005) stellte sogar eine – im Vergleich zur Kontrollgruppe – wesentlich geringere Mortalität bei infizierten adulten Lachsen (*S. salar*) fest. Andererseits kann in Laborversuchen eine so hohe Infektionsrate herbeigeführt werden, dass diese unmittelbar zum Tod des (juvenilen) Wirtsfisches führt (MEYERS & MILLEMANN 1977, JUNGBLUTH & UTERMARK 1981). Ob diese in der Natur ebenfalls auftreten können, ist fraglich.

6. Literaturverzeichnis

ALTMÜLLER, R. (2002): Feinsedimente in Fließgewässern – Unterschätzte Schadstoffe aus menschlicher Nutzung, NNA-Berichte 15: 93-96.

ALTMÜLLER, R. & DETTMER, R. (2000): Erste Erfolge beim Arten- und Biotopschutz für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Niedersachsen, Natur und Landschaft 9/10: 384-388.

ALTNÖDER, K. (1926): Beobachtungen über die Biologie von *Margaritifera margaritifera*, Archiv für Hydrobiologie 17: 423-491.

ANDERWALD, P., BACHURA, B., BLATTERER, H., BRAUN, R., GRASSER, H-P., MAIR, W., NENING, B., SCHAY, G., TAUBER, K. & TRAUTENBERG, E. (1996): Waldaist, Fel-daist und Aist – Untersuchungen zur Gewässergüte – Stand 1992 - 1995, Amt der OÖ Landesregierung (Hrsg.): Gewässerschutz Bericht 14, Linz.

BACHURA, B., BLATTERER, H. MÜLLER, G. & SCHAY, G. (2002): Wasserbeschaffenheit, biologische Gewässergüte und Trophie der Oberösterreichischen Fließgewässer – Aktueller Stand und Entwicklungen 1992 –2001, Amt der OÖ Landesregierung (Hrsg.): Gewässer-schutz Bericht 26, Linz.

BAER, O. (1995): Die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.) - Ökologie, umwelt-bedingte Reaktionen und Schutzproblematik einer vom Aussterben bedrohten Tierart, Die neue Brehm-Bücherei Bd. 619, Spektrum Akademischer Verlag, Magdeburg.

BAUER, G. (1987a): Reproductive strategy of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*, Journal of Animal Ecology 56: 691-704.

BAUER G (1987b): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) II - Susceptibility of brown trout, Archiv für Hydrobiologie, Supplement 76: 403-412.

BAUER G (1987c): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) III - Host relationships, Archiv für Hydrobiologie, Supplement 76: 413-423.

BAUER, G. (1988): Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe, Biological Conservation 45: 239-253.

BAUER, G. (1994): The adaptive value of offspring size among freshwater mussels (Bivalvia: Unionoida), *Journal of Animal Ecology* 63: 933-944.

BAUER, G. (1992): Variation in the life span and size of the freshwater pearl mussel, *Journal of Animal Ecology* 61: 425-436.

BAUER, G. (2001): Factors affecting naiad occurrence and abundance, in: BAUER, G. & WÄCHTLER, K. (Eds.): *Ecological Studies 145 - Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida*, Springer, Berlin-Heidelberg.

BAUER, G. & VOGEL, C. (1987): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) I - Host response to glochidiosis, *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 76: 393-402.

BAUER, G., HOCHWALD, S. & SILKENAT, W. (1991): Spatial distribution of freshwater mussels: the role of host fish and metabolic rate, *Freshwater Biology* 26: 377-386.

BENEDETTTER-HERRAMHOF, A. (2009): *Natur Oberösterreich – Landschaft – Pflanzen - Tiere*, Land OÖ/ OÖ Landesmuseen (Hrsg.), Linz.

BERG, K., GUMPINGER, C. & SILIGATO, S. (2009): Wehrkataster der Aist und ihrer Zuflüsse, Amt der OÖ Landesregierung (Hrsg.): *Gewässerschutz Bericht 41*, Linz.

BERGENGREN, J. (2000): Metodstudie flodpärlmussla 1999 – 2000, En rapport från regional miljöövervakning i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 12.

BERGENGREN, J. (2006): Mussellarver på öring och nedgrävda småmusslor, Ur: ARVIDSSON, B. & SÖDERBERG, H.: *Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för rädda arten?* En workshop på Karlstads Universitet, *Karlstad University Studies* 15: 27-38.

BERNATCHEZ, L. (2001): The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation, *Evolution* 55: 351-379.

BLAZEK, R. & GELNAR, M. (2006): Temporal and spatial distribution of glochidial larval stages of european unionid mussels (Mollusca: Unionidae) on host fishes, *Folia Parasitologica* 53: 98-106.

BRAUKMANN, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie, Ergebnisse der Limnology, Bd. 26, Stuttgart.

CSAR & GUMPINGER (2009): Die Migration der Fischfauna im Unterlauf der Aist, Bericht i. A. des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässerverschutz/Gewässerschutz, online: <http://www.blattfisch.at/161.0.html>.

CUNJAK, R. & McGLADDERY, S. (1991): The parasite-host relationship of glochidia (Mollusca: Margaritiferidae) on the gills of young-of-the-year atlantic salmon (*Salmo salar*), Canadian Journal of Zoology 69: 353-358.

DEGERMAN, E., ALEXANDERSON, S., BERGENGREN, J., HENRIKSON, L., JOHANSSON, B-E., LARSEN, B. & SÖDERBERG, H. (2009): Restoration of freshwater pearl mussel streams, WWF Sweden, Solna.

DUNZENDORFER, W. (1988): Die Wälder des Mühlviertels, in: Das Mühlviertel – Natur – Kultur – Leben, Amt der OÖ Landesregierung (Hrsg.), Linz.

ELLENBERG, H., LEUSCHNER, C. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, UTB, Stuttgart.

EAGER, R. (1984): Variation in shape of shell with respect to ecological station, Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 63: 130-148.

ENGLUND, D., BRUNBERG, A. & JACKS, G. (2008): A case study of a freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) population in central Sweden, Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography 90: 251-258.

FINK, M., MOOG, O. & WIMMER, R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs, Umweltbundesamt (Hrsg.): Monographien Bd. 128, Wien.

FOECKLER, F. (1990): Vorschlag zur Unterschutzstellung und Sanierung eines Baches bei Straubing mit rezentem Vorkommen der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L. 1758), Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 97: 15-24.

FUCHS, K., HACKER, W. & STRAUCH, M. (2007): Natur und Landschaft – Leitbilder für Oberösterreich, Band 16: Raumeinheit Aist-Naarn-Kuppenland, online: http://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/naturschutz_db/Nala/Aist-Naarn-Kuppenland.pdf.

FUSTISH & MILLEMANN (1978): Glochidiosis of salmonid fishes II - Comparison of tissue response of coho and chinook salmon to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae), Journal of Parasitology 64: 155-157.

GEILER, H. (1976): Biometrische Bearbeitung der Schalen einer Teilpopulation der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) aus dem oberen Vogtland (Sachsen) im Vergleich zu Angaben anderer Autoren über europäische, insbesondere nordeuropäische Herkünfte, Malakologische Abhandlungen – Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 5: 75-89.

GEIST, J. (2005): Conservation genetics and ecology of European freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.), Dissertation an der Technischen Universität München.

GEIST, J. (2010): Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): A synthesis of conservation genetics and ecology, Hydrobiologia 644: 69-88.

GEIST, J., PORKKA, M. & KUEHN, R. (2006): The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams, Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16: 251-266.

GEIST, J. & AUERSWALD, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*), Freshwater Biology 52: 2299-2316.

GEYERHOFER, M. (1999): Vegetationskundliche Untersuchungen des Grünlandes im Waldaisttal, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

GITTINGS, T., O'KEEFE, D., GALLGHER, F., FINN, J. & O'MAHONY, T. (1998): Longitudinal variation in abundance of a freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* population in relation to riverine habitats, Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 98B (3): 171-178.

GRÜNSTEIDL, M. (1986): Wasserkraftnutzung im Einzugsgebiet der Aist, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

GUMPINGER, C., HEINISCH, W., MOSER, J., OFENBÖCK, T. & STUNDNER, C. (2002): Die Flussperlmuschel in Österreich, Umweltbundesamt Austria Monographien 159, Wien.

GUMPINGER, C., SCHEDER, C. & CSAR, D. (2009): Zukunftsvision Flussperlmuschel: Konzeption des Gesamtprojektes, Bericht i. A. des Amtes der OÖ Landesregierung, verschiedene Abteilungen, unveröffentlicht.

HASTIE, L., BOON, P. & YOUNG, M. (2000a): Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.), *Hydrobiologia* 429: 59-71.

HASTIE, L., COOKSLEY, S., SCOUGALL, F., YOUNG, M., BOON, P. & GAYWOOD, M. (2003a): Characterization of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) riverine habitat using river habitat survey data, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 213-224.

HASTIE, L., COSGROVE, P., ELLIS, N. & GAYWOOD, M. (2003b): The threat of climate change to freshwater pearl mussel populations, *Ambio* 32 (1): 40-46.

HASTIE, L. & YOUNG, M. (2001): Freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) glochidiosis in wild and farmed salmonid stocks in Scotland, *Hydrobiologia* 445: 109-119.

HASTIE, L. & YOUNG, M. (2003): Conservation of the freshwater pearl mussel 2: Relationship with salmonids. *Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 3*, English Nature, Peterborough.

HASTIE, L., YOUNG, M. & BOON, P. (2000b): Growth characteristics of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.), *Freshwater Biology* 43: 243-256.

HASTIE, L., YOUNG, M., BOON, P., COSGROVE, P. & HENNINGER, B. (2000c): Sizes, densities and age structure of Scottish *Margaritifera margaritifera* (L.) populations, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 229-247.

HAUMER, C. (1999): Vegetationskundliche Untersuchungen der Wälder im Waldaisttal, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

HAUNSCHMID, R. (2003): Fischbestandserhebung im Mühlviertel 2001 – 2003 unter Berücksichtigung des Fischotters – Endbericht 2003, Bericht i. A. der ARGE Fischereireviere Mühlviertel, unveröffentlicht.

HAUNSCHMID, R. & KOZAK, D. (1998): Fischökologische Bestandsermittlung an der Waldaist sowie Erhebung des Glochidienbefalles im Rahmen des Flussperlmuschelprojektes (FLUP) - 1.Beprobungsjahr (1997), Bericht i. A. der OÖ Landesregierung, verschiedene Abteilungen, unveröffentlicht.

HRUSKA, J. (1992): The freshwater pearl mussel in South Bohemia: Evaluation of the effect of temperature on reproduction, growth and age structure of the population, Archiv für Hydrobiologie 126: 181-191.

HRUSKA, J. (1995): Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik, Lindberger Hefte 5: 98-123.

HRUSKA, J. (1998): Nahrungsansprüche der Flussperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik, Heldia 4, Sonderheft 6: 69-79.

HRUSKA, J. & BAUER, G. (1995): Zusammenhänge zwischen der Populationsbiologie der Flussperlmuschel und der Gewässereutrophierung, Lindberger Hefte 5: 10-16.

IVLEV, V.S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes, Yale University Press, New Haven.

JANSEN, W., BAUER, G. & ZAHNER-MEIKE, E. (2001): Glochidal mortality in freshwater mussels, in: BAUER, G. & WÄCHTLER, K. (Eds.): Ecological Studies 145 - Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida, Springer, Berlin-Heidelberg.

JELEM, J. (1976): Die Wälder im Mühl- und Waldviertel – Wuchsraum 1, Mitteilungen der forstlichen Bundes-Versuchsanstalt Wien, Bd. 117, Wien.

JUNG, M. (2006): Abundanz und Größenklassenverteilung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Mühlbach der Sägemühle am Gießenbach (OÖ), Bericht i. A. des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, unveröffentlicht.

JUNGBLUTH, J. & UTERMARK, W. (1981): Die Glochidiose der Salmoniden in Mitteleuropa: Infektion der Bachforelle *Salmo trutta fario* L. durch Glochidien der Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.), Fisch und Umwelt 10: 153-165.

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGEL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien.

KARNA, D. & MILLEMANN, R. (1978): Glochidiosis of salmonid fishes III - Comparative susceptibility to natural infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritidae) and associated histopathology, The Journal of Parasitology 64: 528-537.

KILLINGSEDER, H. (1998): Abfluß- und Geschiebebilanzierung im Einzugsgebiet der Waldaist mit ihren Zubringern, Bericht i. A. der Umweltakademie OÖ, unveröffentlicht.

KRANZ, A. (2000): Zur Situation des Fischotter in Österreich – Verbreitung, Lebensraum, Schutz, Umweltbundesamt (Hrsg.): BE-177, Wien.

KRANZ, A., POLEDNIK, L. & POLEDNIKOVA, K. (2003): Fischotter im Mühlviertel: Ökologie und Managementoptionen im Zusammenhang mit Reduktionsanträgen, Gutachten i. A. des OÖ Landesjagdverbandes, online: http://www.boehmerwaldnatur.at/pdf/fischotter_muehlviertel_kranz2003.pdf.

KRAUS, E. (1989): Der Fischotter (*Lutra lutra*) im Mühlviertel, Oberösterreich, Stapfia Bd. 20: 153-154.

LARSEN, B., ASPHOLM, P., BERGER, H., HÅRSAKER, K., KARLSEN, L., MAGERØY, J., SANDAAS, K. & SIMONSEN, J. (2007): Monitoring the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Norway, Universität Bayreuth: Pearl mussels in Upper Franconia and Europe – 3rd workshop, Bayreuth, [Poster].

MADER, H., STEIDL, T. & WIMMER, R. (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Monographien Bd. 82, Wien.

MAIER-LEHNER, G. & GUMPINGER, C. (2004): Vorschläge zur Auswahl von Flussperlmuschel-Monitoringstellen in Oberösterreich, Bericht i. A. des Vereins FLUP Österreich, unveröffentlicht.

MEYERS, T. & MILLEMANN, R. (1977): Glochidiosis of salmonid fishes I - Comparative susceptibility to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae), The Journal of Parasitology 63: 728-733.

MEYERS, T., MILLEMANN, R. & FUSTISH, C. (1980): Glochidiosis of salmonid fishes IV - Humoral and tissue responses of coho and chinook salmon to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.) (Pelecypoda: Margaritanidae), The Journal of Parasitology 66: 274-281.

Mollusc Specialist Group (1996): *Margaritifera margaritifera*, in: IUCN (2010): IUCN Red List of Threatened Species, Version 2010.4, online: www.iucnredlist.org.

MOOG, O., NESEMANN, H., OFENBÖCK, T. & STUNDNER, C. (1993): Grundlagen zum Schutz der Flussperlmuschel in Österreich, Bristol-Stiftung, Zürich.

MOOG, O., NESEMANN, H., OFENBÖCK, T. & STUNDNER, C. (1998): The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in Austria: Fundamental conservation measures for an endangered species, Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 26: 2438-2443.

NESEMANN, H. & REISCHÜTZ, P. (2002): Mollusca: Bivalvia – Teil III, in: MOOG, O. (Hrsg.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

NEZLIN, L., CUNJAK, R., ZOTIN, A. & ZIUGANOV, V. (1994): Glochidium morphology of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and glochidiosis of atlantic salmon (*Salmo salar*): A study by scanning electron microscopy, Canadian Journal of Zoology 72: 15-21.

OFENBÖCK (1998): FLUP – Flussperlmuschel-Schutzprojekt Oberösterreich – Pilotstudie an der Waldaist - Bericht 1997, Bericht i. A. der OÖ Umweltanwaltschaft Linz, unveröffentlicht.

OFENBÖCK (1999): FLUP – Flussperlmuschel-Schutzprojekt Oberösterreich – Pilotstudie an der Waldaist - Bericht 1998, Bericht i. A. der OÖ Umweltanwaltschaft Linz, unveröffentlicht.

OFENBÖCK, T., MIESBAUER, H. & HEINISCH, W. (2001): Ecological studies on the fresh-water pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* (L.)), Margaritiferidae, Bivalvia, Mollusca) in the river Waldaist (Austria), Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 27: 3867-3871.

PARDÉ, M. (1947): Fleuves et Rivières, Colin, Paris.

PILGERSTORFER, M. (2006): Projekt Mühlviertler Stammforelle – Bericht 2006, Bericht i. A. des Amtes der OÖ Landesregierung, verschiedene Abteilungen, unveröffentlicht.

PILGERSTORFER, M. (2007): Artenschutzprojekt Mühlviertler Stammforelle – Jahresbericht 2007 – Altersaufbau/Biomasse Bachforelle und Fischbiomasse gesamt, Bericht i. A. des Amtes der OÖ Landesregierung, verschiedene Abteilungen, unveröffentlicht.

PILGERSTORFER, M. (2009): Artenschutzprojekt Mühlviertler Stammforelle – Bericht 2009 – Altersaufbau/Biomasse Bachforelle, Bericht i. A. des Amtes der OÖ Landesregierung, verschiedene Abteilungen, unveröffentlicht.

PILS, G.(1982): Das Waldaisttal im unteren Mühlviertel – ein schützenswerter Naturraum, ÖkoL 4/3: 3-6.

PILS, G.(1988): Vom Bürstlingsrasen zum Intensivgrünland – Ein Streifzug durch dreihundert Jahre Mühlviertler Wiesengeschichte, in: Das Mühlviertel – Natur – Kultur – Leben, Amt der OÖ Landesregierung (Hrsg.), Linz.

RIEDL, G. (1928): Die Flußperlmuschel und ihre Perlen – Zur Förderung der Zucht der Flußperlmuschel in Österreich., Jahrbuch des OÖ. Musealvereins 82: 257-358.

RICKER, W. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations, Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 191: 1-382.

ROBERTS, A. & BERNHART, M. (1999): Effects of temperature, pH, and CO₂ on transformation of the glochidia of *Anodonta suborbiculata* on fish hosts and in vitro, Journal of the North American Benthological Society 18: 477-487.

ROGERS, S., WATSON, B. & NEVES, R. (2001): Life history and population biology of the endangered tan riffleshell (*Epioblasma florentina walkeri*) (Bivalvia: Unionidae), Journal of the North American Benthological Society 20 (4): 582-594.

ROGERS-LOWERY, C. & DIMOCK, R. (2006): Encapsulation of attached ectoparasitic glochidia larvae of freshwater mussels by epithelial tissue on fins of naive and resistant host fish, Biological Bulletin 210: 51-63.

RUDZITE, M. (2005): Assessment of the condition of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS 1758) populations in Latvia, Acta Universitatis Latviensis (Biology) 691: 121-128.

SACHTELEBEN, J., SCHMIDT, C., WENZ, G. & VANDRE, R. (2004): Leitfaden Flussperlmuschelschutz, Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.

SCHEDER, C. & GUMPINGER, C. (2005): Flussperlmuschelnachzucht in der Waldaist - Projekt 2005, Bericht i. A. des Vereins FLUP-Österreich, online: <http://www.blattfisch.at/72.0.html>.

SCHEDER, C. & GUMPINGER, C. (2007): Wasserkraftanlage „Hafermüllerschmiede“ (Waldaist) – Funktionsüberprüfung der Organismenwanderhilfe., Bericht i. A. der Ebner Strom GmbH, unveröffentlicht.

SCHEDER, C. & GUMPINGER, C. (2007): Aktuelle Projekte zum Schutz der Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* LINNAEUS 1758 (Bivalvia, Margaritiferidae) in Oberösterreich, Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 17: 281-288.

SCHEDER, C. & GUMPINGER, C. (2008): The freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* LINNE, 1758) in Upper Austria - A species threatened with extinction and current measures for its sustained protection, Romanian Journal of Biology - Zoological Volumes 52-53: 53-59.

SCHEDER, C., GUMPINGER, C. & CSAR, D. (2008): Application of a five-stage field key for the larval development of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* Linné, 1758) under different temperature conditions – A tool for the approximation of the optimum time for host fish infection in captive breeding, Ferrantia 64: 13-22.

SCHRECKENBACH, K. (1995): Untersuchungen zum Ernährungszustand von Flussperl- und Teichmuscheln (*Margaritifera margaritifera* und *Anodonta anatina*), Lindberger Hefte 5: 84-97.

SHADIN, W. (1939): Zur Ökologie der Flussperlmuschel *Margaritana margaritifera* L. – Izv. vsesojuzn. naucno-issledov. ins. osern. recn. rybn. chosj. 21: 351-358.

SILIGATO, S. & GUMPINGER, C. (2004): Entwicklung einer ökologisch orientierten fische-reilichen Bewirtschaftungsmethode in Flussperlmuschelgewässern – Teilprojekt: Fischbe-standserhebung Stampfenbach 2003, Bericht i. A. des Vereins FLUP Österreich, unveröf-fentlicht.

SILIGATO, S. & GUMPINGER, C. (2004): Fischökologischer Zustand OÖ. Fließgewässer-strecken, Amt der OÖ Landesregierung (Hrsg.): Gewässerschutz Bericht 31, Linz.

SKINNER, Y., YOUNG, M. & HASTIE, L. (2003): Ecology of the freshwater pearl mussel, Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 2, Peterborough.

SMITH, D. (1976): Notes on the biology of *Margaritifera margaritifera margaritifera* (Lin.) in Central Massachusetts, American Midland Naturalist 96: 252-256.

STRAHLER, A. N. (1952): Dynamic basis of geomorphology, Geological Society of America Bulletin 63: 923-938.

STRAYER, D. (1999): Use of flow refuges by unionid mussels in rivers, Journal of the North American Benthological Society 18: 468-476.

STRAYER, D. (2008): Freshwater mussel ecology: a multifactoral approach to distribution and abundance, Freshwater Ecology Series Vol. 1, University of California Press, Berkley and Los Angeles.

STRECKER, U., BAUER, G. & WÄCHTLER, K. (1990): Untersuchungen über die Entwick-lungsbedingungen junger Flussperlmuscheln, Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 97: 25-30.

TÄUBERT, J., DENIC, M., BERHARD, G., LANGE, M. & GEIST, J. (2010): Suitability of different salmonid strains as hosts for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritif-*

era margaritifera L.), Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 20: 728-734.

TREASURER, J., HASTIE, L., HUNTER, D., DUNCAN, F. & TREASURER, C. (2006): Effects of (*Margaritifera margaritifera*) glochidial infection on performance of tank-reared atlantic salmon (*Salmo salar*), Aquaculture 256: 74-79.

VANNOTE, R. & MINSHALL, W. (1982): Fluvial processes and local lithology controlling abundance, structure, and composition of mussel beds, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 79: 4103-4107.

WÄCHTLER, K., DREHER-MANSUR, M. & RICHTER, T. (2001): Larval types and early postlarval biology in naiads (Unionoida), in: BAUER, G. & WÄCHTLER, K. (Eds.): Ecological Studies 145 - Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida, Springer, Berlin-Heidelberg.

WAHLSTRÖM, K. (2006): Sediment requirement for freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) recruitment, Degree Project, University of Karlstad, online: www.diva-portal.org/diva/get.

WALTER, H. & LIETH, H. (1967): Klimadiagramm Weltatlas, Fischer, Jena.

WELLMANN, G. (1938): Untersuchungen über die Flußperlmuschel (*Margaritana margaritifera* L.) und ihren Lebensraum in Bächen der Lüneburger Heide, Dissertation an der Friedrich-Wilhelms-Universität zu Berlin.

WELLMANN, G. (1943): Fischinfektionen mit Glochidien der *Margaritana margaritifera*, Zeitschrift für Fischerei 41: 385-390.

WEISS, S., LERCETAU-KÖHLER, E. & STURMBAUER, C. (2010): Projektinitiative Troutcheck Niederösterreich – Genetische Ergebnisse des Projekts, Abschlussbericht des Projekts „Troutcheck“, Wien-Graz.

WEISS, S., SCHLÖTTERER, C., WAIDBACHER, H. & JUNGWIRTH, M. (2001): Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the Austrian danube: Massive introgression of Atlantic basin fish – By man or nature?, Molecular Ecology 10: 1241-1246.

WEISSMAIR, W. & MOSER, J. (2008): Atlas der Amphibien und Reptilien in Oberösterreich, Biologiezentrum der OÖ Landesmuseen (Hrsg.), Denisia Band 22, Freistadt.

WIMMER, R. & MOOG, O. (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer, Umweltbundesamt (Hrsg.): Monographien Bd. 51, Wien.

WOOTTON, R. (1998): Ecology of teleost fishes, Second edition, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

YOUNG, M. & WILLIAMS, J. (1984a): The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (LINN.) in Scotland I - Field studies, Archiv für Hydrobiologie 99: 405-422.

YOUNG, M. & WILLIAMS, J. (1984b): The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (LINN.) in Scotland II - Laboratory studies, Archiv für Hydrobiologie 100: 29-43.

YOUNG, M. R., COSGROVE, P. J. & HASTIE, L. C. (2001): The extent of, and causes for, the decline of a highly threatened naiad: *Margaritifera margaritifera*, in: BAUER, G. & WÄCHTLER, K. (eds.): Ecological Studies 145 - Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida, Springer, Berlin-Heidelberg.

ZAHNER-MEIKE, E. & HANSON, J. M. (2001): Effect of muskrat predation on naiads, in BAUER, G. & WÄCHTLER, K. (Eds.) (2001): Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida, Springer, Berlin-Heidelberg.

ZIMMERMAN, G. & DE SZALAY, F. (2007): Influence of unionid mussels (Mollusca: Unionidae) on sediment stability: An artificial stream study, Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie) 168: 299-306.

ZIUGANOV, V. (2005): A paradox of parasite prolonging the life of its host: Pearl mussel can disable the accelerated senescence program in salmon, Biology Bulletin 32: 360-365.

ZIUGANOV, V., ZOTIN, A., NEZLIN, L. & TRETIAKOV, V. (1994): The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish, Russian Federal Research, Institute of Fisheries & Oceanography, Moscow.

ZIUGANOV, V., BELETSKY, V., NEVES, R., TRETIAKOV, V., MIKHNO, I. & KALIUZHIN, S. (1998): The recreational fishery for atlantic salmon and the ecology of salmon and pearl mussels in the varzuga river, Northwest Russia, Virginia Tech, Virginia.

Internetquellen:

<http://www.land-oberoesterreich.gv.at>

<http://www.mineralienatlas.de>

<http://www.zamg.ac.at>

7. Zusammenfassung

Die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) steht in Österreich unmittelbar vor dem Aussterben. In der Waldaist, die einst den mit 30.000 Individuen größten österreichischen Bestand der Art beherbergte, findet man heute nur noch in einem 320 m langen Abschnitt höhere Muscheldichten. Insgesamt konnten hier 2.774 Individuen nachgewiesen werden, rezente Reproduktion konnte keine festgestellt werden. Der Bestand der größten Muschelbank ging zwischen 1997 und 2010 von 6.000 – 7.000 auf 1800 Individuen zurück. Neben dem Fehlen von Jungmuscheln wurde auch eine erhöhte Mortalität mittlerer Altersklassen und stark verringertes bzw. eingestelltes Schalenwachstum festgestellt. Die Ursache für den schlechten Zustand der Population könnte Nahrungsmangel sein. Darüber hinaus kann auch schlechte Sedimentqualität nicht ausgeschlossen werden, während die Wasserqualität sowie die Wirtsfischdichte als sehr gut zu bezeichnen sind. Als Mikrohabitat werden in der Waldaist Bereiche mit feinerem Sediment zwischen größerem Blockwerk bevorzugt, wohingegen großflächige Feinsedimentablagerungen vollständig gemieden werden. Die höchsten Dichten treten in den Außenkurven (Prallhängen) auf. Bevorzugte Bereiche weisen bei Niedrigwasser eine Wassertiefe von 0,25 – 0,50 m und eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von 0,2 – 0,6 m s⁻¹ auf. Ein Zusammenhang zwischen der Schalenmorphologie und der Strömungsgeschwindigkeit am Fundort konnte nicht gefunden werden. Der entscheidende Faktor für die Eignung als Mikrohabitat dürfte die Sohlstabilität während Hochwässern sein. Das Wirtsfischspektrum der untersuchten Population unterscheidet sich von jenem anderer Populationen. So ist eine Entwicklung auf *Salvelinus fontinalis* – ein geeigneter Wirtsfisch in Nordamerika – nicht möglich. Bereits 24 h nach Infektion war die Glochidiendichte auf dieser Art wesentlich geringer als auf *Salmo trutta* und acht Tage nach Infektion waren sämtliche Glochidien abgestoßen. Darüber hinaus unterscheiden sich auch ver-

schiedene Stämme der Bachforelle bezüglich der Eignung als Wirtsfisch. Ein aus einer dänischen Fischzucht importierter Forellensamm wies geringere Glochidienmortalitätsraten, höhere Prävalenz und schnelleres Glochidienwachstum auf als ein österreichischer Zuchtsamm. Die Infektionsraten der Forellen gingen innerhalb von 49 Tagen auf 14 – 36 % der Ausgangsinfektionsraten zurück. Aufgrund der unterschiedlichen Eignung verschiedener Bachforellensämme als Wirtsfische ist eine den lokalen Verhältnissen angepasste, naturnahe fischereiliche Bewirtschaftung auch für den Schutz der Flussperlmuschelbestände unumgänglich.

8. Abstract

In Austria the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) faces extinction. The river Waldaist – with about 30.000 individuals once Austrias most important pearl mussel river – nowadays contains only a single 320 m stretch with higher mussel densities. Within this stretch 2.774 Individuals were found, but the smallest size classes were lacking. The stock of the largest mussel bed - comprising 6.000 – 7.000 Individuals in 1997 – has declined to 1.800 individuals nowadays. Besides, a high mortality of medium age classes and very reduced growth was observed. Lack of valuable food might be the reason for the bad constitution of the population. In addition, low sediment quality can not be ruled out while water quality and host densities are optimal. Within the river Waldaist areas with finer sediments between large boulders are preferred habitats while larger accumulations of fine sediments are avoided. Highest densities were observed at undercut slopes. Preferred habitats are 0,25 – 0,50 m deep and have an average current velocity of 0,2 – 0,6 m s⁻¹ at base flow. No correlation between shell morphology and current velocity was found. Sediment stability during floods seems to be the most important habitat parameter for *M. margaritifera*. The host specificity differs in comparison to other populations. *Salvelinus fontinalis* – a suitable host in North America – sheds glochidia within eight days. Furthermore, different strains of *Salmo trutta* show different suitability as hosts. Glochidia survival rate, glochidia growth and prevalence were higher on brown trout from a Danish hatchery than on an Austrian hatchery strain. Glochidia mortality varied between 64 – 86 % on both trout strains within 49 days. Different host suitability of different brown trout strains imply that a careful management of salmonid stocks well adapted to local conditions is essential for conservation of endangered pearl mussel populations.

9. Danksagung

Mein Dank gilt zuallererst Johann Waringer für die ausgezeichnete Betreuung. Professor Waringer hatte jederzeit ein offenes Ohr für meine Fragen, ob sie nun die Probenahme, die statistische Auswertung oder das Schreiben des Textes betrafen, ließ mir aber den nötigen Freiraum, um wirklich selbstständig an die Diplomarbeit heranzugehen. Während der Laborversuche und der Freilandarbeiten hatte er stets einen Lösungsvorschlag für aufgetretene Probleme und mit seiner Gelassenheit damit umzugehen war er mir stets ein (unerreichtes) Vorbild. Während meiner Studienzeit war er ein motivierender Lehrer, der mich zu der Erkenntnis brachte, dass Fische und Muscheln nicht die einzigen interessanten aquatischen Organismen darstellen. Weiters möchte ich mich bei Christian Scheder und Clemens Gumpinger dafür bedanken, dass ich meine Laborversuche im Rahmen des Projekts „Vision Flussperlmuschel“ durchführen durfte. Ohne die Hilfe von Sarah Höfner, Klaus Berg und Christian Scheder wäre die Durchführung derselben nicht möglich gewesen. Jasmin Frühwirth, Franz Hintersteiner, Christopher Jung, Susanne Loisl, Franz Loisl, Irmgard Jung, Josef Jung, Elisabeth Hintersteiner, Monika Haselhofer und Raffael Freinschlag unterstützten mich bei den Freilandarbeiten an der Waldaist. Die Regionalgruppe Machland des OÖ Naturschutzbundes stellte mir ihre Ferialpraktikantin für die Freilandarbeiten zur Verfügung. Raffael Freinschlag konnte mir dort weiterhelfen, wo meine Statistikkenntnisse nicht ausreichten. Wertvolle Tipps zu statistischen Fragestellungen gaben mir auch Hubert Keckeis, Christian Baranyi und Aaron Lechner. Hubert Krail bereitete die benötigten Chemikalien und half bei der Sedimentanalyse. Für die problemlose Erteilung der Genehmigung für die Durchführung der Freilandarbeiten an der Waldaist möchte ich dem Pächter des Fischereireviers, Gottfried Gruber, danken. Daniela Csar stellte mir hilfreiche Literatur zur Verfügung. Mit Hubert Keckeis, Clemens Gumpinger, Christian Scheder und Steven Weiss führte ich interessante und inspirierende Diskussionen, die für die Interpretation meiner Ergebnisse sehr hilfreich waren. Steven Weiss führte außerdem die genetische Untersuchung der in den Laborversuchen verwendeten Fische durch. Nicht zuletzt gilt mein Dank natürlich meinen Eltern Josef und Irmgard Jung, die mich (nicht nur) finanziell während des Studiums unterstützten.

Ich widme diese Arbeit all jenen, die sich in Österreich für den Schutz der Flussperlmuschel einsetzen, da ihnen der Fortbestand dieser Art am Herzen liegt. Möge meine Arbeit einen kleinen Beitrag dazu leisten, dieses in jeder Hinsicht außergewöhnliche Geschöpf vor dem vollständigen Verschwinden zu bewahren.

10. Anhang

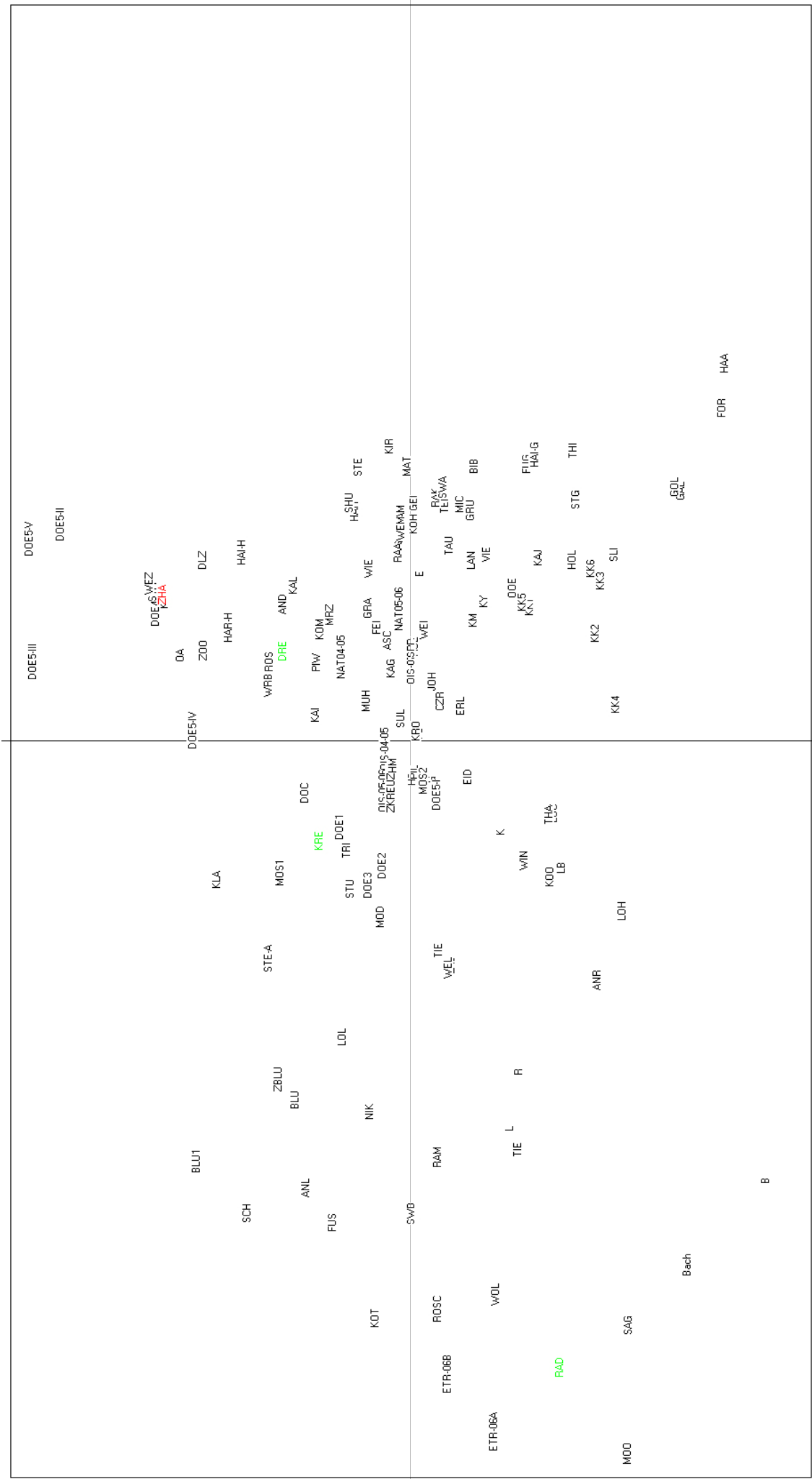


Abb. 34: Grafische Darstellung der ersten beiden Faktoren einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) von 132 mitteleuropäischen Bachforellenpopulationen basierend auf der Analyse von elf Mikrosatelliten-Loci; Erklärung der Akronyme in Tabelle 9; rot: die in den Laborversuchen verwendete Forellenpopulation aus der oberösterreichischen Fischzucht (Fischzucht Haider); die Grafik wurde dankenswerterweise von Steven Weiss zur Verfügung gestellt.

Tab. 9: Liste der in der Grafik dargestellten Populationen einschließlich des Einzugsgebiets, der Region, der geographischen Koordinaten (WGS 84), der Anzahl der beprobten Individuen, der Seehöhe in Metern (See.) und der Vergletscherung (Verg.).

Population	Abkz.	Einzugsgebiet	Region	Lat.	Long.	n	See.	Verg.
Grumpelbach	GRU	Rhein/Main/Rodach/Kremitz	Bay.	50° 18'	11° 22'	19	393	Nein
Langenaubach	LAN	Rhein/Main/Rodach	Bay.	50° 20'	11° 35'	21	630	Nein
Matheibach	MAT	Rhein/Main/Wiesent/Leinleiter	Bay.	49° 50'	11° 12'	32	456	Nein
Schulmühlbach	SHU	Rhein/Main/Wiesent/Leinleiter	Bay.	49° 50'	11° 11'	27	333	Nein
Thiemitz	THI	Rhein/Main/Rodach/Wilde Rodach/Thiemitz	Bay.	50° 17'	11° 35'	22	612	Nein
Weisser	WEM	Rhein/Main	Bay.	50° 03'	11° 39'	24	485	Nein
Bibersbach	BIB	Elbe/Eger	Bay.	50° 03'	12° 00'	22	640	Nein
Goldbach	GOL	Elbe/Saale/Sächsische Saale/Pulschnitz	Bay.	50° 11'	11° 44'	23	584	Nein
Harlandtbach	HAR-G	Elbe/Moldau/Kalte Moldau	Bay.	48° 51'	13° 44'	19	957	Nein
Lamitz	LAM	Elbe/Saale/Sächsische Saale	Bay.	50° 14'	11° 56'	23	493	Nein
Steinselb	STE-G	Elbe/Eger	Bay.	50° 10'	12° 03'	21	1040	Nein
Schwarzbach	SWA	Elbe/Moldau/Kalte Moldau	Bay.	48° 51'	13° 42'	23	588	Nein
Forellenbach	FOR	Donau/Ilz/Große Ohe	Bay.	48° 55'	13° 21'	21	754	Nein
Geiselmooßbach	GEI	Donau/Lech/Rottbach	Bay.	47° 53'	10° 58'	24	699	Ja
Haarauer Saige	HAA	Donau/Ilz/Kleine Ohe/Sagwasser	Bay.	48° 54'	13° 28'	26	783	Nein
Haidenaab	HAI-G	Donau/Naab	Bay.	49° 55'	11° 49'	26	507	Nein
Kirnbach	KIR	Donau/Inn	Bay.	48° 17'	13° 9'	20	330	Nein
Kohlgraben	KOH	Donau/Isar/Amper/Ammersee/Rott	Bay.	47° 54'	11° 02'	22	580	Ja
Milchlbach	MIC	Donau/Isar/Amper/Ammersee/Rott	Bay.	47° 54'	11° 05'	22	568	Ja
Mühlbach	MUH	Donau/Isar/Amper/Ammersee/Rott	Bay.	47° 52'	11° 03'	24	617	Ja
Schlittbach	SLI	Donau/Isar/Amper/Ammersee/Rott	Bay.	47° 51'	11° 01'	23	676	Ja
Steingraben	STG	Donau/Isar/Amper/Ammersee/Rott	Bay.	47° 53'	11° 03'	23	616	Ja
Tauritzbach	TAU	Donau/Naab	Bay.	49° 54'	11° 46'	27	541	Nein
Wielenbach	WIE	Donau/Lech	Bay.	47° 50'	10° 59'	22	755	Nein
Aschbach	ASC	Donau/Enns	Stmk	47° 43'	15° 19'	34	900	Nein
Eidechselbach	EID	Donau/Fischa/Piesting	NÖ	47° 54'	15° 49'	29	612	Nein
Erlauf	ERL	Donau	NÖ	47° 50'	15° 17'	23	777	Nein
Fugnitz	FUG	Donau/March/Thaya	NÖ	48° 51'	15° 50'	28	446	Nein
Galgenbach	GAL	Donau/Große Mühle	OÖ	48° 38'	13° 58'	19	538	Nein
Grosse Krems	GKR	Donau/Krems	NÖ	48° 28'	15° 21'	39	654	Nein

Höllbach	HB	Donau/Weiten	NÖ	48° 22'	15° 9'	27	900	Nein
Hollerbach	HOL	Donau/Raab	Stmk	47° 20'	15° 42'	34	560	Nein
Hummelmühlbach	HM	Donau/Große Mühle/Steinerne Mühl	OÖ	48° 31'	14° 7'	16	700	Nein
Johnsbach	JOH	Donau/Enns	Stmk	47° 31'	14° 36'	33	1100	Ja
Kajabach	KAJ	Donau/March/Thaya	NÖ	48° 49'	15° 53'	25	443	Nein
Kaltergang	KAG	Donau/Fischal/Piesting	NÖ	47° 49'	15° 48'	30	734	Nein
Kleine Mühl	KM	Donau	OÖ	48° 28'	13° 55'	15	530	Nein
Kleine Ysper	KY	Donau/Ysper	NÖ	48° 16'	14° 59'	20	475	Nein
Kleiner Kamp	KK	Donau/Kamp/Großer Kamp	NÖ	48° 27'	15° 1'	96	750	Nein
Lohnbach	LOH	Donau/Kamp/Großer Kamp/Kleiner Kamp	NÖ	48° 28'	15° 1'	33	776	Nein
Luckenbach	LUC	Donau/Ybbs	NÖ	47° 51'	14° 49'	10	849	Nein
Natters (2004)	NAT	Donau/Pielach	NÖ	47° 58'	15° 19'	40	594	Nein
Niklbach	NIK	Donau/Enns/Steyr/Paltenbach	OÖ	47° 47'	14° 17'	29	929	Nein
Ois (2004)	OIS	Donau	NÖ	47° 52'	15° 3'	59	621	Nein
Pielach	PIL	Donau	NÖ	47° 57'	15° 22'	33	508	Nein
Piesting at Wöll.	PIW	Donau/Fischal	NÖ	47° 49'	15° 48'	24	762	Nein
Preinerbach	PB	Donau/Leitha/Schwarza	NÖ	47° 42'	15° 49'	29	499	Nein
Raab	RAA	Donau	Stmk	47° 10'	15° 36'	28	419	Nein
Schwarza	GRA	Donau/Leitha	NÖ	47° 48'	15° 42'	25	600	Nein
Thannergraben	THA	Donau/Ybbs	NÖ	47° 52'	14° 47'	30	522	Nein
Triebenbach	TRI	Donau/Enns	Stmk	47° 30'	14° 27'	34	700	Nein
Viehbach	VIE	Donau/Kleine Mühl/Daylesbach	OÖ	48° 29'	13° 51'	20	700	Nein
Weißenbach	WEB	Donau/Fischal/Piesting	NÖ	47° 51'	15° 50'	26	546	Nein
Weiten	WIE	Donau	NÖ	48° 18'	15° 15'	40	372	Nein
Etrachbach	ETR	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 14'	13° 57'	30	1400	Ja
Kainach	KAI	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 2'	15° 10'	27	362	Nein
Kotalmbach	KOT	Donau/Drau/Mur/Turrach	Stmk	46° 56'	13° 49'	27	1580	Ja
Lassnitz	LAS	Donau/Drau/Mur	Stmk	46° 52'	15° 2'	32	320	Nein
Modriachwinkelbach	MOD	Donau/Drau/Mur	Stmk	46° 56'	15° 5'	34	1000	Nein
Moosbach	MOO	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 17'	14° 23'	35	1400	Ja
Mürz (Feistritz)	FEI	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 33'	15° 35'	30	615	Nein
Mürz	MRZ	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 34'	15° 36'	29	637	Nein
Rosenbach	ROS	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 7'	14° 13'	30	781	Ja
Schwarze Sulm	SUL	Donau/Drau/Mur	Stmk	46° 46'	15° 8'	37	870	Nein
Steinbach	STE-A	Donau/Drau/Mur/Turrach	Stmk	46° 57'	13° 51'	26	651	Ja

Teigtisch	TEI	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 0'	15' 8'	39	566	Nein
Tiefbach	TIE	Donau/Drau/Mur	Stmk	47° 1'	14' 2'	25	1400	Ja
Wiesenriegelbach	WRB	Donau/Drau/Mur	Stmk	46° 46'	15' 6'	20	969	Nein
Anrasersee	ANR	Donau/Drau/Mühlbach	Tir	46° 48'	12° 31'	19	2523	Ja
Bach in der Schütt	BIS	Donau/Drau/Gail	Ktn	46° 34'	13° 45'	18	520	Ja
Elbach	E	Donau/Drau/Lavant	Ktn	46° 40'	14° 57'	23	780	Nein
Gesgerbach	G	Donau/Drau/Tiebel	Ktn	46° 44'	14' 4'	20	660	Ja
Gößbach	K	Donau/Drau/Lieser/Malta	Ktn	46° 58'	13° 26'	20	980	Ja
Lichtengrabenbach	L	Donau/Drau/Lavant	Ktn	46° 59'	14° 46'	24	900	Nein
Maisbach	MAK	Donau/Drau/Radlbach/Lieser	Ktn	46° 55'	13° 27'	26	1200	Ja
Oberallacher Bach	OA	Donau/Drau	Ktn	46° 45'	13° 20'	16	786	Ja
Radlbach	R	Donau/Drau/Lieser	Ktn	46° 54'	13° 29'	20	1080	Ja
Rakoutzabach	RAK	Donau/Drau/Gurk/Glan	Ktn	46° 35'	14° 7'	9	550	Ja
Saggrabenbach	SAG	Donau/Drau/Gurk/Görtschitz	Ktn	46° 55'	14° 37'	10	1080	Ja
Schafgrabenbach	SCH	Donau/Drau/Gurk/Görtschitz	Ktn	46° 58'	14° 35'	20	1066	Nein
Stieger Wiesenbach	SWB	Donau/Drau/Gail	Ktn	46° 34'	13° 46'	16	520	Ja
Stuttnerner Bach	STU	Donau/Drau/Gurk	Ktn	46° 40'	14° 23'	13	480	Ja
Trojer Almbach	TAT	Donau/Drau	Tir	46° 57'	12° 17'	15	1989	Ja
Wellenbach	WEL	Donau/Drau	Ktn	46° 50'	13° 24'	15	554	Ja
Woisenbach	WOK	Donau/Drau	Ktn	47° 00'	13° 08'	30	1300	Ja
Wolfsgrabenbach	WOL	Donau/Drau/Gurk/Görtschitz	Ktn	46° 55'	14° 38'	17	1140	Nein
Kapellenbach	KPT	Donau/Inn	Tir	47° 39'	12° 23'	20	594	Ja
Katzbach	KAT	Donau/Inn	Tir	47° 33'	12° 25'	20	706	Ja
Kreuzbach	KRT	Donau/Inn	Tir	47° 28'	11° 51'	16	561	Ja
Mühlauer Bach	MUT	Donau/Inn	Tir	47° 17'	11° 25'	12	707	Ja
Rappenbach	RAT	Donau/Inn	Tir	47° 23'	10° 56'	20	1169	Ja
Rosbach	ROT	Donau/Inn	Tir	47° 18'	10° 52'	30	967	Ja
Sandtalbraben	SAT	Donau/Inn	Tir	47° 32'	12° 18'	20	950	Ja
Sendersbach	SET	Donau/Inn	Tir	47° 10'	11° 15'	31	1726	Ja
Trins-Padast	TPT	Donau/Inn	Tir	47° 04'	11° 24'	20	1248	Ja
Zeischbach	ZET	Donau/Inn	Tir	47° 02'	11° 34'	17	1339	Ja
Anlaufbach	ANL	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 10'	13° 54'	65	1384	Ja
Grubingerbach	GRS	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 17'	12° 24'	17	925	Ja
Krimmler Ache	KRS	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 05'	12° 13'	18	1580	Ja
Rettenbach_1	RMS	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 07'	12° 26'	20	1158	Ja

Rettenbach_2	RUS	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 18'	12° 25'	18	1300	Ja
Winbach	WIS	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 07'	12° 11'	31	1882	Ja
Blühnbach	BLU	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 28'	13° 5'	40	911	Ja
Fuscher Ache	FUS	Donau/Inn/Salzach	Szbg	47° 09'	12° 48'	37	222	Ja
Zucht A		Zucht				29		
Zucht B		Zucht				30		
Zucht C		Zucht				24		
Zucht D		Zucht				30		
Zucht E		Zucht				31		
Zucht F		Zucht				40		
Zucht G		Zucht				30		
Zucht H		Zucht				26		
Zucht I		Zucht				27		
Zucht J		Zucht				29		
Zucht Haider	ZHA	Zucht				30		

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Michael Josef Jung
Geboren am: 23.04.1985 in Amstetten, Niederösterreich
Wohnhaft in: Kühweid 22, 4362 Bad Kreuzen
Kontakt: e-mail: michaeljjung@gmx.at
Mobil. Tel.: 0664 27 55 64 2

Schulausbildung

1991-1995: Volksschule in Bad Kreuzen (OÖ)
1995-1999: Hauptschule in Bad Kreuzen (OÖ)
1999-2003 : Oberstufenrealgymnasium in Perg (OÖ)

Studium

2004-2011: Diplomstudium Biologie, Stzw. Ökologie mit Schwerpunkt Limnologie an der
Universität Wien
2009-2011: Diplomarbeit

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Gutachten Naturschutzabteilung Oberösterreich](#)

Jahr/Year: 2011

Band/Volume: [0267](#)

Autor(en)/Author(s): Jung Michael

Artikel/Article: [Habitatwahl, Wirtsspezifität und Populationsstruktur der Flussperlmuschel \(*Margaritifera margaritifera* LINNAEUS 1758\) in der Waldaist \(Oberösterreich\). Diplomarbeit. 1-91](#)