



www.blattfisch.at



# Modellierung geeigneter Wiederansiedelungshabitats für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*)

## Methodenentwicklung

In Zusammenarbeit des Technischen Büros für Gewässerökologie, Wels & des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, Wien



Projektleitung Blattfisch: C. Gumpinger  
Bearbeitung: C. Scheder, B. Lerchegger

Projektleitung IWHW: C. Hauer  
Bearbeitung: P. Flödl

Wels/Wien, März 2014

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Empfohlener Landwirtschaftsbereich für die Entwicklung des künstlichen Flusses: Hain  
Investiert Europa in die besten Ideen





# MODELLIERUNG GEEIGNETER WIEDERANSIEDELUNGSHABITATE FÜR DIE FLUSSPERLMUSCHEL (*MARGARITIFERA MARGARITIFERA*)

## METHODENENTWICKLUNG

Christian Scheder<sup>1)</sup>, Birgit Lerchegger<sup>1)</sup>, Clemens Gumpinger<sup>1)</sup>, Peter Flödl<sup>2)</sup> & Christoph Hauer<sup>2)</sup>

- 1) **technisches büro für gewässerökologie  
di clemens gumpinger**  
www.blattfisch.at  
4600 wels | gabelsbergerstraße 7  
tel. 07242/21 15 92 | office@blattfisch.at
- 
- 2)  Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau (IWHW)  
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt,  
Universität für Bodenkultur Wien.  
Muthgasse 107, 1190 Wien

Bericht im Auftrag der:

Abteilung Naturschutz, Gruppe Raumordnung, Umwelt und Verkehr am Amt der  
Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten,

Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft, Direktion für Umwelt und Wasserwirtschaft am  
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz und

Abteilung Land- und Forstwirtschaft, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und  
ländliche Entwicklung am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz

Wels/Wien, März 2014



# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG.....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>LEBENS- UND HABITATBEDINGUNGEN FÜR DIE FLUSSPERLMUSCHEL .....</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>AUSWAHL DER GEWÄSSER UND ALLGEMEINE STRECKENBESCHREIBUNG .....</b>	<b>6</b>
3.1	WALDAIST .....	7
3.2	GIEßENBACH .....	9
3.3	MALTSCH .....	11
3.4	GROßER KAMP .....	13
3.5	LAINSITZ.....	15
<b>4</b>	<b>CHEMISCH-PHYSIKALISCHE CHARAKTERISIERUNG DER GEWÄSSERQUALITÄT .....</b>	<b>18</b>
4.1	REDOX-POTENTIAL.....	18
4.2	TEMPERATUR .....	19
4.3	WEITERE CHEMISCH-PHYSIKALISCHE WASSERPARAMETER .....	20
<b>5</b>	<b>METHODE .....</b>	<b>22</b>
5.1	HYDROLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG.....	22
5.2	HYDROMORPHOLOGISCHE CHARAKTERISIERUNG .....	22
5.3	CHARAKTERISIERUNG DER SUBSTRATZUSAMMENSETZUNG.....	25
5.4	MODELLIERUNG DER THEORETISCHEN SEDIMENTTRANSPORTKAPAZITÄT UND ABSCHÄTZUNG DER SOHLSTABILITÄT.....	26
5.5	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE CHARAKTERISIERUNG DER WASSERQUALITÄT .....	27
5.5.1	<i>RedOx-Potential-Bestimmung.....</i>	<i>27</i>
5.5.2	<i>Monitoring der Wassertemperatur.....</i>	<i>28</i>
5.5.3	<i>Wasseruntersuchungen .....</i>	<i>29</i>
<b>6</b>	<b>ERGEBNISSE .....</b>	<b>32</b>
6.1	HYDROLOGIE .....	32
6.2	HYDRODYNAMISCH-NUMERISCHE MODELLIERUNG .....	33
6.2.1	<i>Großer Kamp.....</i>	<i>33</i>
6.2.2	<i>Waldaist.....</i>	<i>40</i>
6.2.3	<i>Maltsch .....</i>	<i>47</i>
6.2.4	<i>Gießenbach.....</i>	<i>52</i>
6.2.5	<i>Lainsitz-Mühlbach.....</i>	<i>59</i>
6.2.6	<i>Kornverteilung.....</i>	<i>64</i>
6.3	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE WASSERANALYSEN .....	66
6.3.1	<i>RedOx-Potential-Bestimmung.....</i>	<i>66</i>
6.3.2	<i>Temperatur .....</i>	<i>67</i>
6.3.3	<i>Wasserchemie.....</i>	<i>68</i>

<b>7</b>	<b>FAZIT HYDROMORPHOLOGIE .....</b>	<b>71</b>
7.1	ZUSAMMENFASSUNG DER HYDROMORPHOLOGISCHEN EIGENSCHAFTEN .....	71
7.2	HYDRAULISCHE STRESSTOLERANZ-ANALYSE .....	75
7.3	KONZEPT ZUR ERMITTLUNG GEEIGNETER WIEDERANSIEDELUNGSHABITATE .....	77
<b>8</b>	<b>FAZIT CHEMISCH-PHYSIKALISCHE WASSERANALYSEN .....</b>	<b>80</b>
8.1	REDox-POTENTIAL-BESTIMMUNGEN .....	80
8.2	TEMPERATUR .....	81
8.3	WASSERCHEMIE.....	82
<b>9</b>	<b>VERSCHNEIDUNG WESENTLICHER HYDROLOGISCHER UND PHYSIKOCHEMISCHER PARAMETER .....</b>	<b>86</b>
<b>10</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK .....</b>	<b>87</b>
<b>11</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>88</b>
<b>12</b>	<b>ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>92</b>
12.1	ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....	92
12.2	TABELLENVERZEICHNIS .....	95

# 1 **EINLEITUNG**

Das Technische Büro für Gewässerökologie (blatffisch) in Wels bearbeitet seit 2011 das Projekt „Vision Flussperlmuschel“ im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz. Ziel des langfristig konzipierten Projektes ist der Aufbau reproduktiver Bestände der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in geeigneten Gewässern der oberösterreichischen Flusseinzugsgebiete Aist und Naarn. Die als Vorbedingung unabdingbare Nachzucht der Muschel gelang in den letzten Jahren mittels einer speziell dafür errichteten Nachzuchtstation sehr erfolgreich (SCHEDER et al. 2010, SCHEDER et al. 2011, LERCHEGGER et al. 2012, LERCHEGGER et al. 2014).

Die nächste Phase des Projektes, die Wiederansiedelung der Muschel in geeigneten Habitaten, birgt enorme Schwierigkeiten. Begründet sind diese in der generellen Situation der Fließgewässer, die unter morphologischer Degradierung, Nährstoffüberfrachtung und teils enormen Feinsedimentbelastungen leiden (SCHEDER 2013). Ergänzend vergrößern invasive allochthone aquatische Arten und in vielen Gewässern auch die Art der fischereilichen Bewirtschaftung das Problem zusätzlich.

Jener Lebensphase der jungen Muscheln, in der sie einige Jahre lang im Sohlsubstrat vergraben leben, kommt die entscheidende Bedeutung bei der Wiederansiedelung zu. Zur Eignung dieses Lebensraums gibt es europaweit bis dato kaum brauchbare und vor allem längerfristige, kontinuierliche Studien.

In einem umfangreichen Screening-Prozess wurden in der ersten Projektphase des vom Amt der Oö. Landesregierung beauftragten Projektes „Vision Flussperlmuschel“ anhand der wichtigsten Ausschließungsgründe aus mehr als 30 Zuflüssen acht potenziell für eine Wiederansiedelung geeignete Gewässer vorausgewählt (GUMPINGER et al. 2009). Eine weitere, vertiefte Analyse anhand von RedOx-Potenzial-Messungen, Penetrometer-Untersuchungen und Temperaturmonitoring führte schließlich zur Auswahl einiger weniger Gewässer, in denen die Lebensraumbedingungen anhand der geprüften Parameter für die Flussperlmuschel am geeignetsten erschienen. Daraus wurden wiederum vier Gewässer ausgewählt, in denen sowohl zahlreiche wichtige chemisch-physikalische Wasserparameter in unterschiedlichen Tiefen (fließende Welle, 5 cm und 10 cm Tiefe im Substrat) untersucht, als auch chemische Detritusanalysen durchgeführt wurden (LERCHEGGER et al. 2012, LERCHEGGER 2013). Ein ergänzendes Biomonitoring wurde begleitend, allerdings bis dato nur in der fließenden Welle des jeweiligen Gewässers, durchgeführt (LERCHEGGER et al. 2012, LERCHEGGER et al. 2014). Die entsprechenden Hälterungskäfige im Sediment in der geeigneten Tiefe zu vergraben, lässt

erwarten, dass sehr viele aufwändig nachgezüchtete Jungmuscheln zu Tode kommen, ohne daraus brauchbare Informationen ableiten zu können.

In jedem Untersuchungsschritt wurden die gemessenen Parameter einerseits mit Werten aus internationaler Literatur verglichen, andererseits mit Messwerten aus zwei Gewässern im Mühlviertel, in denen noch größere Zahlen von Muscheln leben. Ergänzend wurden die Mortalitäts- und Zuwachsraten von je maximal 48 Tieren über drei Monate mit den Werten verglichen (LERCHEGGER et al. 2012).

Die beiden oben erwähnten Referenzgewässer beherbergen aber lediglich Muschelbestände, die nicht über die Altersstruktur einer intakten Population verfügen (JUNG & GUMPINGER 2009, JUNG 2011). Zudem bietet eines der Gewässer eine unnatürliche, künstlich hergestellte „Mühlbachsituation“, aus der seriös keine Werte für natürliche Lebensräume ableitbar sind.

Um ganz generell für die Wiederansiedelung der Flussperlmuschel geeignete Gewässer finden zu können, erscheint den Verfassern eine Habitatmodellierung als geeignetes Instrument. Diese Modellierung beruht auf Eingangsparametern, die in intakten Flussperlmuschelgewässern erhoben werden müssen. Solche intakten Gewässer mit reproduktiven Flussperlmuschelpopulationen existieren aktuell nur noch in Nordeuropa (z. B. Schweden, Finnland, Norwegen) und in einem deutschen Heidebach, der Lutter.

In dem vorliegenden Vorprojekt wurden sich gegenseitig beeinflussende Parameter analysiert und in einem ersten Modellierungsschritt deren Zusammenhänge dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass der Ansatz der Habitatmodellierung auf unterschiedlichen maßstäblichen Ebenen sehr wertvolle Informationen bringt.

Mit dem Wissen aus dem vorliegenden Projekt soll nun versucht werden, Kollegen aus der internationalen Fachwelt für eine Zusammenarbeit in einem internationalen Projekt zu begeistern. Dies gelang in Vorgesprächen schon bei der vom Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, ausgerichteten internationalen Muscheltagung im November 2013, an der über 80 internationale Experten teilnahmen. Auch bei der jährlich abgehaltenen Muscheltagung in Freising im März dieses Jahres wurden von Fr. Lerchegger weitere Vorgespräche geführt. Bei der im Mai in Finnland stattfindenden Flussperlmuschel-Fachtagung wird Hr. Scheder als Vertreter des Technischen Büros für Gewässerökologie die Projektkonzeption vorantreiben.

Dass die Thematik von internationalem Interesse ist, zeigt die Tatsache, dass ein Beitrag aus dem vorliegenden Projekt bei der im Juni in Trondheim stattfindenden Tagung „10<sup>th</sup> international symposium on ecohydraulics“ eingereicht und zur Präsentation akzeptiert wurde (GUMPINGER et al. 2013). Hr. Gumpinger und Hr. Hauer werden bei dieser Tagung anwesend sein und die Projektidee mit internationalen Kollegen weiter vertiefen.



Es steht zu hoffen, dass mit dem hier vorgelegten Vorprojekt zur Methodenentwicklung ein wichtiger Schritt in Richtung der Auswahl geeigneter Gewässer(abschnitte) zur Wiederansiedlung und Etablierung reproduktiver Bestände der Flussperlmuschel in ganz Europa gelingen kann.

## 2 LEBENS- UND HABITATBEDINGUNGEN FÜR DIE FLUSSPERLMUSCHEL

Die Flussperlmuschel zeichnet sich durch einen komplexen Lebenszyklus aus, der in Abb. 1 dargestellt und in der Bildunterschrift detailliert erklärt ist.

Nach dem Abfallen der Jungmuscheln vom Wirtsfisch graben diese sich in das Sediment ein und verbleiben für mindestens fünf Jahre im Kieslückenraum. Gerade in dieser sensiblen Entwicklungsphase ist ein stabiles Substrat mit ausreichender Sauerstoffversorgung im Interstitial überlebensnotwendig.

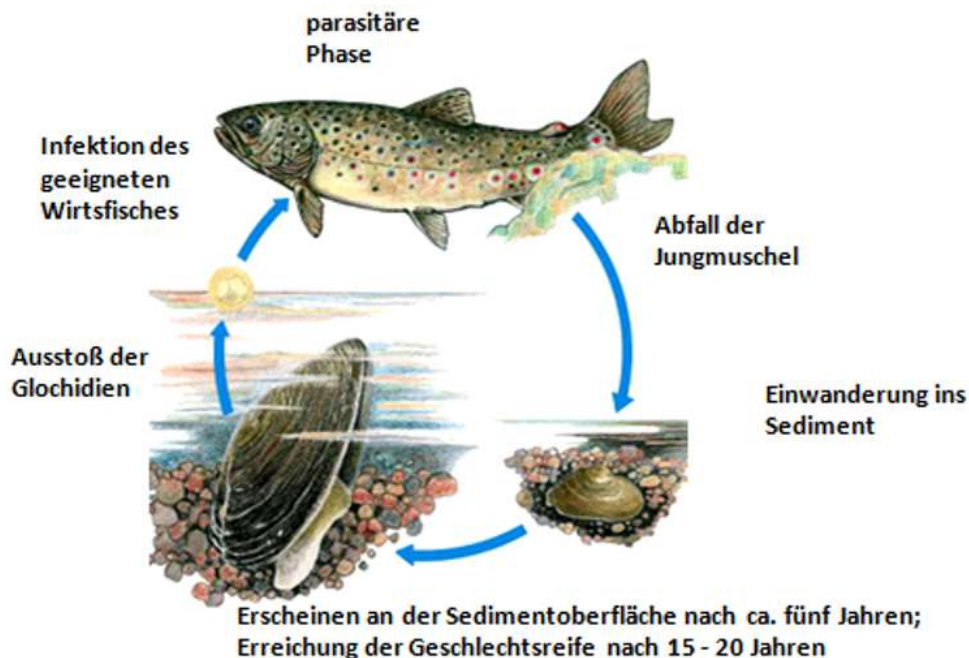


Abb. 1 *Entwicklungszyklus der Flussperlmuschel: Die weibliche Flussperlmuschel gibt nach erfolgter Ausreifung die Muschellarven (Glochidien) in die fließende Welle ab. Diese werden von vorbeischwimmenden Fischen eingeatmet und klammern sich am Kiemenepithel fest. Dort verbringen sie – als Parasit des Wirtsfisches – den Winter und reifen zur Jungmuschel heran. Alleine die Bachforelle ist in Österreich als Wirtsfisch für die Muschellarven geeignet. Im Frühsommer fällt die mittlerweile zur Jungmuschel herangereifte Larve vom Wirtsfisch ab und gräbt sich für zumindest fünf Jahre im Kieslückenraum der Gewässersohle ein. Danach wandert sie an die Wasseroberfläche und erreicht erst mit etwa 15 Jahren die Geschlechtsreife.*

Aus der Literatur geht hervor, dass Jungmuscheln meist in sogenannten Riffle-Bereichen, also in eher flach überströmten Furt-Situationen mit einer sehr heterogenen Korngrößenverteilung auftreten (zum Beispiel SKINNER et al. 2003). Auch GEIST & AUERSWALD (2007) zeigten, dass Habitate, in denen Jungmuscheln vorkommen, vor allem grobkörniges Sediment mit geringen Feinsandanteilen aufweisen. Das RedOx-Potential, das einen Richtwert für die Sauerstoffversorgung im Sediment gibt, weicht in diesen Habitaten selbst in größeren Tiefen kaum

von jenem in der fließenden Welle ab. Dies bedeutet einen sehr guten Wasseraustausch zwischen dem Oberflächenwasser und dem Porenwasser, was mit einer guten Sauerstoffversorgung im Substrat einhergeht (GEIST & AUERSWALD 2007). Gewässerabschnitte mit schluffig-schlammiger Substratdominanz sind nicht als Lebensraum für Jungmuscheln geeignet (HASTIE et al. 2000). Grundsätzlich ist ein hoher Anteil an organischen Stoffen im Sediment ein Zeichen von Gewässereutrophierung, die als einer der zahlreichen Gründe für das Aussterben der Muschel genannt wird (zum Beispiel BAUER et al. 1980).

BUDDENSIEK et al. (1993) fanden heraus, dass Jungmuscheln vor allem dort vorkommen, wo die wasserchemischen Parameter der fließenden Welle jenen im Porenwasser weitgehend entsprechen. Der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert sowie die Ammonium- und Phosphatkonzentration spielen hierbei eine wesentliche Rolle.

ÖSTERLING et al. (2008) entdeckten, dass die Trübung des Wassers in Gewässern ohne Jungmuschelvorkommen viermal höher ist als in jenen mit Nachwuchs. Der hohe Schwebstoffanteil im Gewässer führt zur Verklebung des Sediments, was letztendlich die Sauerstoffversorgung der Jungmuscheln unterbricht und damit zum Tod der Tiere führt.

### **3 AUSWAHL DER GEWÄSSER UND ALLGEMEINE STRECKENBESCHREIBUNG**

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden möglichst unterschiedliche Gewässer in Ober- und Niederösterreich ausgewählt, die aktuell einen Flussperlmuschelbestand aufweisen (Abb. 2). Für jedes dieser Gewässer wurden unterschiedlichste Parameter aufgenommen, um ein Habitatmodell zu generieren, das die Bedingungen des jeweiligen Gewässers bestmöglich wiedergibt. Die so entwickelten Modelle werden miteinander verglichen, um mögliche flussperlmuschelrelevante Zusammenhänge, sei es in der Substratzusammensetzung, der Hydrologie oder der Gewässermorphologie, herauszufinden.

Um einen repräsentativen Datensatz für diese Habitatmodellierung zu gewinnen, wurden zumindest fünf Gewässer benötigt. Maßgebend für die Auswahl der Gewässer waren einerseits das Vorkommen einer möglichst individuenreichen Flussperlmuschelpopulation, vorzugsweise sogar mit Jungmuschel-Vorkommen, und andererseits die Wahl von Gewässern aus unterschiedlichen Einzugsgebieten, nämlich aus dem Donau- und dem Elbe-System.

Im Folgenden werden die Gewässer beschrieben, die in Absprache mit den Auftraggebern für das Projekt ausgewählt wurden. Zuerst sind sicherlich die beiden hinsichtlich der Individuenzahlen bedeutendsten Flussperlmuschelgewässer Ober- und Niederösterreichs zu nennen – die oberösterreichische **Waldaist** und der **Große Kamp** in Niederösterreich. Beide Gewässersysteme entwässern in die Donau und weisen leider – dem europäischen Trend folgend – stagnierende bzw. sogar rückläufige Flussperlmuschelzahlen auf.

Die **Maltsch**, ein Grenzfluss zwischen Oberösterreich und der Tschechischen Republik, ist das einzige oberösterreichische Flussperlmuschelgewässer, das in die Elbe entwässert. Aufgrund des Nachweises juveniler Flussperlmuscheln aus natürlicher Reproduktion empfiehlt sich das Gewässer dringend für das vorliegende Projekt.

Flussperlmuschelpopulationen sind nicht nur in natürlichen Gewässern, sondern (und mittlerweile sogar zu einem guten Teil) in Mühlbächen anzutreffen, was möglicherweise mit der guten Pufferung von Hochwasserereignissen einhergeht. Diese oft beobachtete Tatsache hat als sogenanntes „Mühlbach-Phänomen“ Eingang in die Literatur gefunden. Da Mühlbäche sich mittlerweile zu wichtigen Muschelhabitaten entwickelt haben und in einigen Gewässersystemen die Muschelbestände sich ausschließlich auf Mühlbäche beschränken, war es de facto unumgänglich, für jedes der beiden Bundesländer einen flussperlmuschelführenden Mühlbach in die Habitatmodellierung aufzunehmen. Dabei fiel die Wahl zum Einen auf den **Mühlbach der Lainsitz** im niederösterreichischen Gabrielental, in dem kürzlich (anders als in allen anderen

österreichischen Flussperlmuschelgewässern) eine Bestandserhöhung dokumentiert werden konnte. Zum Anderen wurde der **Mühlbach des Gießenbaches** in Oberösterreich als Untersuchungsgewässer ausgewählt. Hier wurde im Jahre 2006 ein bis dahin weitgehend unbekannter Flussperlmuschelbestand entdeckt, der zumindest sehr vereinzelt auch noch Jungmuscheln hervorbringt (JUNG & GUMPINGER 2007).

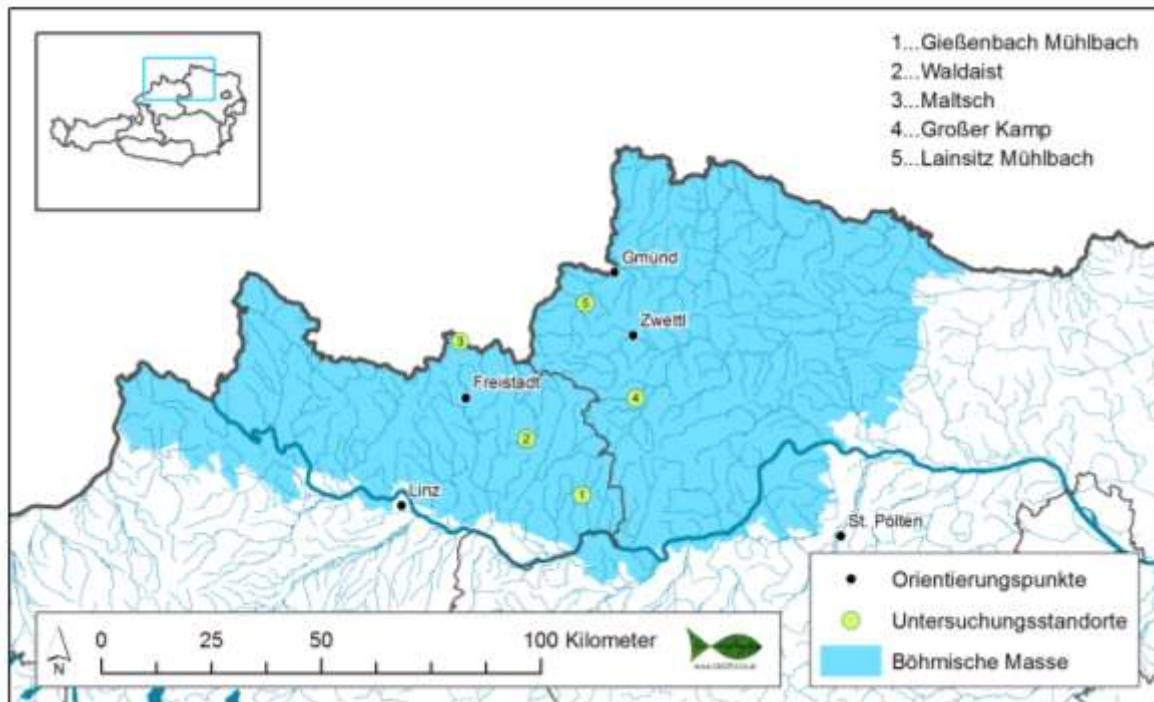


Abb. 2 Gewässer mit aktuellen Flussperlmuschelpopulationen, die für die Habitatmodellierung herangezogen wurden.

Alle Untersuchungsstrecken wurden so gewählt, dass die jeweiligen Flussperlmuschelpopulationen räumlich jedenfalls miteinbezogen wurden.

### **3.1 Waldaist**

Die Waldaist entsteht durch die Vereinigung der Weißen Aist mit der Schwarzen Aist auf einer Seehöhe von etwa 680 m im Gemeindegebiet von Weitersfelden. Ihr Einzugsgebiet umfasst ca. 350 km<sup>2</sup>. Die Schwarze Aist und einige ihrer Zuflüsse durchfließen mehrere Mooregebiete, darunter das Hochmoor „Große Heide“ und die Durchschnittsau, was zu ihrer namensgebenden dunklen Färbung führt. Diesen moorigen Farbcharakter und den hohen Anteil an Huminstoffen gibt sie an die Waldaist weiter. Diese fließt im Wesentlichen in südwestlicher Richtung und vereinigt sich bei Pregarten mit der Feldaist zur Aist, die schließlich bei Schwertberg in die Donau mündet (BERG et al. 2009). Weite Strecken der Waldaist zählen zum Natura-2000-Gebiet „Waldaist-



Naarn“, das unter anderem für die Schutzgüter Flussperlmuschel, Koppe und Grüne Keiljungfer ausgewiesen wurde. In diesem Bereich befindet sich die größte noch erhaltene Muschelbank Oberösterreichs (Abb. 3). Die aktuell rund 2.800 Individuen fassende Population ist allerdings stark überaltert, juvenile Tiere können seit Jahrzehnten keine mehr gefunden werden (OFENBÖCK 1998, JUNG 2011). Seit den Untersuchungen von OFENBÖCK (1998) ist die Populationsgröße um rund 50% zurückgegangen. Ein Vergleich der Populationsstrukturen in den Untersuchungsjahren 1997 und 2010 zeigt jedoch keinen signifikanten Unterschied: Tiere, die zwischen 30 und 40 Jahre alt waren, machten in beiden Jahren den Schwerpunkt der Population aus, der Anteil juveniler Muscheln war jeweils verschwindend gering. Die jüngsten damals wie aktuell gefundenen Tiere wiesen Körperlängen um die 50 mm auf und waren demnach etwa zwischen 15 und 20 Jahre alt (OFENBÖCK 1998, JUNG 2011).

In Anbetracht der Tatsache, dass, abgesehen von den wenigen letzten Individuen in der Harben Aist, im gesamten Aist-System aktuell keine weiteren Flussperlmuschelvorkommen bekannt sind, bemüht sich das oberösterreichische Artenschutzprojekt „*Vision Flussperlmuschel*“, die bestehende Muschelbank in der Waldaist so gut wie möglich zu schützen und durch das Ansiedeln nachgezüchteter Jungmuscheln zu einer Verjüngung beizutragen (LERCHEGGER et al. 2014).

Es liegt auf der Hand, dass in diesem Abschnitt der Waldaist die Bedingungen im Vergleich zum gesamten restlichen System noch am günstigsten sein müssen, weshalb im Rahmen der vorliegenden Studie in diesem Bereich verschiedenste (Lebensraum-)Parameter erhoben wurden, um ein Habitatmodell zu gestalten, mit welchem letztendlich funktionale Zusammenhänge beispielsweise zur optimalen Aussiedelung juveniler Flussperlmuscheln abgeleitet werden können.



Abb. 3 Lage des muschelführenden Abschnittes in der Waldaist - Überblick.

Der 230 m lange muschelführende Abschnitt in der Waldaist, der zur Modellbildung herangezogen wurde, weist eine durchschnittliche Gewässerbreite von etwa 10 m auf. Die Strecke ist durch eine gute Breiten- und Tiefenvarianz gekennzeichnet, wobei die Wassertiefen von 0,05 m bis rund 0,7 m reichen. Das Strömungsbild ist als sehr heterogen zu beschreiben, flache Furten wechseln sich mit tieferen Kolken ab, größere Steine führen zu einer zusätzlichen Heterogenisierung der Strömungsmuster. Sowohl rechts- als auch linksufrig grenzen abschnittsweise landwirtschaftlich genutzte Wiesenflächen sowie Mischwälder an die Ufer. Zu beiden Seiten sind die Ufer stellenweise mit Ansatzsteinen gesichert, der Gewässerlauf scheint dennoch weitgehend natürlich zu sein (Abb. 4). Das Substrat setzt sich vor allem aus Kiesfraktionen verschiedenster Korngrößen zusammen, in strömungsberuhigten Buchten hat sich Sand und stellenweise auch Schlamm angelagert. Die Einzugsgebietsgröße beträgt 163,9 km<sup>2</sup>.



Abb. 4 Muschelführender Abschnitt in der Waldaist.

### **3.2 Gießenbach**

Der Gießenbach entspringt in Ebenedt im Gemeindegebiet von St. Georgen im Walde auf rund 830 m Seehöhe. Im Oberlauf wird er als Vogelsammühlbach bezeichnet. Er fließt von Norden nach Süden und mündet östlich von Grein in die Donau. Die Einzugsgebietsfläche beträgt 65 km<sup>2</sup>.

Im Jahr 2006 wurde von JUNG & GUMPINGER (2007) eine damals weitgehend unbekannte Flussperlmuschelpopulation in einem Mühlbach des Gießenbaches entdeckt (Abb. 5). Der Großteil der 220 Tiere wies ein Alter zwischen 20 und 30 Jahren auf, die jüngste vermessene Muschel war



mit einer Schalenlänge von 40 mm zum Untersuchungszeitpunkt etwa 11 Jahre alt. Da in diesem künstlichen Gewässer der nachweislich letzte erhaltene Bestand des Gießenbach-Systems vorliegt, müssen hier die noch vergleichsweise besten Bedingungen herrschen. Dies lässt sich auch daran festmachen, dass Jungmuscheln im Zuge von Biomonitoring-Versuchen hier sehr gute Überlebens- und Zuwachsraten zeigten (LERCHEGGER et al. 2013, LERCHEGGER et al. 2014, DENIC et al. 2013), weshalb der Mühlbach des Gießenbaches auf einer Länge von 250 m als Modellgewässer für die vorliegende Studie herangezogen wurde.

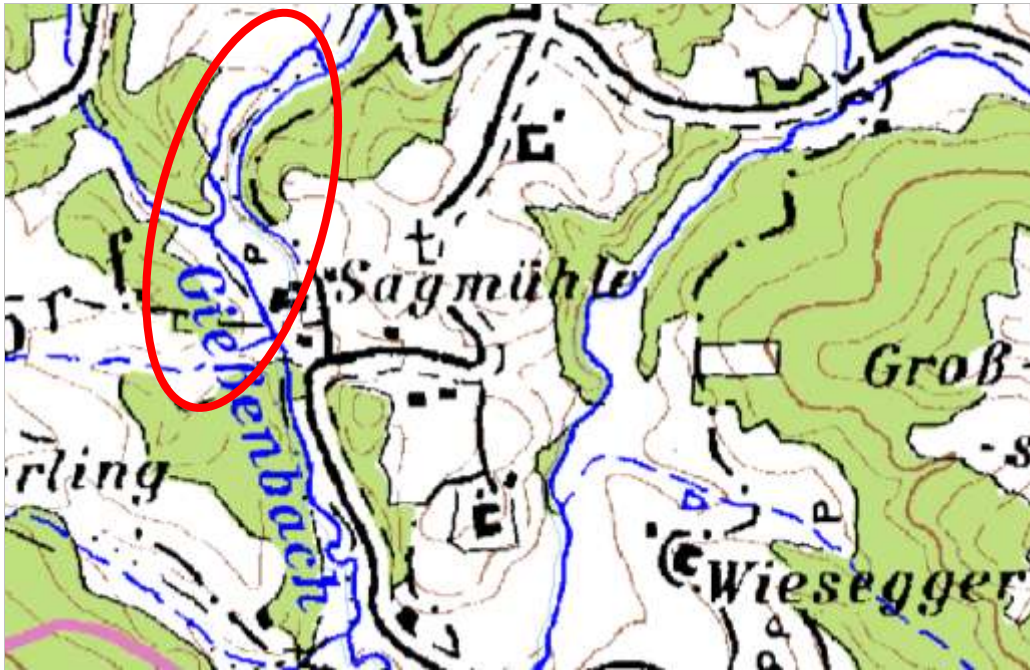


Abb. 5 Lage des muschelführenden Mühlbaches-Abschnittes im Gießenbach - Überblick.

Der Gießenbach auf Höhe jenes Abschnitts, in dem der Mühlbach zu liegen kommt, eine Einzugsgebietsfläche von 26,9 km<sup>2</sup> auf. Die durchschnittliche Gewässerbreite liegt bei etwa 2 m, die mittlere Wassertiefe bei rund 0,2 m. Rechtsufrig reicht eine als Kuhweide bzw. Futterwiese genutzte Nutzfläche bis ans Gewässer heran, linksufrig grenzt ein Mischwald aus Schwarzerlen, Bergahorn, Weidenarten, aber auch Fichten an den Mühlbach an. Das Ufer ist linksufrig naturnah gestaltet. Auf der rechten Seite ist das Ufer stellenweise mit Ansatzsteinen gesichert, bzw. liegt im rechten Außenbogen eine etwa 3 m lange betonierte Ufermauer vor. Die größte Kornfraktion sind feine Kiese, zum Großteil besteht die Sohle aber aus Sanden verschiedener Körnung (Abb. 6). Die Versandung ist ein Problem, das laut Mühlenbesitzer in den letzten Jahren merklich zugenommen hat. Der Sand homogenisiert das Mühlbachbett und führt zunehmend zu einer Verflachung des freien Wasserkörpers.





Abb. 6 Muschelführender Abschnitt des Gießenbach-Mühlbaches.

### **3.3 Maltsch**

Die Maltsch entspringt in etwa 900 m Seehöhe nordöstlich der Ortschaft Sandl und bildet auf einer Länge von 26 km die Staatsgrenze zur Tschechischen Republik, bis sie bei Wulowitz das österreichische Staatsgebiet verlässt. Sie mündet bei Budweis in die Moldau, die, dem Elbesystem zugehörnd, in die Nordsee entwässert. Das Gesamteinzugsgebiet der Maltsch umfasst 979 km<sup>2</sup>.

Das Maltsch-System stellt das größte oberösterreichische Gewässersystem nördlich der mitteleuropäischen Wasserscheide dar und ist das einzige zum Elbe-Einzugsgebiet zählende oberösterreichische Gewässer, das Flussperlmuscheln beherbergt. Auf österreichischer Seite sind große Teile des Gewässerverlaufs und angrenzender Flächen als Europaschutzgebiet verordnet, wobei die Flussperlmuschel als Art von gemeinschaftlichem Interesse ein wichtiges Schutzgut darstellt. Auf tschechischer Seite wurde der Fluss in das Flussperlmuschel-Rettungsprogramm der Tschechischen Republik aufgenommen.

Sowohl OFENBÖCK et al. (2001) als auch DORT & HRUŠKA (2008) weisen auf Flussperlmuschelvorkommen im gesamten Verlauf der Maltsch hin, wobei vor allem im Bereich zwischen Leopoldschlag und der tschechischen Staatsgrenze bei Stiegersdorf die hohe Muscheldichten dokumentiert werden konnten (GUMPINGER et al. 2012). GUMPINGER et al. (2012) merken an, dass Flussperlmuscheln in der Maltsch lediglich vereinzelt oder in kleineren Gruppen von maximal 20 Individuen verstreut auftreten. Größere Ansammlungen oder gar Muschelbänke, wie sie beispielsweise in der Waldaist bekannt sind, gibt es in der Maltsch nicht. Konkret wurden

von GUMPINGER et al. (2012) 1.500 m flussab von Leopoldschlag 324 Individuen nachgewiesen. Aufgrund der Tatsache, dass in diesem Abschnitt zum Einen vereinzelt juvenile Tiere gefunden wurden, die aus natürlicher Reproduktion hervorgegangen sein dürften, und es sich zum Anderen um das größte Muschelvorkommen im österreichischen Teil der Malsch handelt, wird ein Abschnitt im muschelführenden Bereich der Malsch für die vorliegende Studie herangezogen (Abb. 7).

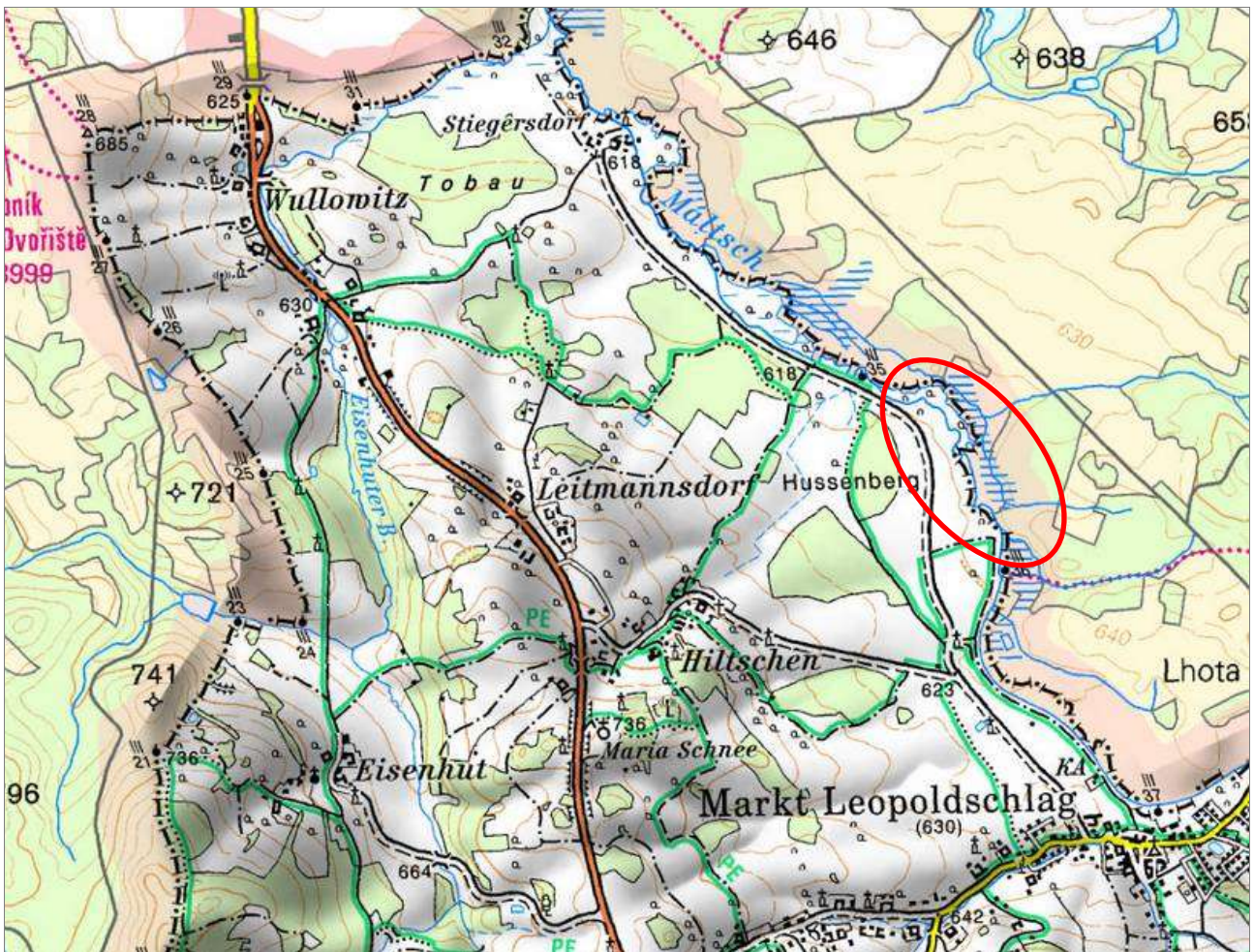


Abb. 7 Lage des muschelführenden Abschnittes in der Malsch - Überblick.

Wegen des geringen Gefälles bildet die Malsch in dem für das Habitatmodell herangezogenen 410 m langen Abschnitt ausgeprägte Mäander aus. Das Strömungsbild ist vergleichsweise homogen und über weite Strecken laminar, nur in ausgesprochenen Furtbereichen liegen auch turbulente Strömungsmuster mit höherer Fließgeschwindigkeit vor. Die Breiten- und Tiefenvarianz ist als sehr gut zu beschreiben, wobei die Wassertiefe zwischen wenigen Zentimetern und über einem Meter variiert. Die Gewässerbreite beträgt durchschnittlich 5 m, engere Stellen und Aufweitungen wechseln einander ab. Die häufigste Korngröße des Sediments wird von feinen Kiesen gebildet, wobei der Fluss im gesamten Abschnitt nahezu flächendeckend



Feinsedimentablagerungen zeigt (Abb. 8). Beide Ufer sind unverbaut und natürlich, Strauchweiden begleiten den Fluss in einem schmalen Band. Das Umland wird zu beiden Seiten von Sumpfwiesen dominiert, das von offenen Gräben – eventuell ehemaligen Altarmen der Maltsch – durchzogen wird. Solche Gräben, teilweise noch zur Gänze angebundene Seitenarme, begleiten die Maltsch auf österreichischer wie auf tschechischer Seite über weite Strecken zwischen Leopoldschlag und Stiegersdorf. An die Sumpfwiesen grenzen auf österreichischer Seite landwirtschaftlich genutzte Flächen an, auf tschechischer Seite Wälder. Die Einzugsgebietsgröße beträgt bis auf Höhe des Untersuchungsabschnitts 95,3 km<sup>2</sup>.



Abb. 8 Muschelführender Abschnitt in der Maltsch.

### **3.4    Großer Kamp**

Der Große Kamp stellt den größten Zufluss zum Kamp dar. Er entspringt auf einer Seehöhe von 920 m in Hirschau, nördlich von Liebenau. Er bildet vom Kampursprung an auf den ersten elf Kilometern, bis zur Ortschaft Komau, den Grenzfluss zwischen Ober- und Niederösterreich. Nach 34 Fließkilometern vereinigt sich der Große Kamp bei Ritterkamp mit dem Kleinen Kamp zum Kamp, der letztendlich östlich von Krems in die Donau mündet. Die Einzugsgebietsgröße des Großen Kamp beläuft sich auf 106,4 km<sup>2</sup> (WIMMER et al. 2007). Der Große Kamp fließt durch das FFH-Gebiet „Waldviertler Teich-, Heide- und Moorlandschaft“, das unter anderem die Flussperlmuschel als Schutzgut aufweist. Der größte Niederösterreichische Bestand befindet sich im Großen Kamp (MOOG et al. 1993), wobei STUNDNER (2002) noch einen Gesamtbestand von 23.000 Flussperlmuscheln angeben konnte.

Bei einer Untersuchung im Jahr 2008 wurde im Großen Kamp flussauf der Brücke in Neustift (Abb. 9) ein – im Vergleich zu den von STUNDNER (2002) erhobenen Ergebnissen – nahezu konstanter Flussperlmuschelbestand mit einer verhältnismäßig großen Populationsdichte dokumentiert (CSAR & GUMPINGER 2009). Mit 275 detektierten Muscheln hatte die Individuenzahl dort kaum abgenommen, die Verteilung der Längensklassen umfasste ein weites Spektrum bis hin zu jungen Muscheln mit einem Alter von etwa 11 – 20 Jahren (CSAR & GUMPINGER 2009). Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass an anderen Referenzstrecken im Großen Kamp sehr wohl deutliche Bestandsrückgänge im Vergleich zu den Erhebungen von STUNDNER (2002) registriert werden mussten, der Gesamtbestand dürfte in den letzten Jahren also deutlich zurückgegangen sein. Die Strecke bei der Brücke in Neustift ist aufgrund ihrer konstanten Muschelzahlen daher umso mehr als überaus bedeutendes und für die Muscheln ideales Habitat zu beschreiben, weshalb dieser Abschnitt einen wesentlichen Bestandteil der vorliegenden Studie darstellt.

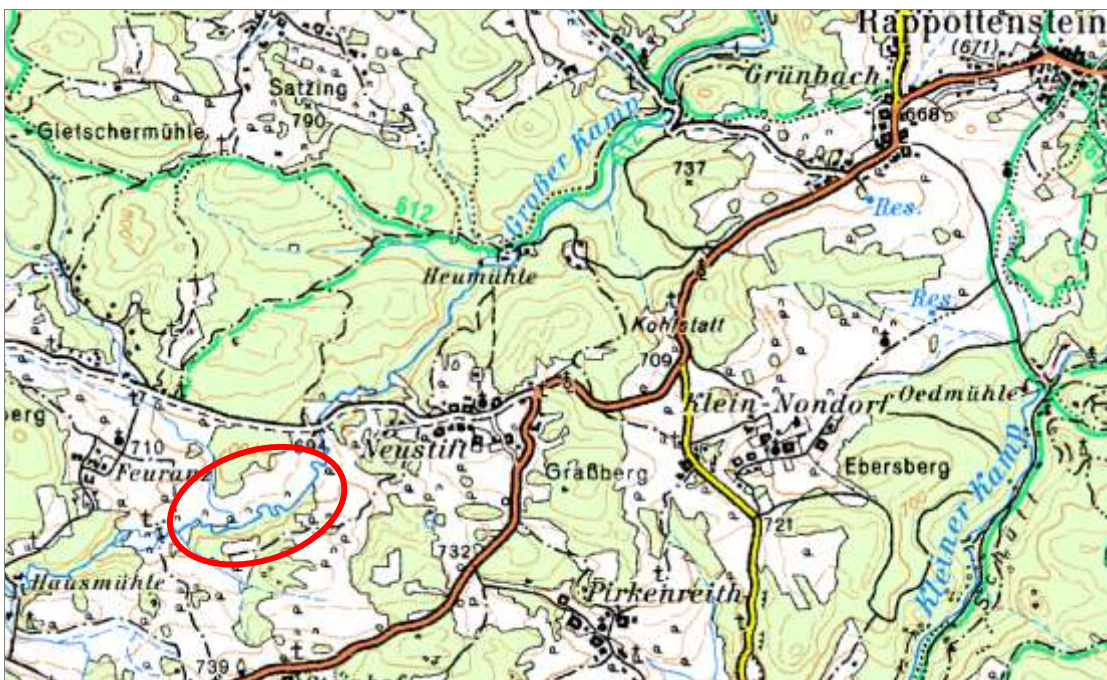


Abb. 9 Lage des muschelführenden Mühlbach-Abschnittes im Großen Kamp - Überblick.

Der Große Kamp zeichnet sich im betrachteten, 180 m langen Abschnitt (Abb. 10) vor allem durch eine große Breiten- und Tiefenvarianz aus; die Wassertiefen reichen von 0,05 m bis 1 m, die durchschnittliche Gewässerbreite liegt bei 5 m. Vor allem Kies verschiedener Korngrößen, aber auch Sandfraktionen machen den Hauptanteil der Substratzusammensetzung aus. Am rechten Ufer grenzt ein Fichtenwald mit starker Hangneigung an, der zum Großen Kamp hin aber flach ausläuft. Am linken Ufer erstrecken sich zumindest in unmittelbarer Gewässernähe Überschwemmungswiesen, an die in größerem Abstand landwirtschaftlich genutzte Flächen angrenzen. Mit Ausnahme einzelner Prallhangsicherungen am linken Ufer gibt es keine

nennenswerten Ufersicherungsmaßnahmen. Der Flusslauf ist als natürlich zu beschreiben, der Große Kamp bildet ausgeprägte Mäanderschlingen aus. Die Einzugsgebietsgröße bis zum betrachteten Abschnitt beträgt 76,7 km<sup>2</sup>.



Abb. 10 Muschelführender Abschnitt am Großen Kamp.

### **3.5 Lainsitz**

Die Lainsitz entspringt auf etwa 980 m Seehöhe am Eichelberg bei Karlstift im Waldviertel. Im Gegensatz zum Großen Kamp entwässert die Lainsitz in die Moldau und damit in weiterer Folge in die Elbe. Die Gesamtlänge der Lainsitz beträgt 208 km, davon durchfließt sie auf rund 43 km Länge Niederösterreich. Ihr gesamtes Einzugsgebiet umfasst 4.226,2 km<sup>2</sup>. Die Lainsitz zählt sowohl zum Europaschutzgebiet „Waldviertler Teich-, Heide- und Moorlandschaft“ (mit dem Schutzgut Flussperlmuschel) als auch zum „Vogelschutzgebiet Waldviertel“.

Der gesamte Muschelbestand im niederösterreichischen Anteil der Lainsitz wurde von STUNDNER (2002) auf 1.000 Individuen geschätzt. Der dichteste Bestand ist dabei in einem Mühlbach im Gabrielental nahe der Stadt Weitra zu finden. Bei der Nachsuche von CSAR & GUMPINGER (2009) konnten in der Lainsitz selbst keine lebenden Muscheln mehr gefunden werden. Im Gegensatz dazu stellte sich die Situation im Mühlgraben sehr erfreulich dar; hier war im Jahr 2008 eine Bestandszunahme von 105 auf 160 Individuen zu verzeichnen. Auch wenn diese Zahlen aus methodischen Gründen nicht 100%ig zur Deckung zu bringen sind, ist doch



jedenfalls die Grundtendenz herauszulesen, dass es in diesem Mühlbach zumindest zu keinem Bestandsrückgang gekommen ist.

Demnach kann davon ausgegangen werden, dass hier besonders geeignete Habitatbedingungen für Flussperlmuscheln vorliegen müssen. Um diese offenbar sehr günstigen Bedingungen zu erfassen, wurde der Mühlbach in der vorliegenden Studie als Modellgewässer herangezogen (Abb. 11).

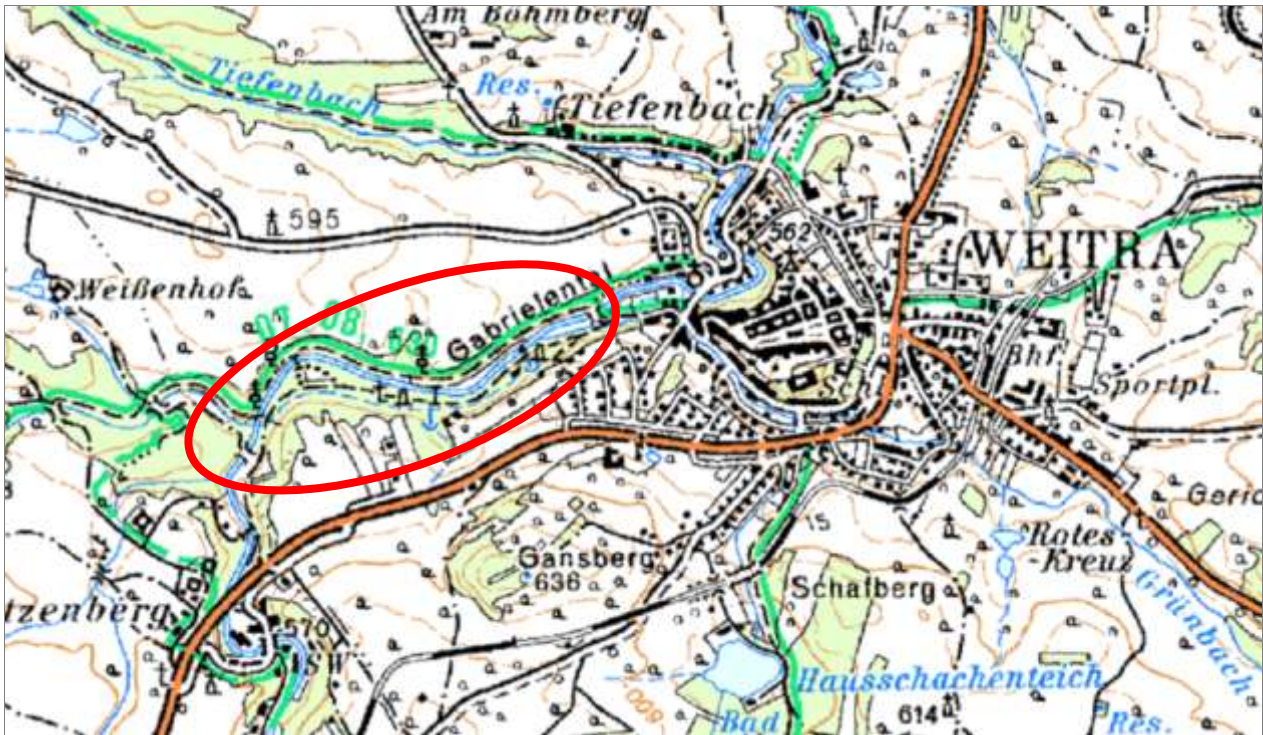


Abb. 11 Lage des muschelführenden Mühlbach-Abschnittes in der Lainsitz - Überblick.

Der zur Habitatmodellierung herangezogene, 180 m lange Abschnitt im Mühlbach der Lainsitz (Abb. 12) weist eine Breite zwischen ein und zwei Meter auf. Die durchschnittliche Wassertiefe liegt bei rund 0,3 m. Im Substrat dominieren vor allem Sand- und Kiesfraktionen unterschiedlicher Korngröße. Rechtsufrig grenzt an den Mühlgraben ein Mischwald an, auf der linken Seite verläuft parallel zum Gewässerverlauf ein Wanderweg. Die Längsverbauung ist zur Sicherung des Wanderweges am linken Ufer als Ufermauer ausgestaltet, das rechte Ufer ist naturnah gestaltet. Die Einzugsgebietsgröße beträgt bis zum Mühlgraben 158,7 km<sup>2</sup>.



Abb. 12 *Muschelführender Abschnitt des Lainsitz-Mühlbaches.*

## **4 CHEMISCH-PHYSIKALISCHE CHARAKTERISIERUNG DER GEWÄSSERQUALITÄT**

Um jene Habitatbereiche im Gewässer, die von Flussperlmuscheln vorzugsweise besiedelt werden, bestmöglich zu charakterisieren, sind neben hydro-morphologischen Untersuchungen auch chemisch-physikalische Abklärungen unabdingbar. Dabei spielen für die Entwicklung und das Überleben der Flussperlmuscheln vor allem die Sauerstoffversorgung im Kieslückenraum (Interstitialraum), das Temperaturregime des Gewässers sowie die chemische Zusammensetzung der Wasserinhaltsstoffe eine wesentliche Rolle. In erster Linie Stickstoff-, Phosphor- und Schwefelverbindungen, und hier vor allem Nitrat, Phosphat und Sulfat, stellen wichtige Indikatoren für Gewässerverunreinigung und Zeigerparameter für ungünstige Habitatbedingungen dar, und zwar sowohl in der fließenden Welle für adulte Individuen als auch im Interstitial für Jungmuscheln. Bereits eine geringfügige Erhöhung des jeweiligen Parameters kann zu massiven Beeinträchtigungen, im schlimmsten Fall sogar zum Absterben der Tiere führen.

In den folgenden Unterkapiteln werden die wesentlichen für Flussperlmuscheln relevanten Parameter genauer betrachtet.

### **4.1 RedOx-Potential**

Bei der Zersetzung organischer oder der Verwitterung anorganischer Substanzen spielen RedOx-Vorgänge eine wesentliche Rolle. Diese Vorgänge sind chemische Reaktionen, in denen ein oder mehrere Elektronen von einem Reaktionspartner auf einen anderen übertragen werden. Die Abgabe der Elektronen geht mit der Aufnahme von Sauerstoff einher und wird als Oxidation bezeichnet. Die Aufnahme der Elektronen geht mit der Abgabe von Sauerstoff einher und wird als Reduktion bezeichnet. Demnach handelt es sich bei RedOx-Vorgängen um Reduktions-Oxidations-Reaktionen (CAMPBELL et al. 2006). Als Maß für die oxidierende bzw. reduzierende Kraft gilt das RedOx-Potential (Eh-Wert). Es charakterisiert das elektrische Potential des entstandenen Elektronentransports in Millivolt (mV). So kann unter Zuhilfenahme eines RedOx-Meters die Sauerstoffverfügbarkeit beispielsweise in der fließenden Welle, aber auch in unterschiedlichen Sedimenttiefen bestimmt werden.

Im vorliegenden Bericht wird das RedOx-Potential als Kenngröße verwendet, um die Sauerstoffkonzentration im Kieslückenraum eines Gewässers im Vergleich zur fließenden Welle zu quantifizieren. Diese Kenngröße ist vor allem für die juvenilen Flussperlmuscheln, die mehrere Lebensjahre vergraben im Interstitial verbringen, von großer Bedeutung. Denn nur mit ausreichender Sauerstoffzufuhr ist ein Überleben der Jungmuscheln im Interstitial möglich.



Eine zunehmende Sauerstoffzerrung im Kieslückenraum der Gewässersohle entsteht beispielsweise durch Abbauprozesse von Bodenschlamm, der durch vermehrten Eintrag von Nährstoffen (Eutrophierung) vorangetrieben wird. Die Einschwemmung von Nährstoffen ins Gewässer wird zunehmend durch die Landkultivierung begünstigt, indem beispielsweise die ursprünglichen Aubereiche stark verkleinert oder gänzlich abgeholzt und trockengelegt werden. Auch ein erhöhter Eintrag von Überwasser- und Entleerungsleitungen von Fischteichen sowie die Einleitung von Drainagewässern begünstigt die Eutrophierung von Gewässern (GUMPINGER et al. 2002).

Nicht nur die Gewässereutrophierung, auch der Eintrag von Feinsediment aus dem Gewässerumland beeinträchtigt massiv das Jungmuschelhabitat im Kieslückenraum, da es das Interstitial verklebt und gleichzeitig, in Abhängigkeit von den organischen Anteilen, zu erhöhter Sauerstoffzehrung führen kann. Feinsediment wird vor allem durch Erosion aus angrenzenden Ackerflächen und über offene Drainagen ins Gewässer eingebracht, wo es sich in Form von Sand- und Schlammhängen ablagert. Auch ungesicherte Forststraßen im Gewässerumland sind massive Feinsedimentquellen (HÖFLER et al. in prep.). Das Fehlen von Begleitgehölzen, Kraut- und Strauchschichten begünstigen jedenfalls den Eintrag von Feinsediment (GUMPINGER et al. 2002).

## **4.2 Temperatur**

Die Temperatur spielt für die Entwicklung der Flussperlmuschel eine wesentliche Rolle. Bis vor kurzem herrschte die Meinung, das Gewässer müsse für eine erfolgreiche Reproduktion der Flussperlmuschel einen gewissen Temperatur-Schwellenwert erreichen. TÄUBERT et al. (2013) fanden erst in jüngster Zeit heraus, dass nicht eine Temperaturschwelle, sondern die Summe an Tagesgraden, vergleichbar mit der Entwicklung von Fischen, der entscheidende Wert ist. Dabei beobachteten TÄUBERT et al. (2013), dass ein erfolgreiches Abfallen lebensfähiger Jungmuscheln vom Wirtsfisch bei Tagesgradsummen zwischen 1.700 und 3.400 stattfindet. Als Tagesgrade wird die Temperatursumme aus einer gewissen Anzahl von Tagen in Abhängigkeit der herrschenden Temperatur bezeichnet, die die Dauer der Entwicklung eines Stadiums, in vorliegendem Fall der Entwicklung von der Larve zur Jungmuschel, beschreibt. Die höchste Abfallrate von Jungmuscheln wird mit 2.530 Tagesgraden verzeichnet.

Neben dieser wesentlichen Rolle in der Entwicklung der Jungmuscheln beeinflusst die Wassertemperatur auch biochemische Vorgänge im Gewässer. Der Stoffwechsel von Mikroorganismen wird mit zunehmender Temperatur erhöht, was zu einer schnelleren Mineralisation und somit zu einem veränderten Nahrungsangebot für die Flussperlmuschel führt. Die erhöhte Temperatur geht zugleich mit einem erhöhten Sauerstoffbedarf höherer Lebewesen

einher. Je stärker die Temperatur ansteigt, umso geringer ist aber die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser. Diese Gegenläufigkeit ist besonders für kaltstenotherme Arten wie die Flussperlmuschel von immenser Bedeutung, weil bereits bei vergleichsweise moderater permanenter Temperaturerhöhung aus dem Wasser nicht mehr genügend Sauerstoff für den erhöhten Stoffwechsel aufgenommen werden kann. Die Maximaltemperatur für Flussperlmuschelgewässer liegt bei ca. 25 °C. Eine kurzfristige Erhöhung der Wassertemperatur über 25 °C führt noch nicht zwingend zu einer Schädigung der Flussperlmuschelbestände. Problematisch ist jedoch eine längerfristige Temperaturerhöhung aufgrund der daraus resultierenden schlechteren Löslichkeit des Sauerstoffs und der damit verbundenen Sauerstoffunterversorgung. Vor allem bei kimenträchtigen Flussperlmuscheln führt Sauerstoffmangel rasch zur Atemnot, was den sofortigen Ausstoß von unreifen Glochidien zur Folge hat (MOOG et al. 1993).

Mögliche Gründe für Temperaturveränderungen können eine höhere Sonneneinstrahlung aufgrund geringer Beschattung sein oder eine Erwärmung des zufließenden Grundwassers durch Entwaldung. Auch Drainagierungen können zu einer Erhöhung der Wassertemperatur führen (MOOG et al. 1993). Es ist erwiesen, dass Temperaturveränderungen in einem Gewässer mit Veränderungen sowohl biotischer (z. B. Fortpflanzung, Wirt-Parasit-Beziehung) als auch abiotischer Parameter (z.B. Klima, Boden) einhergehen, weshalb diese immer im Zusammenhang gesehen werden sollten (MOOG et al. 1993, SCHEDER et al. 2011).

### **4.3 Weitere chemisch-physikalische Wasserparameter**

Zur Charakterisierung idealer Habitatbedingungen sowohl für adulte als auch für juvenile Flussperlmuscheln ist es unabdingbar, wasserchemische und –physikalische Untersuchungen durchzuführen. Bis dato wurden auf nationaler und internationaler Ebene zahlreiche Untersuchungen des Oberflächenwassers von Muschelgewässern durchgeführt. Die Untersuchung des Interstitialwassers – also des Wassers im Kieslückenraum der Gewässersohle – wurde bisher jedoch eher vernachlässigt. Dabei nimmt genau dieser Bereich die wohl wichtigste Rolle im Entwicklungszyklus von Jungmuscheln ein. Neben der ausreichenden Sauerstoffversorgung im Interstitial spielt die chemische Zusammensetzung des Interstitialwassers ebenfalls eine wichtige Rolle. Jungmuscheln reagieren wesentlich sensibler auf erhöhte Parameter als ihre Elterntiere, wodurch bereits geringe Schwankungen zu einem Absterben der Tiere führen können. Grenzwerte hierfür sind kaum bekannt, da einerseits in diesem Bereich noch zu wenig geforscht und publiziert wurde und andererseits berücksichtigt werden muss, dass es weltweit nur noch sehr wenige Gewässer gibt, die reproduktive Flussperlmuschelbestände aufweisen und somit als Referenzgewässer in Betracht kommen könnten.

Im Rahmen des Artenschutzprojektes „*Vision Flussperlmuschel*“ hat LERCHEGGER (2013) erste Untersuchungen von Interstitialwasser in oberösterreichischen Gewässern durchgeführt. Neben potentiellen Ansiedelungsgewässern wurden auch oberösterreichische Flussperlmuschelgewässer untersucht. Zur Bewertung wurden von LERCHEGGER (2013) Grenzwerte, die aber meist nur für adulte Individuen gelten, aus der Literatur herangezogen. Dahingehend zeigte das Interstitialwasser aller Untersuchungsgewässer nur eine mäßige bis schlechte Qualität. Vor allem Leitfähigkeit, Nitrat, Phosphor und Chlorid überschritten oftmals die in der Literatur angegebenen Grenzwerte, und zwar auch in Gewässern mit aktuellen Flussperlmuschelbeständen, was neben der wahrscheinlichen Sauerstoffunterversorgung im Interstitial die stagnierenden bzw. rückläufigen Muschelzahlen in Oberösterreich erklären könnte.

Es muss davon ausgegangen werden, dass in Österreich keine (oder wenn, dann nur mehr in einem vernachlässigbar geringen Ausmaß) natürliche Reproduktion von Flussperlmuscheln im Gewässer mehr stattfindet, wodurch es praktisch unmöglich ist, eine optimale Interstitialwasser-Zusammensetzung für Jungmuscheln zu definieren. Hier sollte dringend eine Zusammenarbeit mit Ländern forciert werden, die Gewässer mit reproduktiven Flussperlmuschelbeständen aufweisen. Vor allem die skandinavischen Länder, aber auch Irland oder Deutschland können hier als wesentliche Informationsquellen herangezogen werden. Einige internationale Experten weisen darauf hin, dass es in Flussperlmuschel-Gewässern mit erfolgreicher Reproduktion keine oder nur geringe wasserchemische Unterschiede zwischen fließender Welle und Interstitialwasser gibt (zum Beispiel BUDDENSIEK 1993, mündl. Mitt. VANDRÉ 2013). Da natürlicherweise die chemische Zusammensetzung der Gewässer durch Wechselwirkungen des Wassers mit den Gesteinen, mit der Atmosphäre und mit den Biota variiert und dabei chemische, physiologische und biologische Prozesse eng miteinander verknüpft sind, muss es aber zu einer gewissen Variation des Chemismus zwischen Interstitial- und Oberflächenwasser kommen. Dieser Auffassung sind etwa SIGG & STUMM (2011). Sie zeigen auf, dass beispielsweise der gelöste organische Kohlenstoff (DOC), Nitrat- oder Sulfat-Konzentrationen mit der Gewässer- und der Sedimenttiefe variieren. Diese Diskrepanz zeigt klar den noch bestehenden Forschungsbedarf hinsichtlich günstiger Interstitialbedingungen auf.

## **5 METHODE**

### **5.1 Hydrologische Charakterisierung**

Ein wesentlicher, aus wissenschaftlicher Sicht innovativer Ansatz berücksichtigt „makroskalige“ Aspekte der integrativen Lebensraumbewertung (Habitatmodellierung). Unter dem Begriff „Makroskalig“ werden sowohl einzugsgebietbezogene Größen (z. B. spezielle Geomorphologie, Feststoffhaushalt) als auch Langzeit-Aspekte der Hydrologie zusammengefasst bzw. können diese Faktoren im Zuge einer integrativen Analyse bewertet werden. Mit Hilfe einer „hydraulischen Stresstoleranz-Analyse“ sollen die Maximalabflüsse in genutzten FLUP-Abschnitten rückwirkend modelliert und evaluiert werden. Diese „hydraulische Stresstoleranz-Analyse“ ist als eine Erweiterung zu den bisherigen bereits etablierten Habitatmodellierungskonzepten der „hydraulischen Habitatnutzung“ zu sehen. Die Notwendigkeit, diesen neuen Ansatz aus fachlicher Sicht zu verfolgen, begründet sich durch die Tatsache, dass Flussperlmuscheln sich nicht mit der fließenden Welle bewegen, weshalb auch die Variabilität bzw. Stabilität des Sohlsubstrates bei der „hydraulischen Habitatnutzung“ einerseits bzw. für die „hydraulischen Stressanalysen“ andererseits eine entscheidende Rolle spielen.

### **5.2 Hydromorphologische Charakterisierung**

Für die Analyse der Gewässerstrecken wurden hydrodynamisch-numerische Modelle (eindimensional) in das Untersuchungsdesign implementiert. Diese Modelle finden eine breite Anwendungsbasis bei unterschiedlichen wasserbautechnischen Fragestellungen, Umweltstudien und Umweltgutachten (BHALLAMUDI & CHAUDHURY 1991, CORREIA et al. 1992; NIEKERK et al. 1992). Die physikalischen Grundgleichungen der Gewässerhydraulik, die in der Modellierung berücksichtigt werden müssen, sind: (1) die Massenerhaltung oder Kontinuitätsgleichung (Gleichung 1) und (2) die Energieerhaltung (Gleichung 2) (MAHMOOD & YEVJEVICH 1975). Die im Projekt verwendete HEC-RAS Modellierungssoftware berechnet den Freispiegelabfluss in einem Fließgewässer mittels der eindimensionalen St. Venant-Gleichungen, basierend auf einem Vier-Punkt impliziten Finiten-Differenzen-Schema.

Die Gewässerabschnitte und deren jeweiligen Wasserstände wurden mittels tachymetrischer Vermessung aufgenommen. Als wichtiger Punkt bei der Anwendung von hydrodynamisch-numerischen Modellen gilt die Kalibrierung der Eingangsparameter (Sohl- und Wandrauigkeit, Energieliniengefälle). Mittels Sensitivitätsanalyse der Sohlrauigkeit werden bei gegebenem Durchfluss die berechneten Wasserspiegellagen mit den gemessenen Wasserspiegellagen

verglichen bzw. angepasst (Abbildung 13). Zur Ermittlung des Durchflusses kam das Tiefen-Geschwindigkeits-Integrationsverfahren zur Anwendung. Die hierfür notwendigen Messungen in unterschiedlichen Lotrechten bzw. unterschiedlichen Wassertiefen wurden mit einem elektromagnetischen Fließgeschwindigkeitsmessgerät durchgeführt.

In Abb. 13 ist beispielhaft für die Kalibrierungsmethodik das Model des Großen Kamp dargestellt.

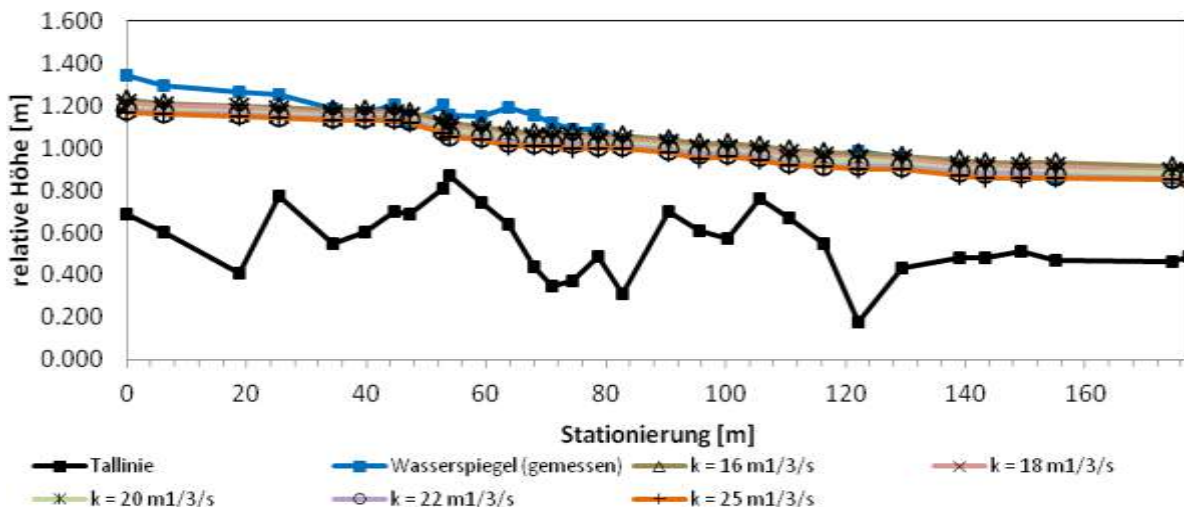


Abb. 13 Kalibrierungsergebnis für den Gewässerabschnitt am Großer Kamp, bei einem gegebenen Durchfluss von  $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ . (Gewählter Rauigkeitsbeiwert:  $k=18 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ ; Mittlere Fehlerabweichung: 3 cm).

Die für die Fehlerminimierung notwendigen Rauigkeitsbeiwerte wurden in einem ersten Schritt der Literatur (HABERSACK 1995) entnommen, wobei nur gewässertypische Parameter gewählt wurden. Zur Anwendung kamen folgende Rauigkeitsbeiwerte (Strickler-Beiwerte):

$k = 16 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  (Maltsch, Gießenbach, Mühlbach-Lainsitz)

$k = 18 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  (Waldaist, Großer Kamp)

$k = 20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$

$k = 22 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$

$k = 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$

Die hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeit, hydrostatischer Druck, Sohlschubspannung) erreichen bei Hochwässern ein Maximum und stellen für die hydromorphologische Gewässerentwicklung ein wichtiges Kriterium dar. Die Analyse der „hydraulischen Stresstoleranz“ soll hierbei langfristige Auswirkungen auf die Habitate ermitteln. Für die natürlichen Gewässerabschnitte (Großer Kamp, Maltsch, Waldaist) ist der bordvolle Abfluss

maßgeblich (Abb. 14). Die Mühlbäche (Gießenbach-Vogelsammühlbach, Lainsitz-Mühlbach) werden nur indirekt durch Hochwässer beeinflusst. Für diese Gewässerabschnitte wurde der maximale Durchfluss über den technischen Ausbaudurchfluss definiert.

Hydromorphologische Bedingungen der Mesohabitate werden anhand der Längenschnitte beurteilt. Die Tallinie (tiefster Punkt je Profil) wird als Gewässersohle definiert, um die hydromorphologischen Bedingungen bei Nieder- und Hochwasser für den gesamten Gewässerabschnitt ermitteln zu können.

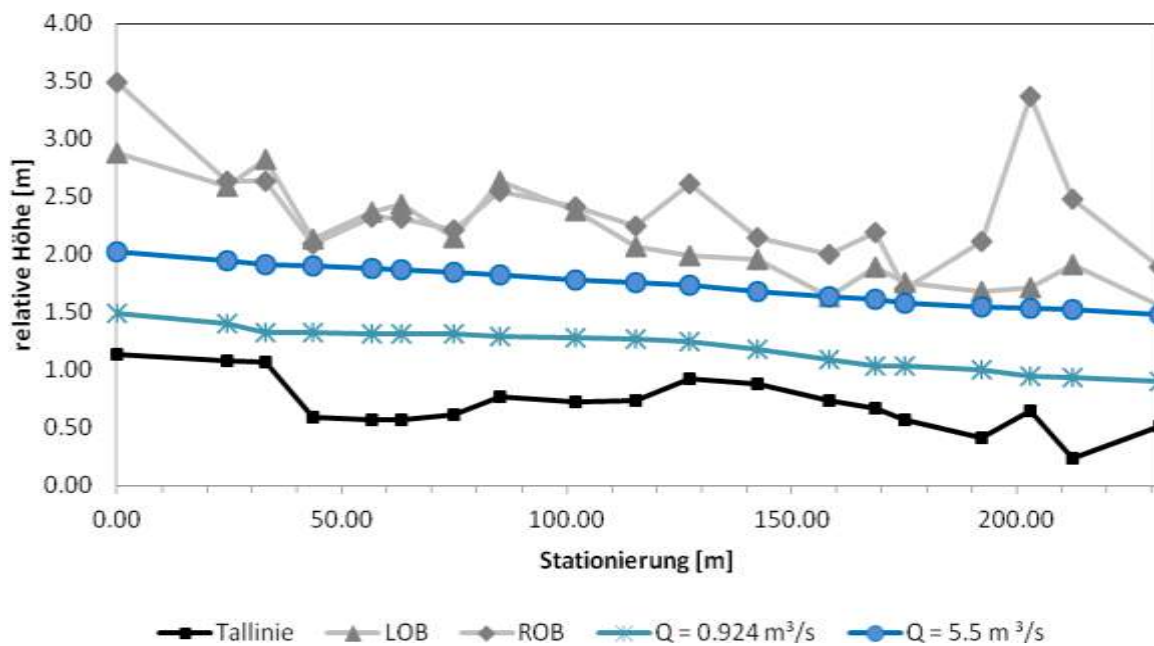


Abb. 14 Bordvoller Abfluss am Gewässerabschnitt Waldaist ( $Q_{BV} = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ )

Weiters werden in den Querprofilen die lokalen hydraulischen Bedingungen der Muschelstandorte berechnet. Diese werden im Projekt als so genannte Mikrohabitatmodellierungen bezeichnet. Maßgebend ist der tatsächliche Muschelstandort im Querprofil bei Nieder- und Hochwasser Verhältnissen (Abb. 15).

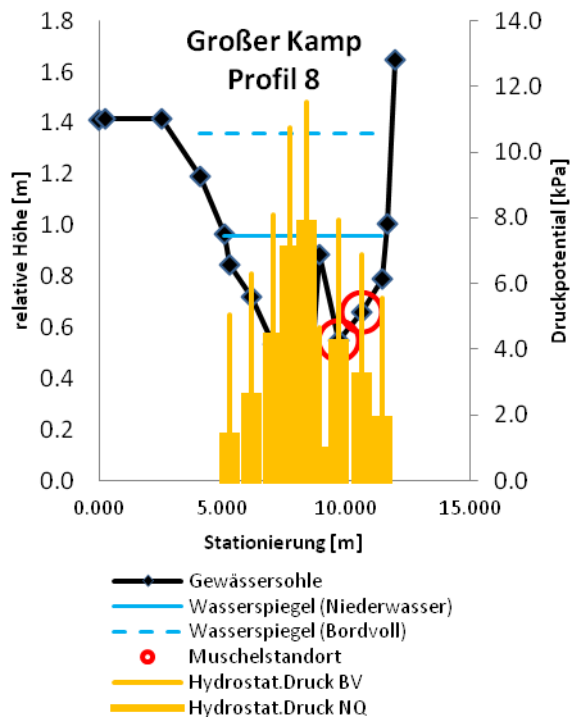


Abb. 15 Querprofil am Gewässerabschnitt Großer Kamp bei Niederwasser und bordvollem Abfluss. Auf der Sekundärachse ist das Druckpotential eingezeichnet (Niederwasser, bordvoller Abfluss).

### 5.3 Charakterisierung der Substratzusammensetzung

Kornverteilungskurven wurden mittels volumetrischer Beprobung (falls möglich) aus Deck- und Unterschicht entnommen. In der Folge wurde eine Bestimmung der Feinsedimentanteile (<0,063 mm, <0,125 mm, <0,250 mm), des Anteils der Sandfraktionen und des stabilisierenden Grobgeschiebes in von der Flussperlmuschel genutzten und nicht genutzten Abschnitten der Untersuchungsgebiete durchgeführt. Pro genutztem Abschnitt sind mindestens drei Proben der Deck- und Unterschicht entnommen worden. Diese wurden mittels Trockensiebung analysiert und bewertet (Abb. 16). Die relative Rauigkeit dient im Zuge des Projekts als Maßzahl für den Kornrauigkeitseinfluss auf die Habitate bzw. als Maßzahl für die Fließgeschwindigkeitsvariabilität.



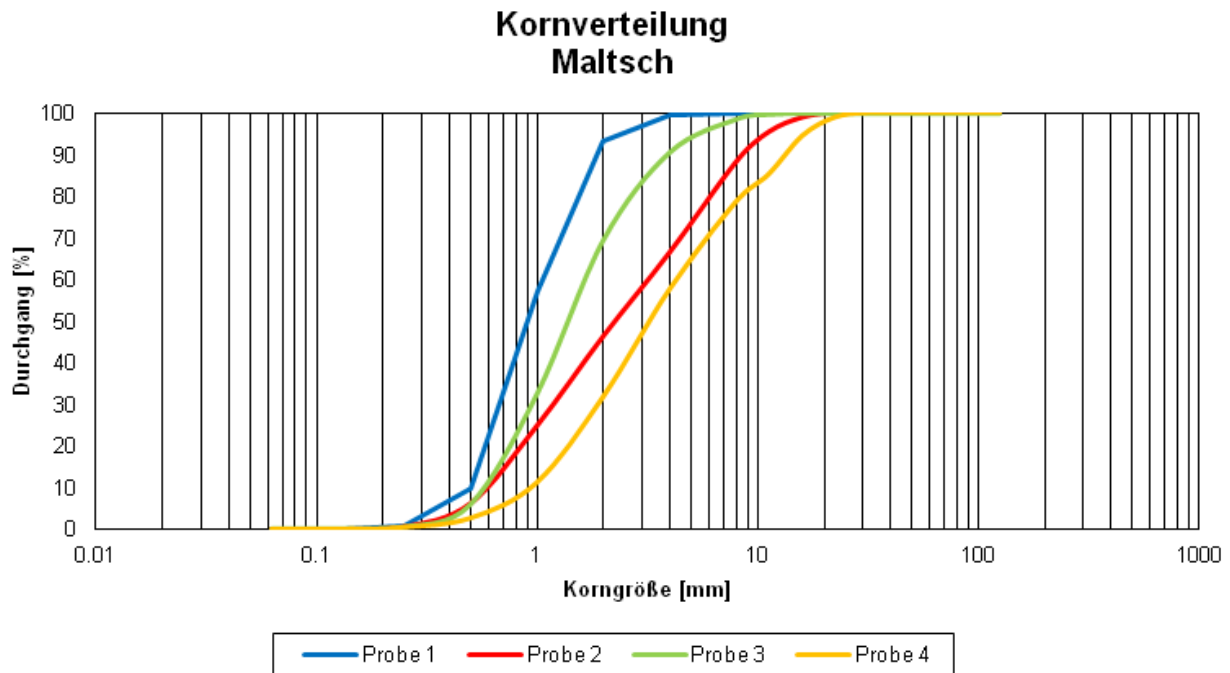


Abb. 16 Ergebnis der Substratzusammensetzung an der Maltsch.

## **5.4 Modellierung der theoretischen Sedimenttransportkapazität und Abschätzung der Sohlstabilität**

Zur Abschätzung der Sohlstabilität in den von Muscheln genützten sowie ungenützten Bereichen wird die theoretische Sedimenttransportkapazität numerisch modelliert. Anwendung findet hier die Geschiebetransportformel nach MEYER-PETER & MÜLLER (1948). Diese empirische Formel hat sich für Korngrößen  $> 1$  mm etabliert und findet breite Anwendungsbasis zur Ermittlung der theoretischen Transportkapazität.

Die theoretische Transportkapazität der Mesohabitate wird anhand der Längenschnitte in der Modellierungssoftware HEC-RAS berechnet. In Abb. 17 ist das Ergebnis der Waldaist als Beispiel für die Modellierung angeführt. Ermittelt und beurteilt wird der Geschiebetransport für verschiedene Durchflüsse unter Berücksichtigung aller Korngrößen, sowie im speziellen für die Korngröße  $d_{50}$ . Hierbei ist der  $d_{50}$  jene Korngröße, bei der 50 Volumen-Prozent feiner sowie 50 Volumen-Prozent größer sind.



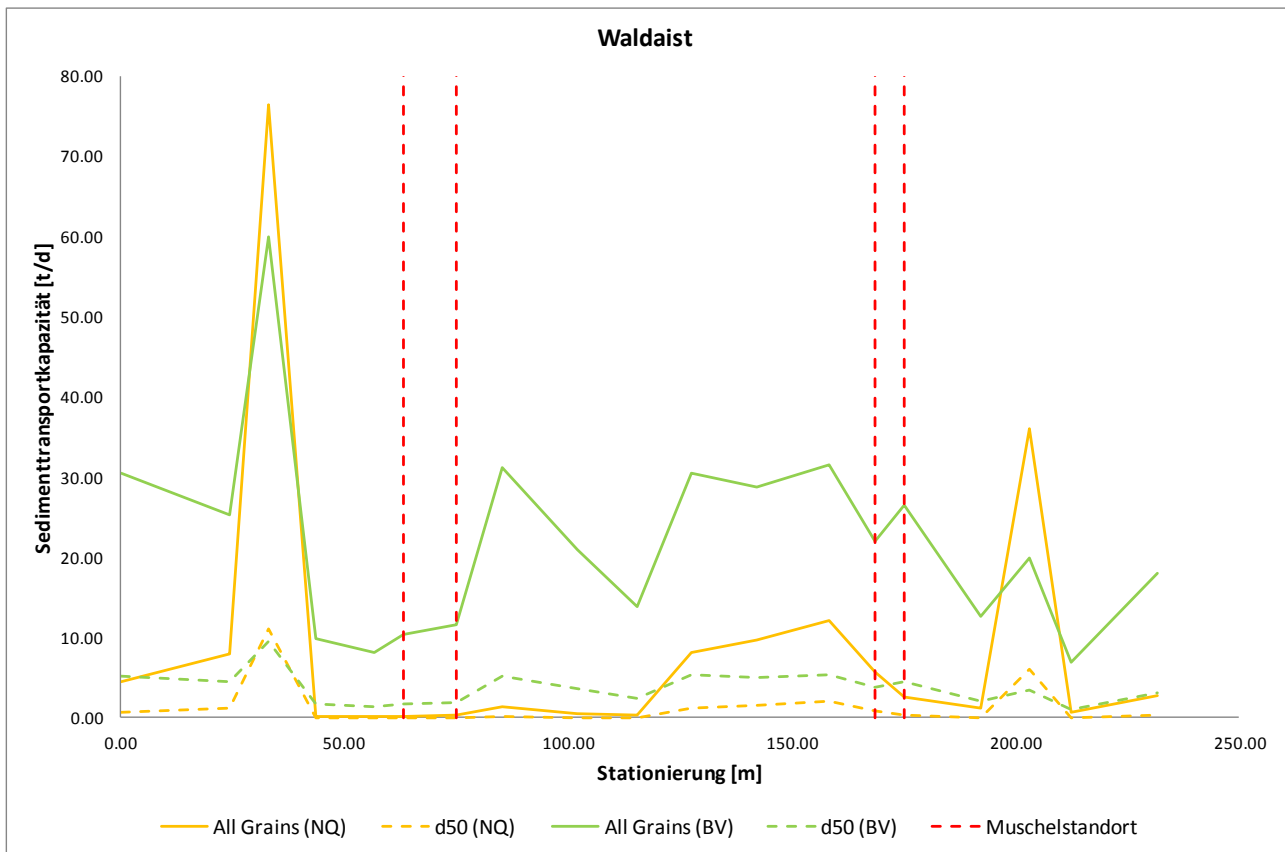


Abb. 17 Beispiel zur Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Abfluss an der Waldaist. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen  $d_{50}$  (gestrichelte Linie) und der Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie).

Die Korngröße  $d_{50}$  wird weiters zur Abschätzung der Sohlstabilität nach SHIELDS (1936) herangezogen. Unter Berücksichtigung der Dichte des Wassers, der Dichte des Sediments und der Korngröße  $d_{50}$  kann die Sohlschubspannung berechnet werden, die nötig ist, um den Geschiebetransport einzuleiten. Berechnet wird der Shields-Parameter für jede Sedimentprobe, um die Sohlstabilität im Bereich der genützten Habitate sowie ungenützten Abschnitte beurteilen zu können.

## **5.5 Chemisch-physikalische Charakterisierung der Wasserqualität**

### **5.5.1 RedOx-Potential-Bestimmung**

Das RedOx-Potential wurde nach der Methode von GEIST & AUERSWALD (2007) bestimmt. Hierzu wurden in der freien Welle und danach in 5 cm und 10 cm Sedimenttiefe die RedOx-Potentialwerte gemessen (Abb. 18). Pro Untersuchungsgewässer wurden in jeder Tiefe zumindest zehn Bestimmungen durchgeführt und der Mittelwert gebildet, wobei alle Bestimmungen in direkter

Umgebung adulter Flussperlmuscheln durchgeführt wurden. Die Untersuchungen des RedOx-Potentials in allen fünf Gewässern fand im Zeitraum von 25. bis 27. November 2013 statt.

RedOx-Potential-Werte unter 300 mV zeigen eine Sauerstoffunterversorgung im Substrat an. Werte über 300 mV spiegeln gute Sauerstoffkonzentrationen wider (SCHLESINGER 1991, GEIST 2007), weshalb in der vorliegenden Studie ein RedOx-Potential-Wert von 300 mV als unterer Grenzwert für Flussperlmuschelgewässer betrachtet wurde.



Abb. 18 Bestimmung des RedOx-Potentials mit dem RedOx-Meter nach der Methode von GEIST & AUERSWALD (2007).

### **5.5.2 Monitoring der Wassertemperatur**

Die Wassertemperatur spielt eine wesentliche Rolle für die Entwicklung der Flussperlmuscheln, weshalb in allen fünf Gewässern im November 2013 mit einem langfristigen Temperatur-Monitoring begonnen wurde. Hierfür wurde in jedes Gewässer ein Temperaturdaten-Logger (Temperatur-Mess-Paket, kurz: „Te.M.P.“, [www.blattfisch.at](http://www.blattfisch.at), Abb. 19) in der fließenden Welle installiert, welcher alle zwei Stunden über einen Zeitraum von zumindest einem, im Idealfall jedoch von mehreren Jahren die Wassertemperatur des Oberflächenwassers aufzeichnet. Die Daten werden in regelmäßigen Abständen mittels PC ausgelesen und ausgewertet. Aufgrund der vorgegebenen Projektdauer bis März 2014 können im vorliegenden Bericht nur die Aufzeichnungen der ersten drei Untersuchungsmonate dargestellt werden, die Messungen laufen aber nach Ende des Projekts weiter, um möglichst aussagekräftige Datenreihen zu erhalten.



Abb. 19 Temperaturdaten-Logger.

### **5.5.3 Wasseruntersuchungen**

Um den Zustand der fünf Untersuchungsgewässer hinsichtlich ihrer Wasserqualität charakterisieren zu können, wurden im Zeitraum von 25. bis 27. November 2013 Untersuchungen des Oberflächenwassers (fließende Welle) und des Interstitialwassers (Porenwasser) in unterschiedlichen Tiefen durchgeführt. Die Probenahme fand jeweils im direkten Umfeld adulter Flussperlmuscheln statt.

Die Probenahme aus der fließenden Welle erfolgte zehn Zentimeter unterhalb der Wasseroberfläche durch einfaches Eintauchen des Probenahmegebindes.

Mit einem speziell entwickelten Probenahmesystem (Abb. 20) wurden gezielt in 5 cm und 10 cm Tiefe Interstitialwasser-Proben entnommen. Um eine möglichst repräsentative Probe zu erhalten wurde an jeweils mindestens 70 Stellen Interstitialwasser aus der jeweiligen Tiefe gezogen und zu einer Mischprobe vereint, bevor es ins Probenahmegebilde überführt wurde.

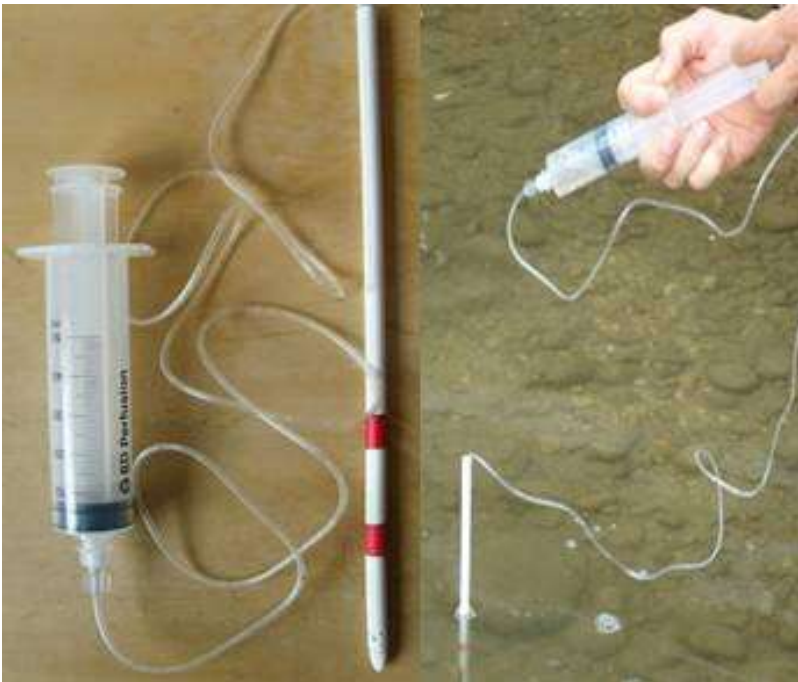


Abb. 20 Probenahmesystem zur Gewinnung von Interstitialwasser.

Die chemischen Analysen der gewonnenen Wasserproben erfolgten im Institut für Wasseraufbereitung, Abwasserreinigung und –forschung, kurz: IWA, einer Tochterfirma der Linz AG, in Asten und wurden nach entsprechenden Basisnormen durchgeführt. Es wurden vor allem für die Flussperlmuscheln relevante Parameter bestimmt. Eine Liste der geprüften Parameter ist in Tab. 1 ersichtlich.

Tab. 1 Liste der erhobenen chemisch-physikalischen Wasserparameter für die fließende Welle und das Interstitialwasser.

Parameter	Einheit
pH	-
Leitfähigkeit	µS/cm
Gesamthärte	°dH
Kalzium	mg/l
Magnesium	mg/l
Natrium	mg/l
Kalium	mg/l
Eisen	mg/l
Mangan	mg/l
Ammonium	mg/l
Nitrat	mg/l
Nitrit	mg/l
Chlorid	mg/l
Sulfat	mg/l
DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)	mg/l
Phosphor gesamt (unfiltriert)	mg/l
Phosphor gesamt (filtriert)	mg/l

Orthophosphat	mg/l
Phosphat-Phosphor	mg/l

Vor Ort wurden zusätzlich mithilfe eines HQ40d-Multimeters die aktuelle Wassertemperatur, der Sauerstoffgehalt, die Sauerstoffsättigung, der pH-Wert und die Leitfähigkeit des Wassers aus der fließenden Welle und aus dem Interstitialwasser bestimmt.

In Tab. 2 sind Zielwerte aus der Literatur für Flussperlmuschelgewässer dargestellt. Die Daten von MOORKENS et al. (2000) und MOORKENS (2006) stammen aus Gewässern mit aktuellem Jungmuschelvorkommen. Weiters geben MOOG et al. (1993) wasserchemische Werte österreichischer Flussperlmuschelgewässer an (Tab. 3). Die in Tab. 2 und Tab. 3 angeführten Daten werden als wasserchemische Grundlagen hinsichtlich der Anforderungen adulter Flussperlmuscheln für die vorliegende Studie herangezogen. Es ist hier anzumerken, dass sich diese Daten ausschließlich auf die Zusammensetzung des Oberflächenwassers beziehen, für das Interstitial liegen keine Werte in der Literatur vor.

Tab. 2 Zielwerte für Flussperlmuschelgewässer aus der internationalen Literatur. Die Angaben beziehen sich auf chemische und physikalische Untersuchungen des Oberflächenwassers.

Autor/ Erscheinungsjahr	BAUER & THOMAS 1980	BAUER 1988	MOOG et al. 1993	HRUSKA 1995	JUNGBLUTH 1996	MOORKENS et al. 2000	OLIVER 2000	MOORKENS 2006
pH	6,1 - 6,3			6,9	6,7 - 8,6	6,3 - 8	6,5 - 7,2	
Leitfähigkeit [µS/cm]	72	70	100- 150	73	80	200	100	
Parameter	NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	< 0,5	1,4		2,5	1,7	1	0,125
	NO <sub>2</sub> -N [mg/L]		< 0,01					
	NH <sub>4</sub> -N [mg/L]			0,1	0,1	0,1		
	P gesamt [mg/L]			< 0,035		< 0,035		
	o-PO <sub>4</sub> -P [mg/L]	0,1 - 0,6	0,03	< 0,014	0,024		0,06	0,03 0,005
	gelöster O <sub>2</sub> [%]						90 - 110	
	Härte [°dH]					2,24		
	Chlorid [mg/L]					10		
	Kalzium [mg/L]	8-10	2		6,7	8 - 10	10	

Tab. 3 Wasseranalytische Werte österreichischer Flussperlmuschelbäche.

Parameter	div. österr. Gewässer
pH	6,4 - 8,6
Leitfähigkeit [µS/cm]	65 - 158
NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	< 14
NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	0,04 - 0,2
P gesamt [mg/L]	0,021 - 0,10
o-PO <sub>4</sub> -P [mg/L]	0,016 - 0,29
Härte [dH]	1,3 - 2,6
Kalzium [mg/L]	a. - 16

## **6 ERGEBNISSE**

### **6.1 Hydrologie**

Um die hydrologischen Rahmenbedingungen besser zu erfassen, wurden in einem ersten Schritt die untersuchten Flussabschnitte gemäß ihrer Einzugsgebietsgröße bzw. den maßgeblichen Abflussgrößen (Niederwasser, Hochwasser) charakterisiert. In Tab. 4 sind die jeweiligen Werte dargestellt, wobei für die Beschreibung der Hochwassergröße zwei unterschiedliche Kategorien ausgewiesen wurden. Einerseits wurde in naturnahen Gewässerstrecken (z. B. Großer Kamp) der bordvolle Abfluss mittels numerischer Modellierung bestimmt. Andererseits wurde der maximale technische Ausbaudurchfluss in künstlichen, dotierten Gerinnen für die weitere Bearbeitung herangezogen. Im Zuge der Auswertungen konnte somit festgehalten werden, dass die Mühlbäche (Gießenbach-Vogelsammühlbach, Lainsitz-Mühlbach) unabhängig von der Einzugsgebietsgröße in Bezug auf den Durchfluss sehr gleichmäßige Verhältnisse aufweisen. Weiters ist zu sehen, dass die Einzugsgebietsgröße allgemein stark variiert.

Tab. 4 Einzugsgebietsgröße der untersuchten Gewässerabschnitte. <sup>1)</sup>bordvoller Abfluss wurde mittels 1-D hydrodynamisch-numerischer Modellierung bestimmt.

Gewässerabschnitt	Einzugsgebietsgröße	Niederwasser (gemessen)	Hochwasser  Bordvoller Abfluss <sup>1</sup> technischer Ausbaudurchfluss <sup>2</sup>
<b>Großer Kamp<sup>1</sup></b>	76,7 km <sup>2</sup>	0,429 m <sup>3</sup> /s	2,000 m <sup>3</sup> /s
<b>Waldaist<sup>1</sup></b>	163,9 km <sup>2</sup>	0,924 m <sup>3</sup> /s	5,500 m <sup>3</sup> /s
<b>Maltsch<sup>1</sup></b>	95,3 km <sup>2</sup>	0,226 m <sup>3</sup> /s	2,700 m <sup>3</sup> /s
<b>Gießenbach<sup>2</sup></b> (Vogelsammühlbach)	26,9 km <sup>2</sup>	0,024 m <sup>3</sup> /s	0,032 m <sup>3</sup> /s
<b>Lainsitz<sup>2</sup></b> (Mühlbach)	158,7 km <sup>2</sup>	0,104 m <sup>3</sup> /s	0,170 m <sup>3</sup> /s



## 6.2 Hydrodynamisch-numerische Modellierung

### 6.2.1 Großer Kamp

Im untersuchten Gewässerabschnitt des Großen Kamp ist die höchste Dichte an Muscheln im Bereich der Profile 8 und 9 (Stationierung 120 m flussab) zu finden (Abb. 21). Flussabwärts nimmt die Besiedelungsdichte ab. Für die Mesohabitat-Analyse wird der gesamte Gewässerabschnitt untersucht. Maßgebend ist die Tiefenlinie. Die Profile 3, 8 und 9 werden in der Mikrohabitat-Analyse querschnittbezogen näher untersucht.

Bei bordvollen Verhältnissen beträgt der Durchfluss  $Q_{BV} = 2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ . Für die Analyse der hydromorphologischen Bedingungen bei Niederwasser wurde ein Durchfluss von  $Q_{NQ} = 0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ , der im Zuge der Datenaufnahme im Freiland berechnet wurde, festgelegt.

Abb. 21 zeigt im Längenschnitt die Tiefenlinie des Gewässerabschnitts und den Wasserspiegel bei Niederwasser. Datengrundlage sind die Messungen der tachymetrischen Vermessung.

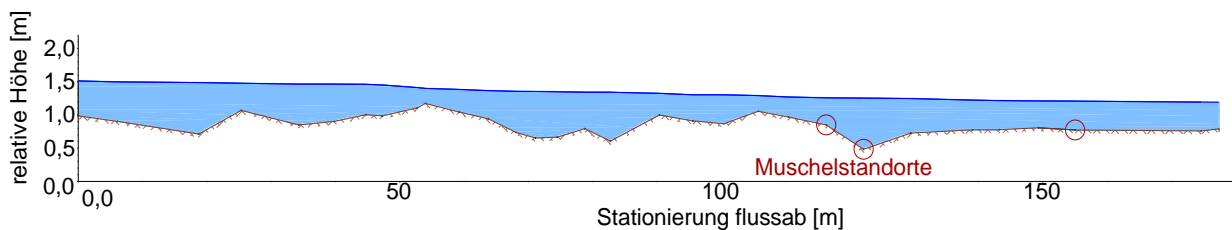


Abb. 21 Längenschnitt Großer Kamp mit Muschelstandorten ( $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=13 \text{ ‰}$ )

#### 6.2.1.1 Auswertung der Längenschnitte (Mesohabitat-Analyse)

Als ein Teilergebnis der eindimensionalen Modellierung ist in Abb. 22 der schematische Längenschnitt dargestellt. Er zeigt den Wasserspiegel bei Niederwasser (durchgezogene blaue Linie) und in bordvollem Zustand (gestrichelte blaue Linie).

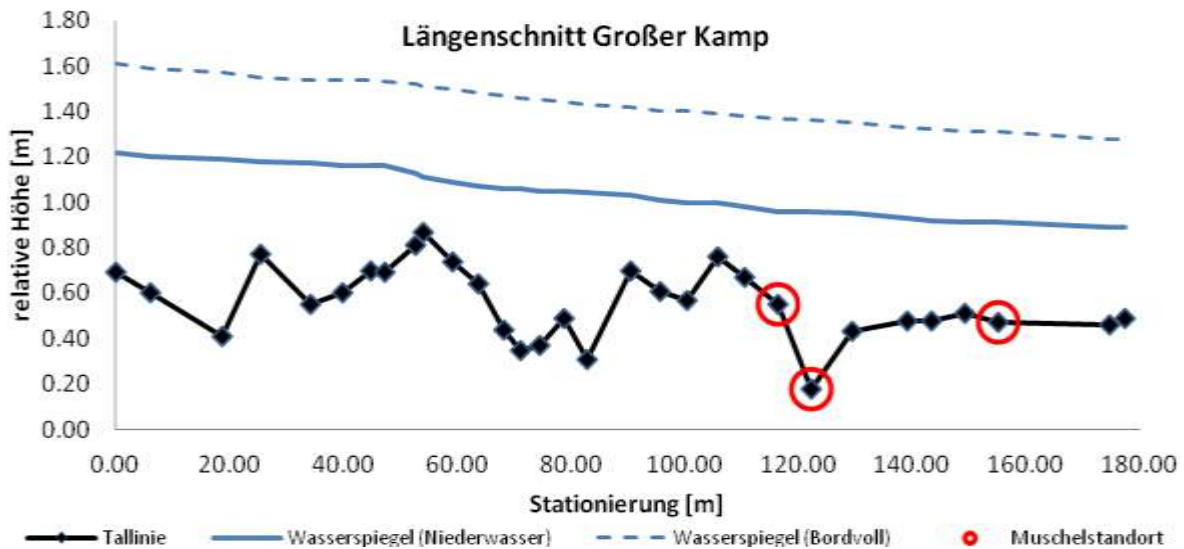


Abb. 22 Berechneter Längenschnitt Großer Kamp; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Bordvoll ( $Q_{BV}=2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ )

Die Analyse des Druckpotentials (Abb. 23) zeigt einen Anstieg des Druckgradienten im Bereich der Muschelstandorte. Zu sehen ist, dass im Abschnitt mit hoher Besiedelungsdichte (Stationierung 120 m) der Druckgradient deutlich höher ist, als in dem flussab gelegenen Standort (Stationierung 160 m). Der Druckgradient schwankt im Bereich von 0–4 kPa, weist aber auch in dem locker besiedelten Abschnitt positive Werte auf.

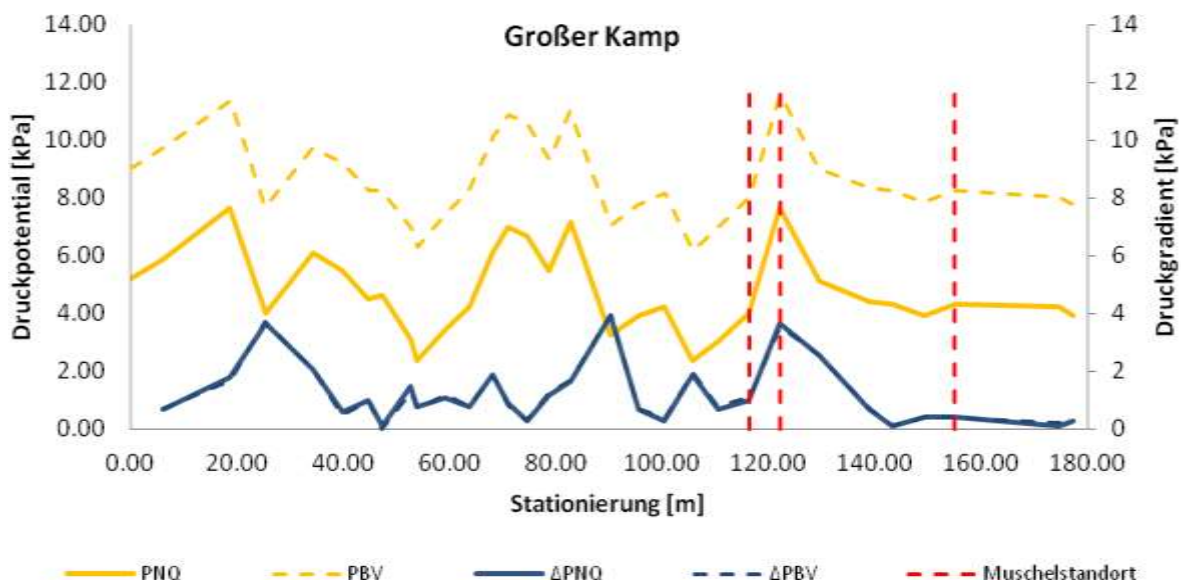


Abb. 23 Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Großer Kamp. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PBV (Druckpotential bei bordvollem Abfluss in kPa). Sekundärachse:  $\Delta$ PNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa);  $\Delta$ PBV (Druckgradient bei bordvollem Abfluss in kPa).



In Abb. 24 ist auf der y-Primärachse der Verlauf der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit über den Gewässerabschnitt aufgetragen. Die Froude-Zahl auf der y-Sekundärachse dient zur Abschätzung der Strömungsverhältnisse vor allem bei Niederwasserverhältnissen (Habitatnutzungen). Im Bereich der dichten Besiedelung sinkt die Fließgeschwindigkeit bei zunehmender Wassertiefe. Ab Stationierung 160 m (geringe Besiedelungsdichte) stagnieren beide Parameter hingegen. In den Abschnitten mit Muschelstandorten ist eine Fließgeschwindigkeit von 0,2–0,3 m/s festzustellen.

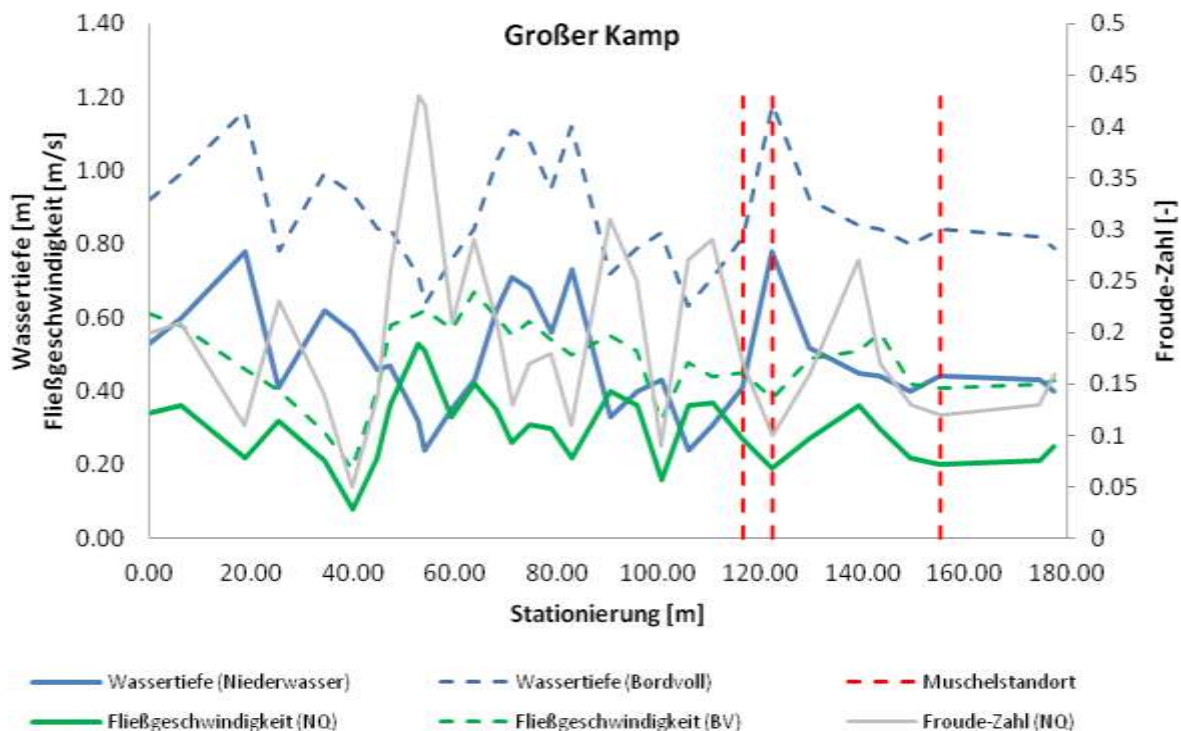


Abb. 24 Strömungsverhältnisse – Großer Kamp in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen, Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und bordvollem Abfluss (BV). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ).

### 6.2.1.2 Auswertung der Querprofile (Mikrohabitat-Analyse)

Die Profile 8 und 9 sind in der Untersuchungsstrecke des Großen Kamp die Teilbereiche mit hoher Besiedelung (Abb. 25 und Abb. 26). In Profil 3 (Abb. 28) ist die Besiedelung als locker anzusehen. Alle drei Profile werden im Detail für die weiterführende Mikrohabitat-Analyse herangezogen (Abb. 27 und Abb. 29).

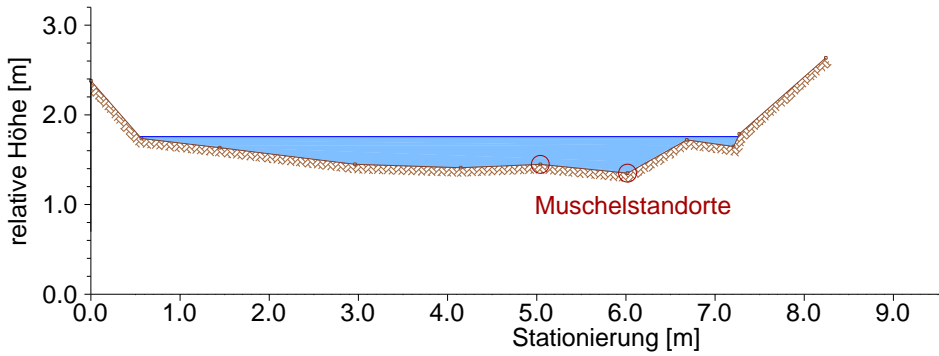


Abb. 25 Querprofil 9 Großer Kamp mit Muschelstandorten ( $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=13 \%$ ).

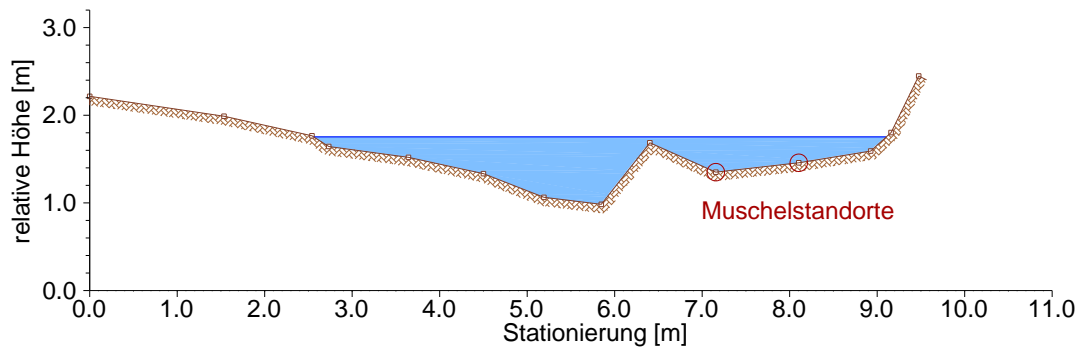


Abb. 26 Querprofil 8 Großer Kamp mit Muschelstandorten ( $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=13 \%$ ).

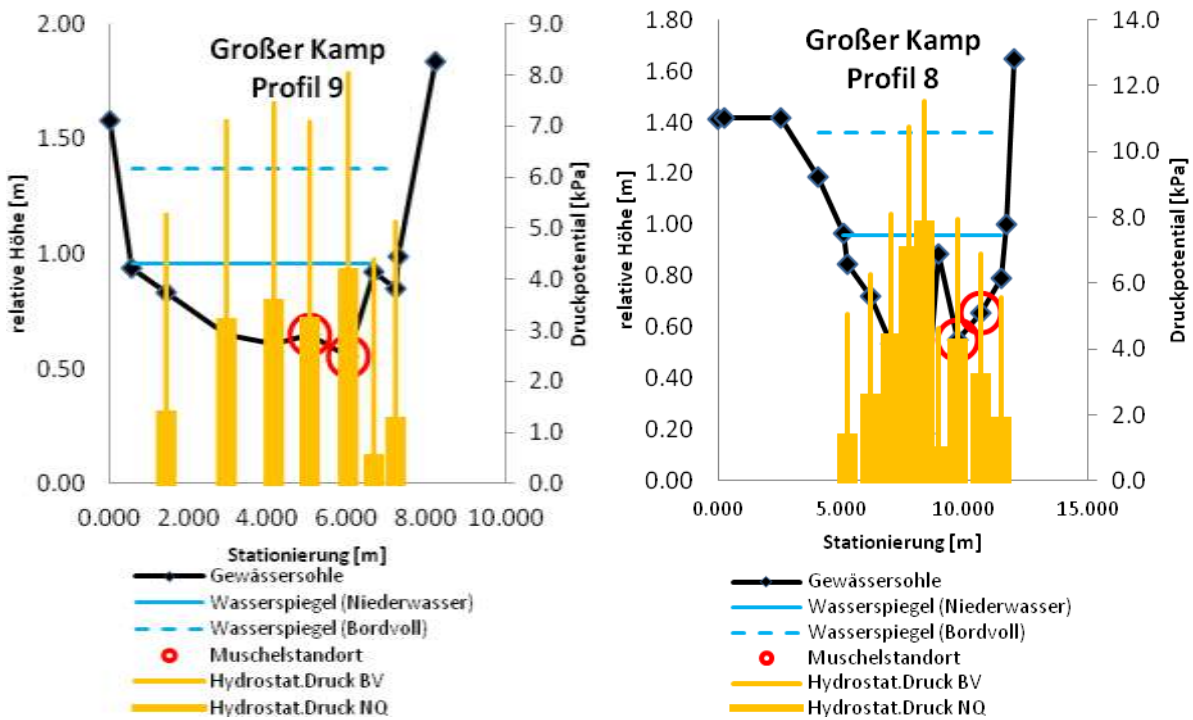


Abb. 27 Druckpotential in Querprofilen mit hoher Besiedelungsdichte – Großer Kamp.

Das Druckpotential nimmt bei bordvollem Zustand stark zu. Zu erkennen ist hierbei, dass an den Muschelstandorten keine Werte über 8 kPa auftreten, während in der Tallinie durchaus höhere Werte festgestellt werden können. Es gilt vor allem am Großen Kamp darauf hinzuweisen, dass Muscheln am Sohltiefpunkt in Bereichen des erhöhten theoretischen Sedimenttransports nachzuweisen sind.

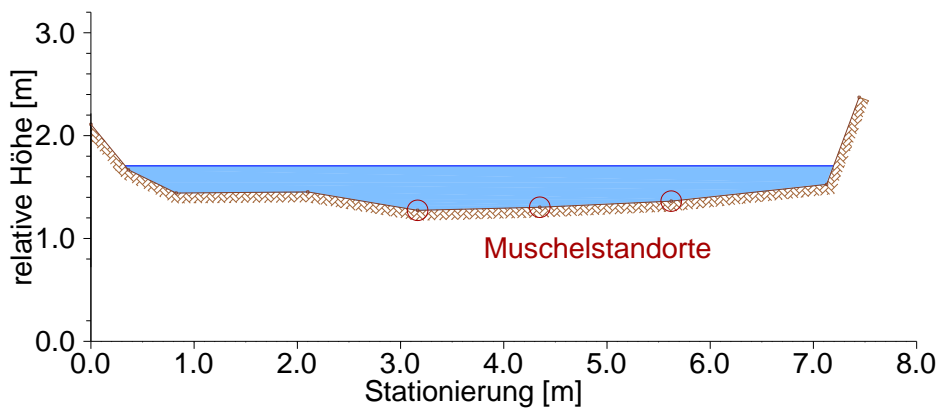


Abb. 28 Querprofil 3 Großer Kamp mit Muschelstandorte.

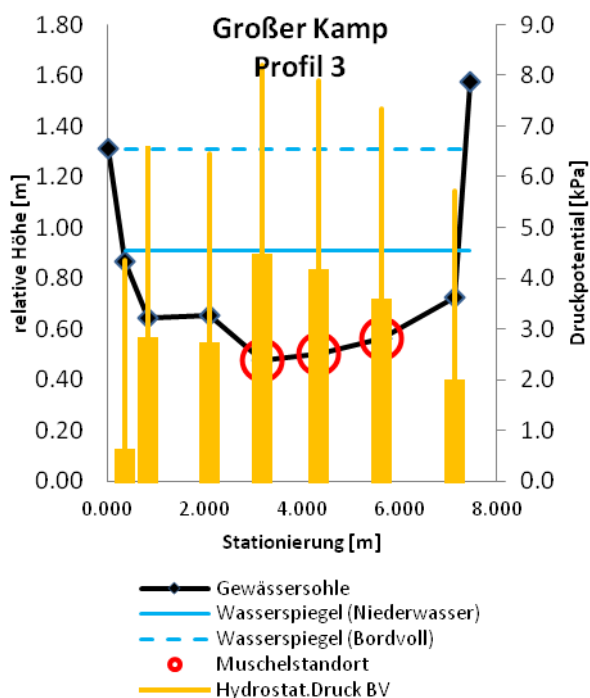


Abb. 29 Druckpotential im Querprofil mit geringer Besiedelungsdichte – Großer Kamp.

### 6.2.1.3 Kornverteilung

Die Sedimente der Deck- und Unterschicht weisen über den Gewässerabschnitt nur geringfügige Variationen auf (Abb. 30). Eine Klassifizierung in Choriotoptypen zeigt einen hohen Anteil an Akal (0,2–2 cm) sowie Psammal (0,063–2 mm). Probe 1 und 2 wurden im Bereich der dichten Besiedelung entnommen; Probe 3 und 4 flussabwärts.

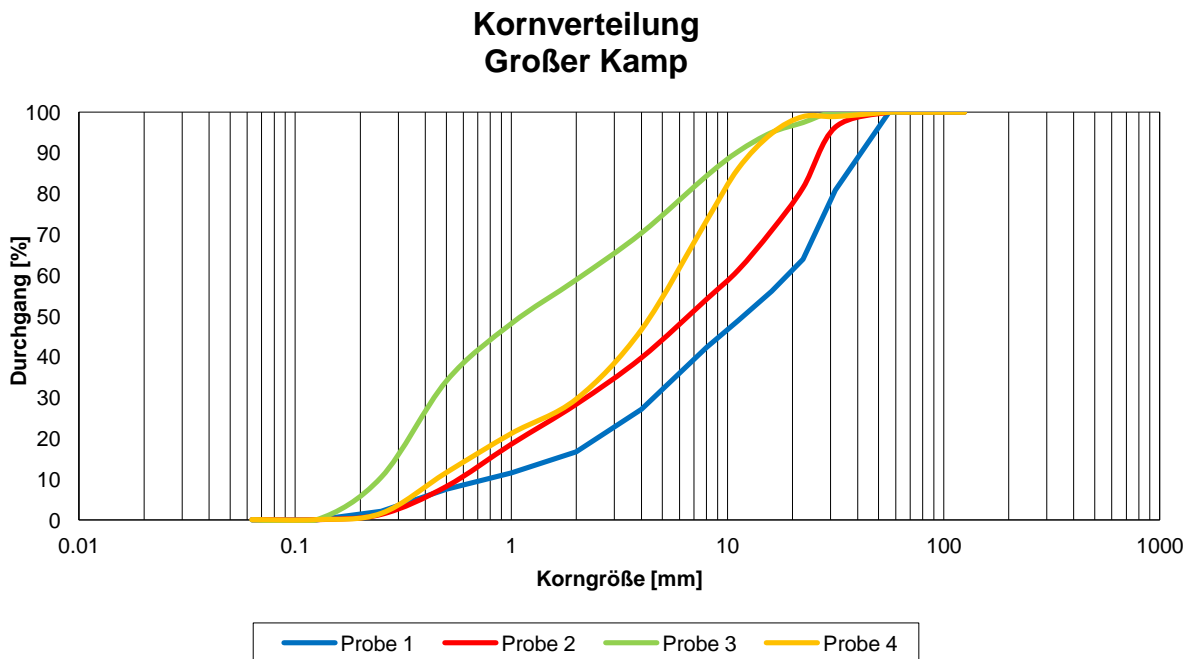


Abb. 30 Kornverteilungen der volumetrischen Proben im Untersuchungsgebiet – Großer Kamp.

Im Vergleich der unterschiedlichen Kornverteilungskurven zeigt Probe 3 einen deutlich höheren Feinanteil (z.B. < 1mm: 48,13 %) als die anderen Proben (Tab. 5), für die Feinanteile < 1mm mit einer Größenordnung von um die 20% ausgewiesen wurden. Ein ähnliches Muster zeigt sich auch für die prozentuellen Ausweisungen der Größenklassen < 5 mm und < 10 mm.

Tab. 5 Charakteristische Korngrößen – Großer Kamp.

	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4
	[%]	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	46.37	58.54	88.06	81.35
< 5mm	30.89	43.33	73.83	53.32
<1 mm	11.50	18.53	48.13	21.16

In Abb. 31 wurde die theoretisch mögliche Sedimentfracht nach MEYER-PETER & MÜLLER (1948) für den untersuchten Abschnitt des Großen Kamp berechnet. Es wurde die Korngrößenverteilung der Probe 2 (Tab. 5) zur Berechnung herangezogen, da diese im Nahbereich des Muschelstandorts mit dichter Besiedelung entnommen wurde.

Die Modellierung der theoretischen Sedimenttransportkapazitäten zeigt geringe theoretische Frachten in den Bereichen der Muschelstandorte. Zu erkennen ist, dass in den besiedelten Bereichen (Stationierung 120 m und 160 m) deutlich geringere Transportkapazitäten auftreten als weiter flussaufwärts (Stationierung 50–75 m). Weiters ergab die Modellierung, dass Sedimente größer  $d_{50}=1,2$  mm auch bei bordvollem Abfluss nicht mehr transportiert werden.

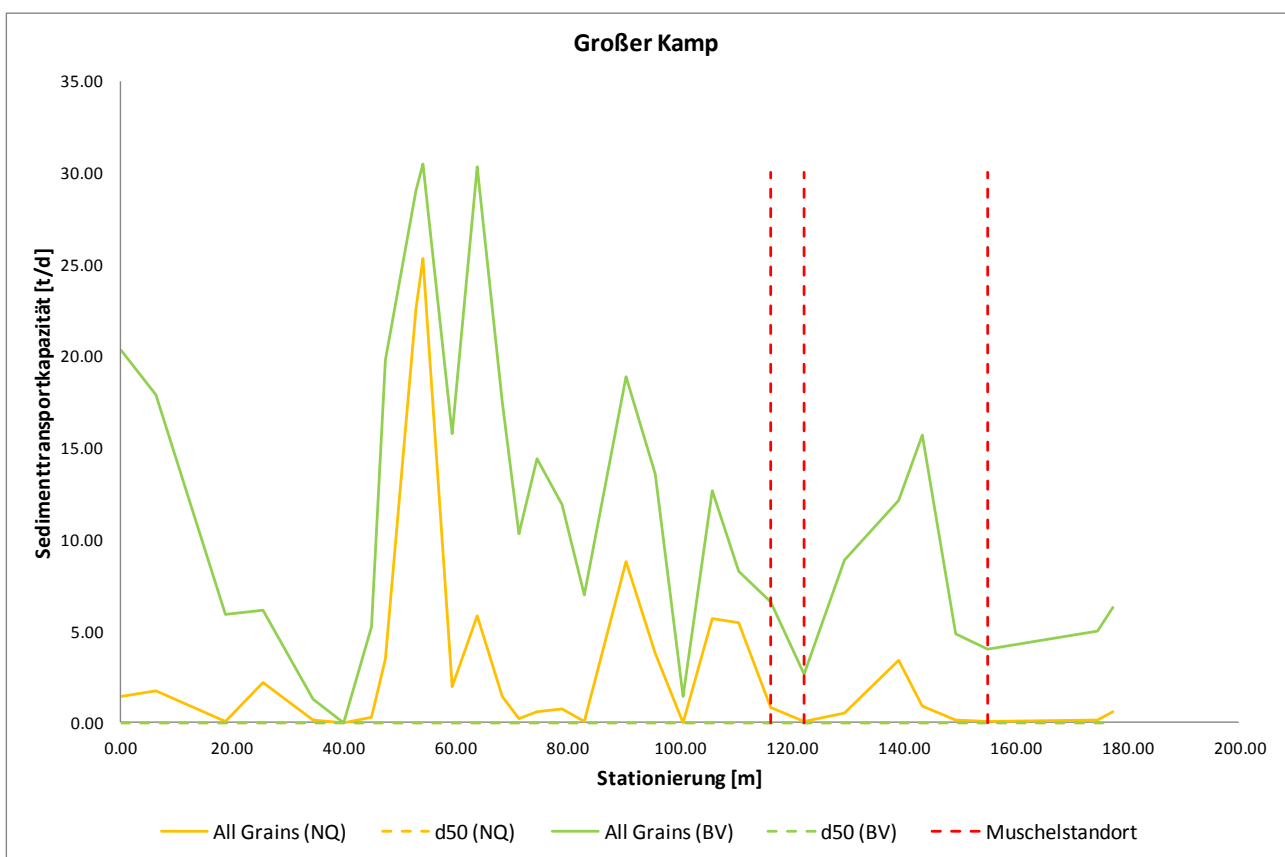


Abb. 31 Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Zustand. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie).



## 6.2.2 Waldaist

Im untersuchten Gewässerabschnitt der Waldaist ist die höchste Dichte an Muscheln im Bereich der Profile 5 und 6 (Stationierung 160 m flussab) zu finden (Abb. 32). Weiters ist im Bereich der Profile 13 und 14 (Stationierung 80 m flussab) ein Teilabschnitt mit geringerer Besiedelungsdichte zu finden. Für die Mesohabitat-Analyse wird die hydromorphologische Charakteristik des gesamten Gewässerabschnitts untersucht. Maßgebend ist die Tiefenlinie. Die Profile 5, 6, 13 und 14 werden in der Mikrohabitat-Analyse näher analysiert und bewertet.

Bei bordvollen Verhältnissen beträgt an der Waldaist der Durchfluss  $Q_{BV} = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . Für die Analyse der hydromorphologischen Bedingungen bei Niederwasser wurde ein Durchfluss von  $Q_{NQ} = 0,924 \text{ m}^3/\text{s}$  auf Grund der Naturmessungen (Kalibrierungsdurchfluss) festgelegt.

Abb. 32 zeigt im Längenschnitt die Tiefenlinie des Gewässerabschnitts und den Wasserspiegel bei Niederwasser. Datengrundlage sind die Messungen der tachymetrischen Aufnahme im Herbst 2013.

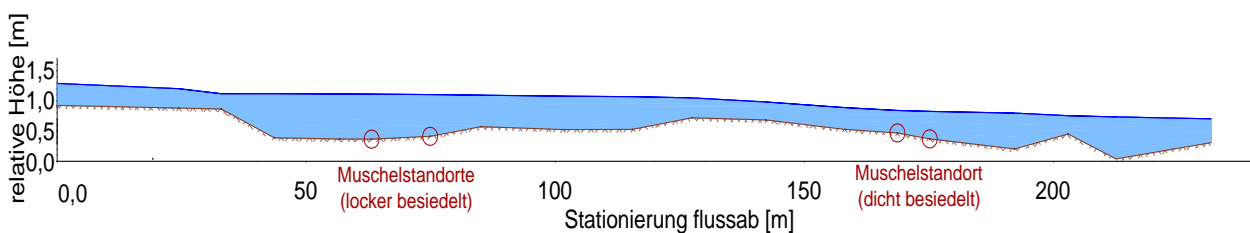


Abb. 32 Längenschnitt Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=21 \text{ ‰}$ ).

### 6.2.2.1 Auswertung der Längenschnitte (Mesohabitat-Analyse)

Als ein Teilergebnis der eindimensionalen Modellierung ist in Abb. 33 der schematische Längenschnitt dargestellt. Er zeigt den Wasserspiegel bei Niederwasser (blaue Linie) und in bordvollem Zustand (gestrichelte blaue Linie).

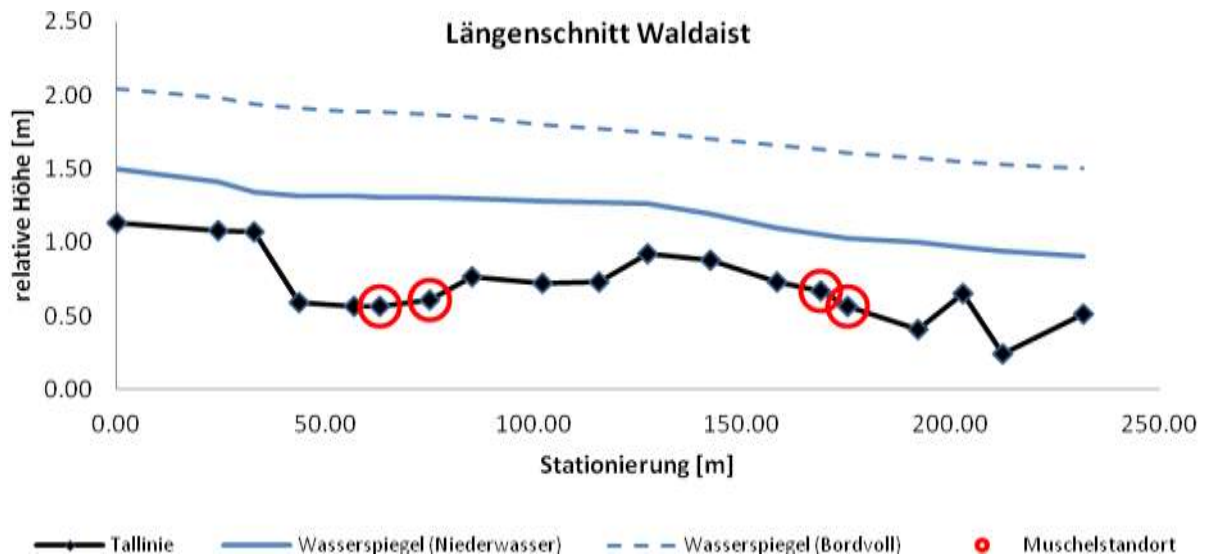


Abb. 33 Berechneter Längenschnitt Waldaist; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Bordvoll ( $Q_{BV}=5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Die Analyse des Druckpotentials zeigt einen geringen Anstieg des Druckgradienten im Bereich der Muschelstandorte. Dies trifft sowohl auf die Bereiche mit hoher als auch auf jene mit geringerer Besiedlungsdichte zu. Der Druckgradient schwankt im Bereich von 0–4 kPa, wobei die besiedelten Abschnitte einen positiven Druckgradienten aufweisen.

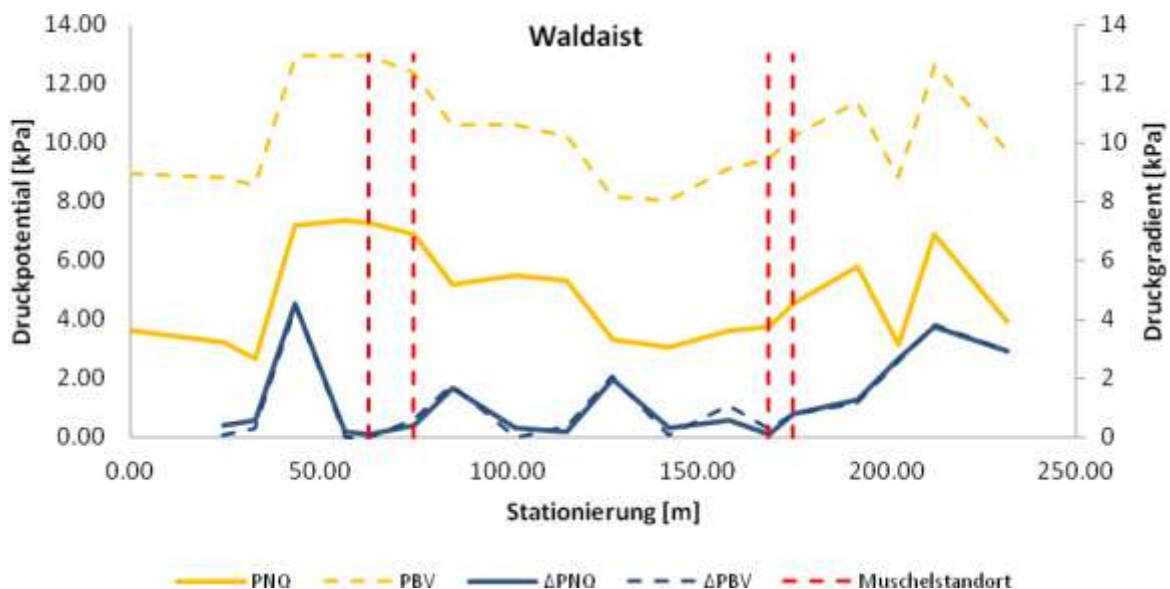


Abb. 34 Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Waldaist. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PBV (Druckpotential bei bordvollem Abfluss in kPa). Sekundärachse:  $\Delta$ PNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa);  $\Delta$ PBV (Druckgradient bei bordvollem Abfluss in kPa).

In Abb. 35 ist auf der y-Primärachse der Verlauf der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit über den Gewässerabschnitt aufgetragen. Die Froude-Zahl auf der y-Sekundärachse dient zur Abschätzung der Strömungsverhältnisse bei Niederwasserverhältnissen.

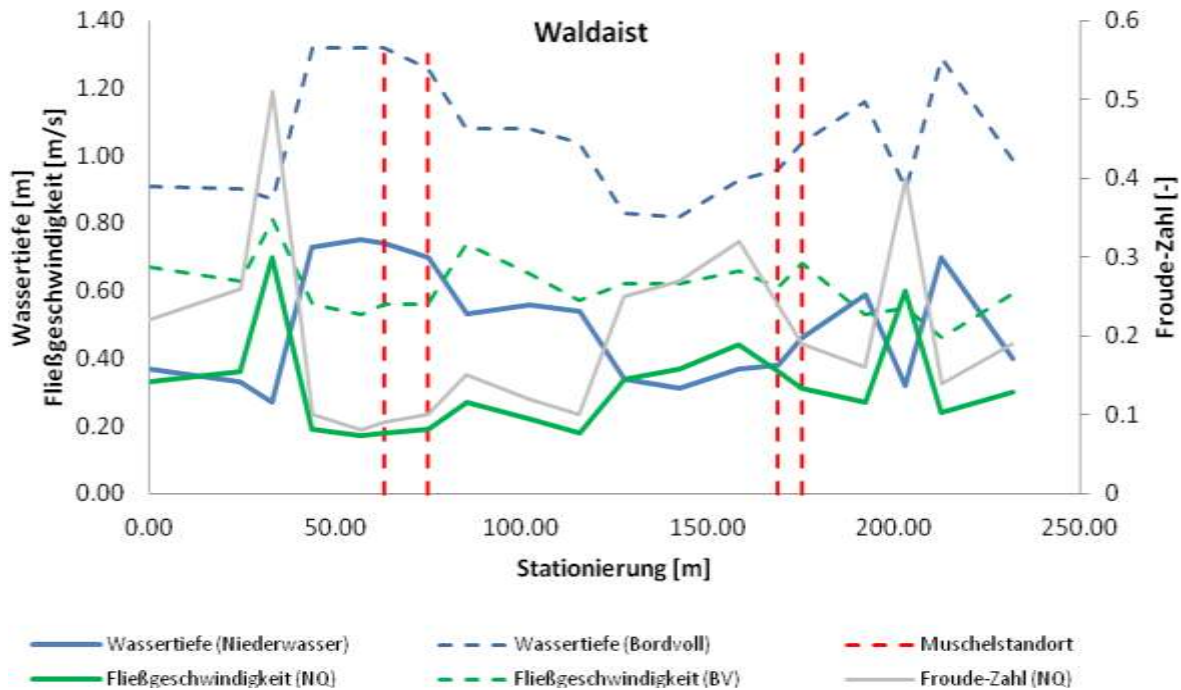


Abb. 35 Strömungsverhältnisse – Waldaist in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen, Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und bordvollem Abfluss (BV). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ).

Die Wassertiefe erreicht im Abschnitt der lockeren Besiedelung (Stationierung 60–75 m) ein Maximum. Die Fließgeschwindigkeit nimmt mit zunehmender Wassertiefe ab und erreicht ein lokales Minimum (0,2 m/s).

Ab Stationierung 120 m ist zu erkennen, dass mit abnehmender Wassertiefe höhere Fließgeschwindigkeiten auftreten.

Im Bereich mit hoher Besiedelungsdichte (Stationierung 175 m) zeigen sich ähnliche Strömungsverhältnisse wie im ersten Abschnitt. Die Wassertiefe nimmt zu, wodurch die Fließgeschwindigkeit wieder geringer wird.

### 6.2.2.2 Auswertung der Querprofile (Mikrohabitat-Analyse)

In Abb. 36 und Abb. 37 sind die Bereiche mit hoher Besiedelung dargestellt (Profil 5 und 6). In den Profilen 13 und 14 (Abb. 39 und Abb. 40) ist die Besiedelung als locker anzusehen. Alle genannten Profile werden für die Mikrohabitat-Analyse herangezogen (Abb. 38 und Abb. 41).

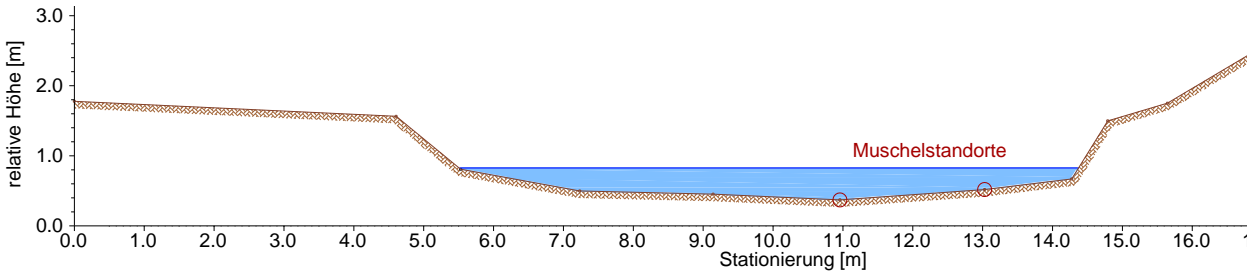


Abb. 36 Querprofil 5 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=21 \text{ ‰}$ ).

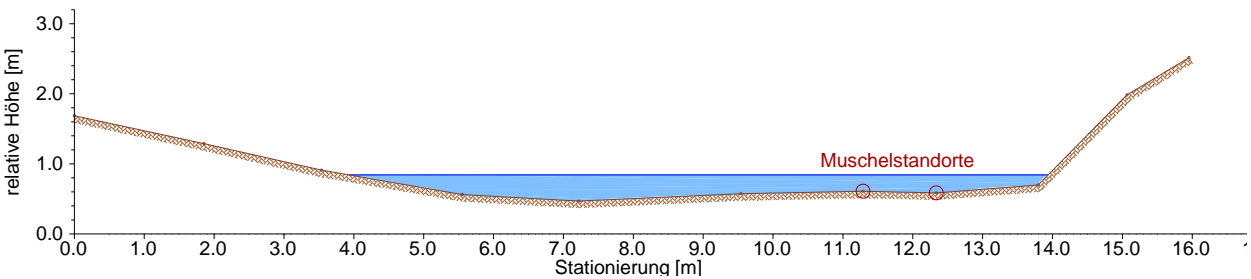


Abb. 37 Querprofil 6 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=21 \text{ ‰}$ ).

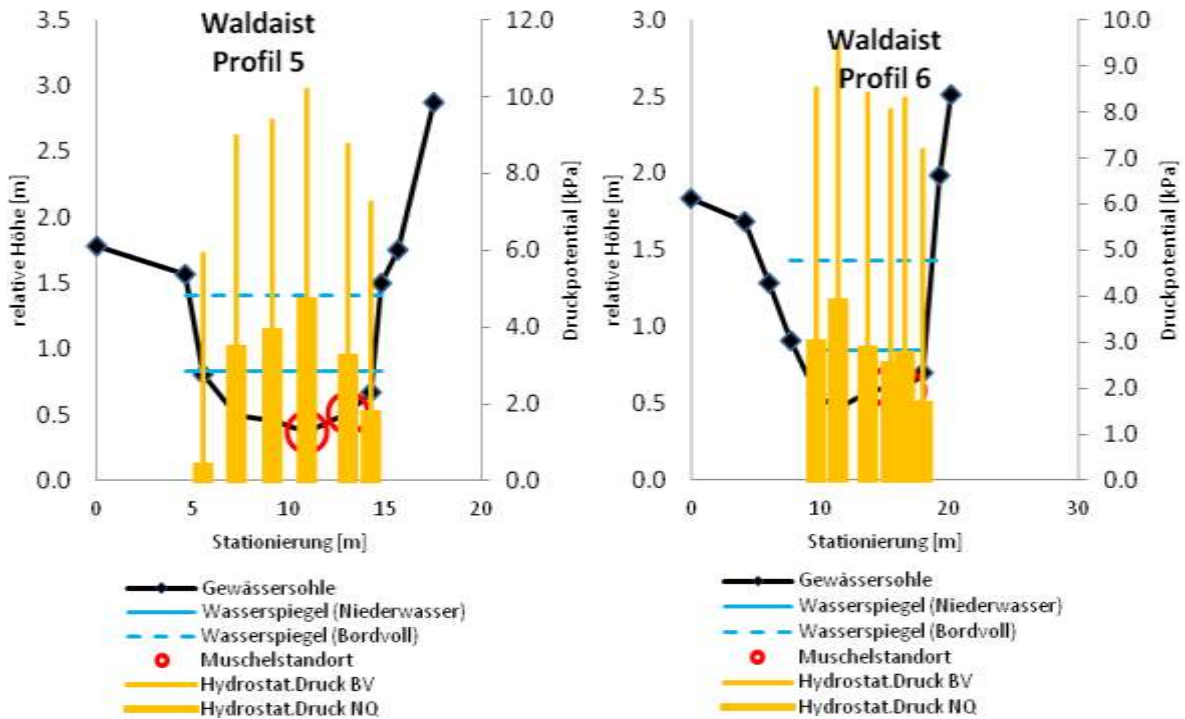


Abb. 38 Druckpotential im Querprofil mit geringer Besiedelungsdichte – Waldaist.

Das Druckpotential nimmt im Bereich mit dichter Muschelbesiedlung bei bordvollem Zustand stark zu, Werte größer 10 kPa konnten im Bereich der Muscheln aber nicht festgestellt werden. Bei Niederwasser wird ein maximales Druckpotential von 5 kPa erreicht. Der Gradient im Querschnitt beträgt in den Profilen 5 und 6 ca. 3 kPa bei Niederwasser.

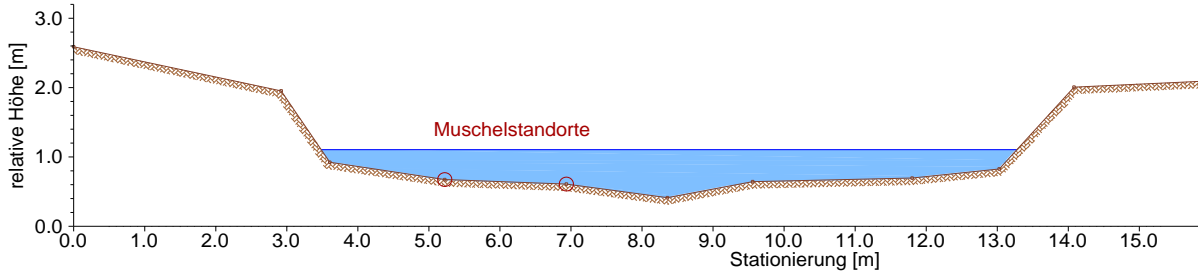


Abb. 39 Querprofil 13 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=21 \text{ ‰}$ ).

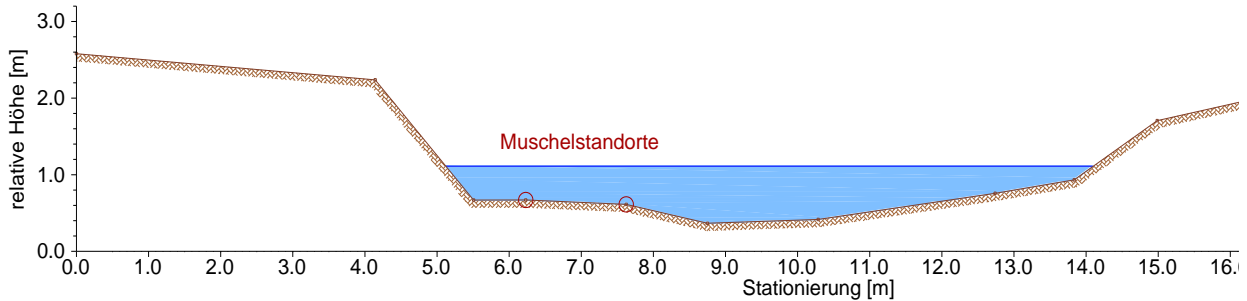


Abb. 40 Querprofil 14 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=21 \text{ ‰}$ ).

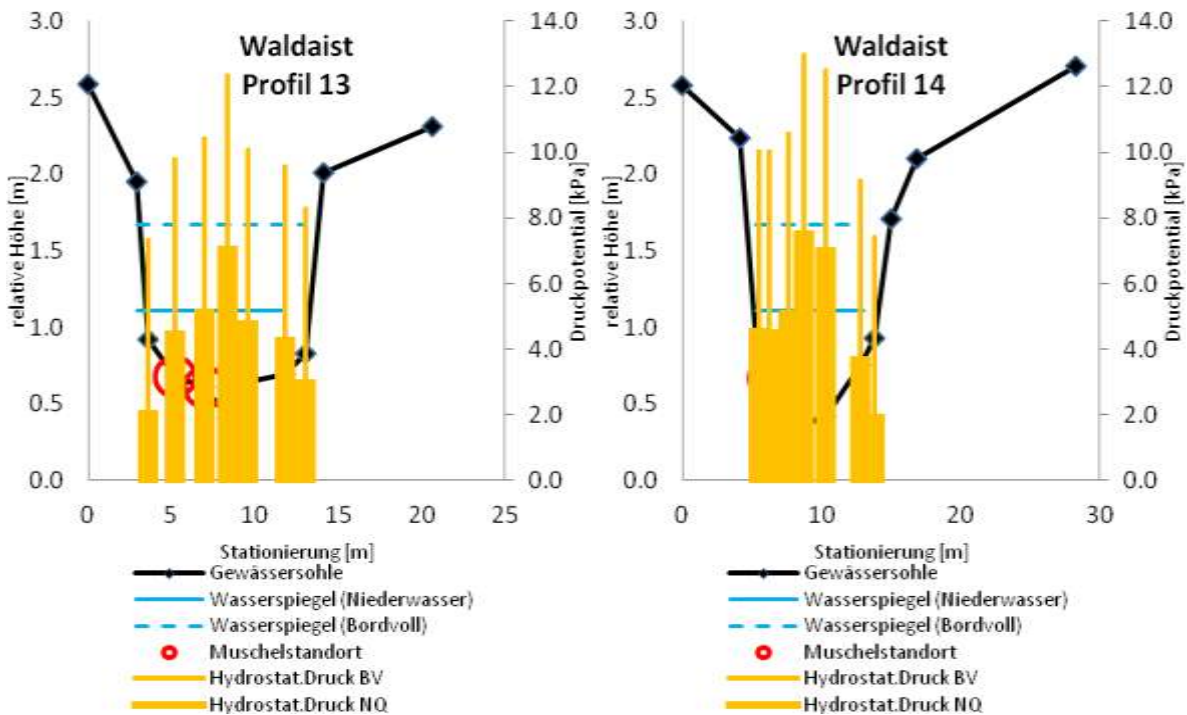


Abb. 41 Druckpotential in Querprofilen mit geringer Besiedlungsdichte – Waldaist.



Ähnliche Druckverhältnisse zeigen sich auch bei Standorten mit geringerer Besiedelung. Das Druckpotential weicht von den vorhin beschriebenen Profilen nur geringfügig ab. Zu erkennen ist hierbei, dass an den Muschelstandorten keine Werte größer 10 kPa auftreten, während in der Tallinie höhere Werte bis 14 kPa festgestellt werden können. Der Gradient in Querneigung wurde für die modellierte Niederwassersituation mit 4 kPa bzw. 2 kPa ausgewiesen.

### 6.2.2.3 Kornverteilung

Die Sedimente der Deck- und Unterschicht weisen an den beiden Entnahmestellen des untersuchten Abschnitts an der Waldaist deutliche Unterschiede auf (Abb. 42). Probe 1–3 wurde im Bereich der dichten Besiedelung entnommen; Probe 4 flussauf im Abschnitt der lockeren Besiedelung.

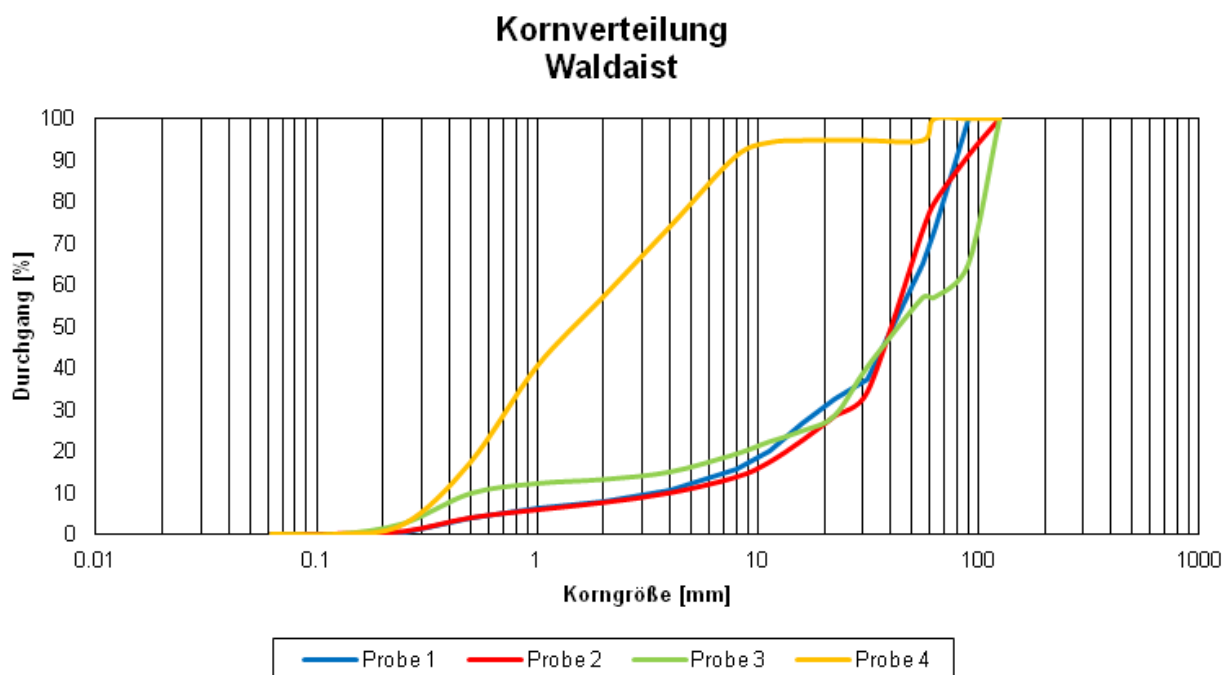


Abb. 42 Kornverteilungen der volumetrischen Proben im Untersuchungsgebiet – Waldaist.

In Tab. 6 sind die Auswertungen der Kornverteilungskurven in Bezug auf die Feinsedimentanteile dargestellt. Die volumetrischen Proben 1–3 zeigen für die unterschiedlichen gewählten Korndurchmesser einen sehr ähnlichen, durchaus geringen Anteil von Feinsediment. Hingegen besitzt die Probe 4 (im Nahbereich von Profil 14 entnommen) fast ausschließlich Kornfraktionen < 10 mm.

Tab. 6 Charakteristische Korngrößen – Waldaist.

	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4
	[%]	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	18.38	15.83	21.08	93.05
< 5mm	11.66	10.81	16.05	78.25
<1 mm	6.02	5.80	12.18	40.33

In Abb. 42 wurde die theoretisch mögliche Sedimentfracht nach MEYER-PETER & MÜLLER (1948) für den untersuchten Abschnitt der Waldaist mittels numerischer Modellierung quantitativ bestimmt. Für die Berechnung wurde die Korngrößenverteilung der Probe 2 (Tab. 6) verwendet. Diese wurde im Bereich der dichten Besiedelung entnommen.

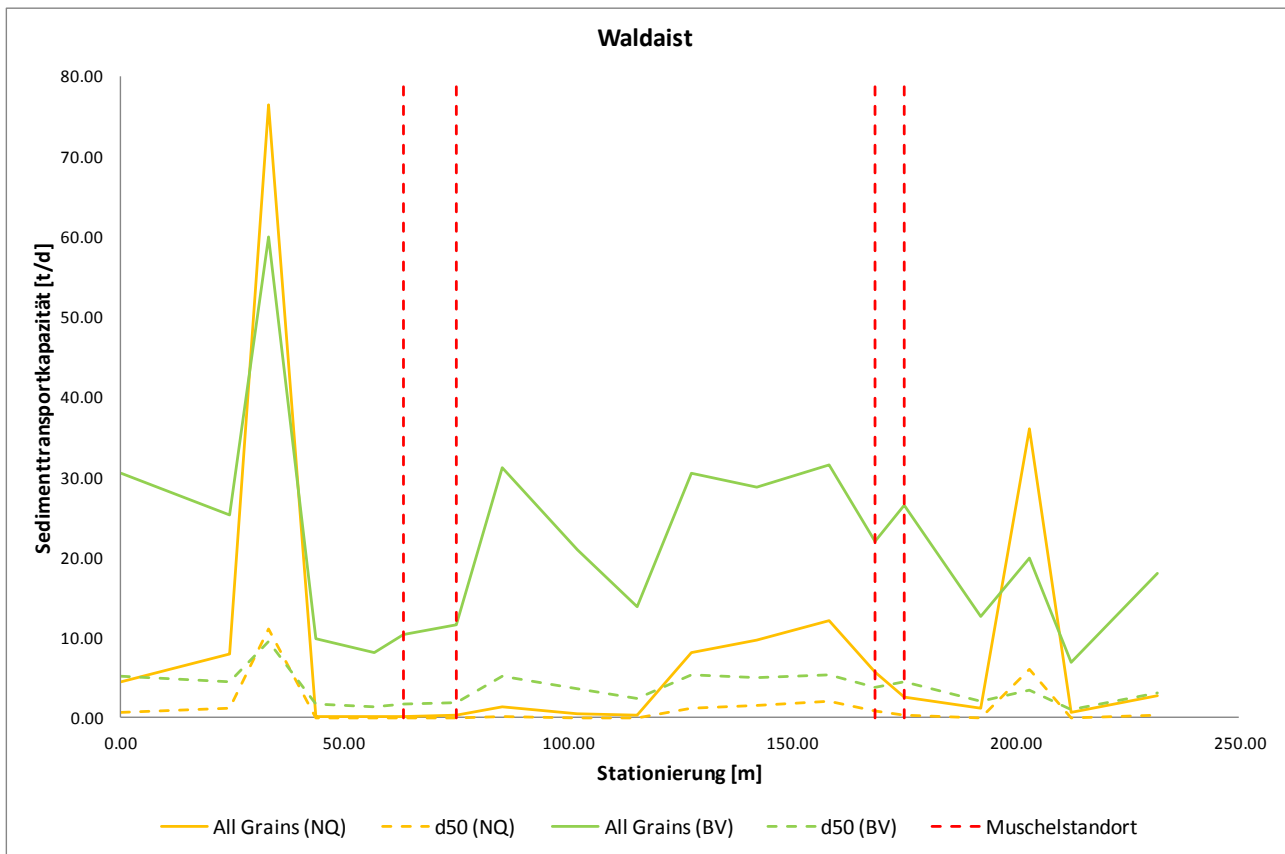


Abb. 43 Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Zustand. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie).

Auch die Modellierung der theoretischen Sedimenttransportmenge zeigt auf Höhe der Muschelstandorte andere Kapazitäten im Vergleich zu den nicht muschelführenden Bereichen. Zu erkennen ist, dass die Sedimenttransportkapazität im Nahbereich der Muschelstandorte geringer ist als flussauf- (Stationierung 25–50 m) und flussabwärts (Stationierung 200 m).

### 6.2.3 Malsch

Für die Mesohabitat-Analyse wird der gesamte Gewässerabschnitt untersucht. Maßgebend ist dabei wie bei allen weiteren Abschnitten auch die Tiefenlinie (hydromorphologischer Längenschnitt). Die Profile 10 und 11 (Stationierung 110 m und 125 m) werden in der Mikrohabitat-Analyse näher untersucht. Im Unterschied zu den anderen vier Gewässern konnten an der Malsch keine Lebendfunde der Flussperlmuschel dokumentiert werden. Aus diesem Grund sind diese beiden Querschnitte für die Mikrohabitat-Analyse auf Basis einer Experteneinschätzung als theoretisch nutzbare Lebensräume ausgewiesen worden.

Abb. 44 zeigt im Längenschnitt die Tiefenlinie des Gewässerabschnitts und den Wasserspiegel bei Niederwasser. Datengrundlage sind die Messungen der tachymetrischen Vermessung im Herbst 2013. Bei bordvollen Verhältnissen beträgt der Durchfluss  $Q_{BV} = 2,7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Für die Analyse der hydromorphologischen Bedingungen bei Niederwasser wurde ein Durchfluss von  $Q_{NQ} = 0,226 \text{ m}^3/\text{s}$  festgelegt, wie er im Zuge der Freilandhebungen ermittelt wurde.

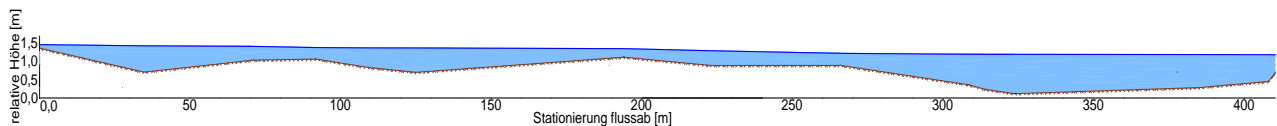


Abb. 44 Längenschnitt des untersuchten Gewässerabschnitts an der Malsch/O.Ö ( $Q=0,226 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=17 \text{ ‰}$ ).

#### 6.2.3.1 Auswertung der Längenschnitte (Mesohabitat-Analyse)

Als ein Teilergebnis der eindimensionalen Modellierung ist in Abb. 45 der schematische Längenschnitt dargestellt. Es zeigt den Wasserspiegel bei Niederwasser (blaue Linie) und in bordvollem Zustand (gestrichelte blaue Linie).

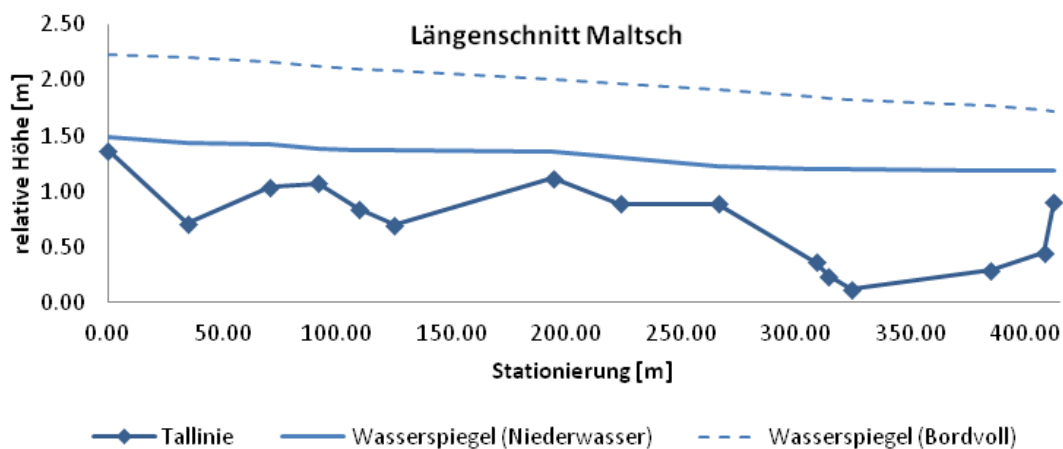


Abb. 45 Berechneter Längenschnitt Malsch; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,226 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Bordvoll ( $Q_{BV}=2,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Im Zuge numerischer Analysen wurden wiederum Druckgradient und Druckpotential berechnet und ausgewiesen (Abb. 46). Der Druckgradient schwankt im Bereich von 0–6 kPa. Er ist also deutlich geringer als an den beiden anderen natürlichen Gewässerabschnitten am Großen Kamp und an der Waldaist.

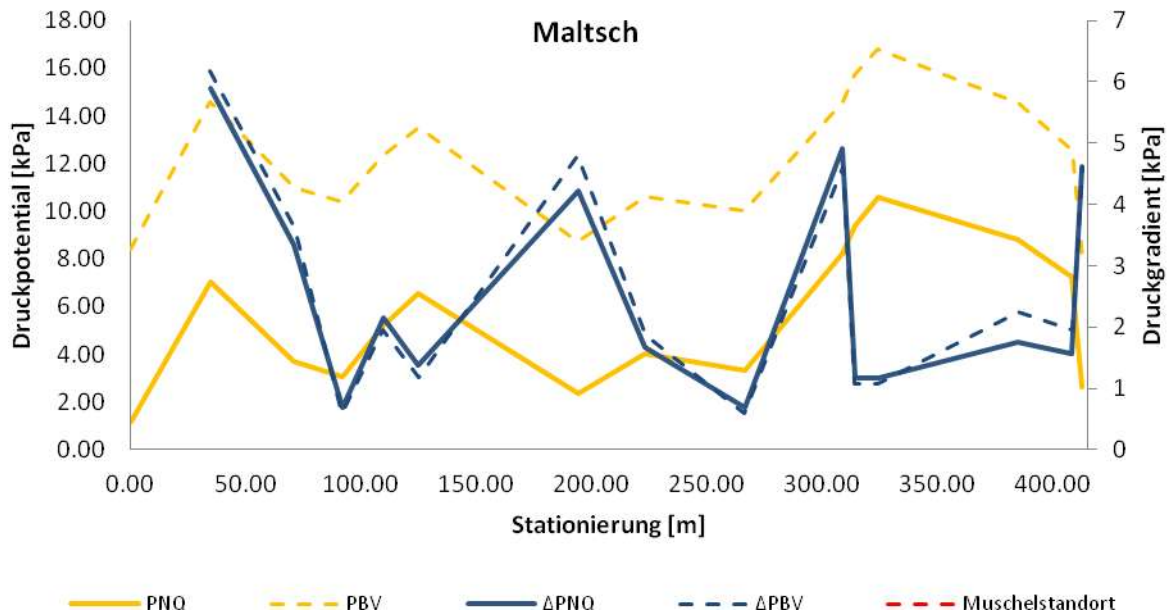


Abb. 46 Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Maltsch. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PBV (Druckpotential bei bordvollem Abfluss in kPa). Sekundärachse: ΔPNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); ΔPBV (Druckgradient bei bordvollem Abfluss in kPa).

Außerdem erfolgte eine Darstellung der weiteren relevanten hydromorphologischen Größen. In Abb. 47 ist auf der y-Primärachse der Verlauf der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit über den Gewässerabschnitt aufgetragen. Die Froude-Zahl auf der y-Sekundärachse dient zur Abschätzung der Strömungsverhältnisse bei Niederwasserverhältnissen.

Auf eine Interpretation der Daten musste im Falle der Maltsch verzichtet werden, da keine Lebendfunde von Muscheln vorlagen.

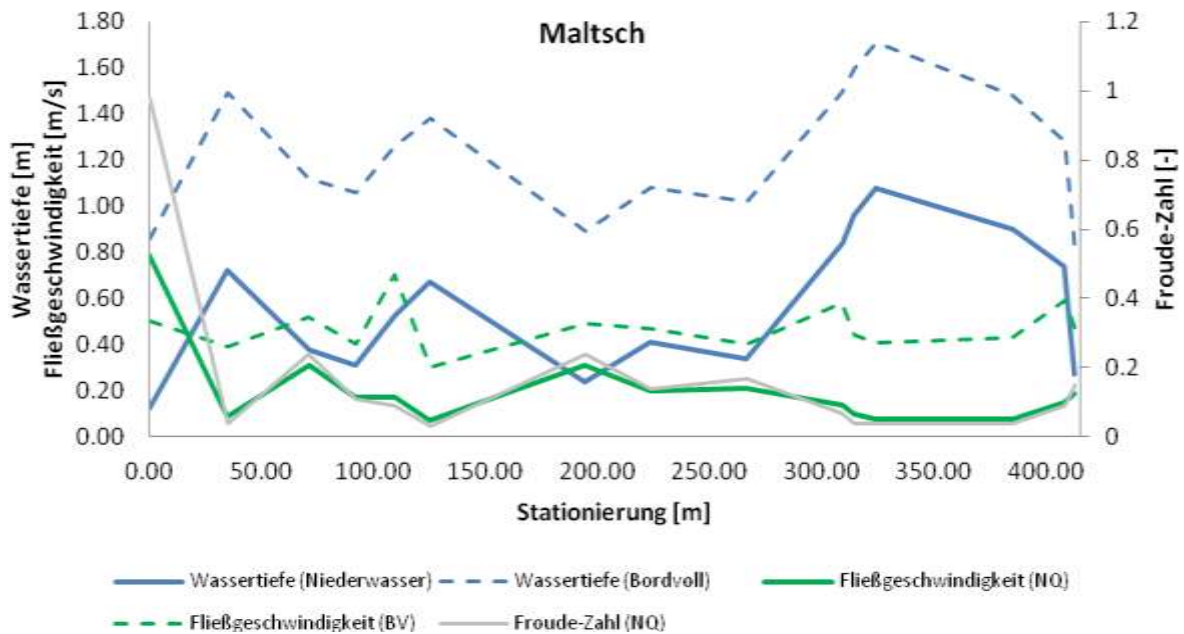


Abb. 47 Strömungsverhältnisse – Maltsch in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und bordvollem Abfluss (BV). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ).

### 6.2.3.2 Auswertung der Querprofile (Mikrohabitat-Analyse)

In Abb. 48 sind die Ergebnisse der Querprofilanalysen (Mikrohabitatuntersuchungen) in Bezug auf das Druckpotenzial bzw. den Druckgradienten abgebildet.

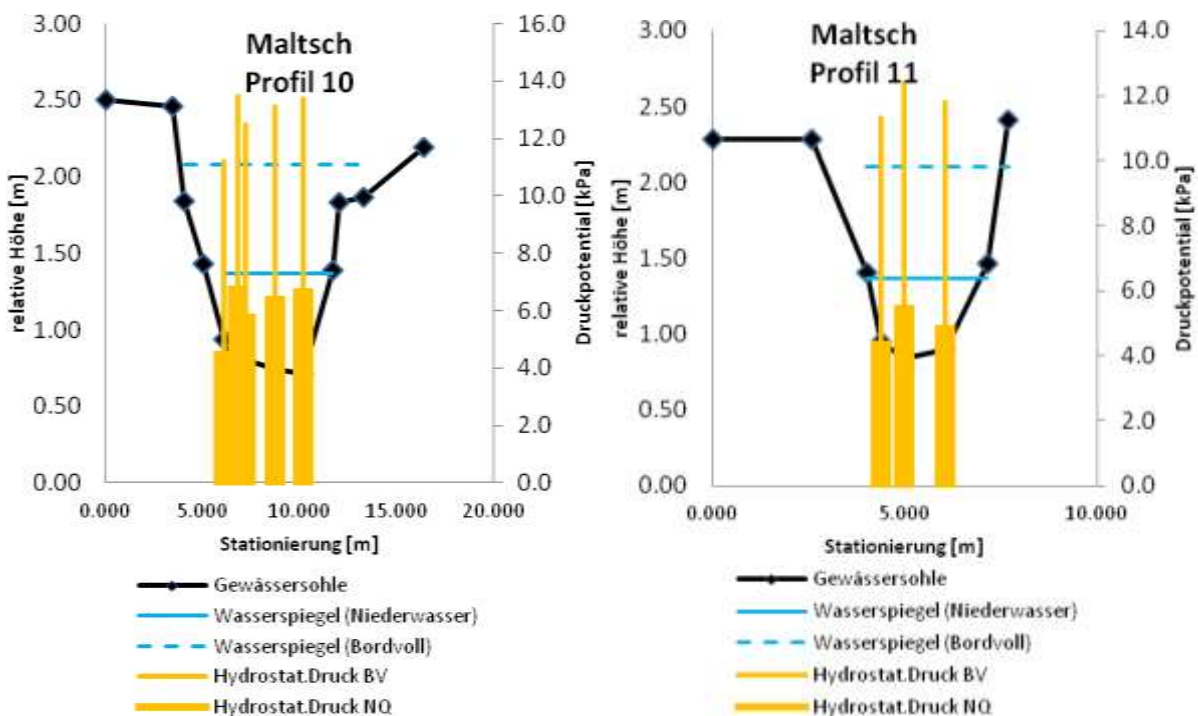


Abb. 48 Hydrostatisches Druckpotential im Querprofil – Maltsch.



Auf eine Interpretation der Daten musste im Falle der Maltsch verzichtet werden, da keine Lebendfunde von Muscheln vorlagen.

### 6.2.3.3 Kornverteilung

Als ein wesentliches Kriterium zur Habitatbeschreibung wurde auch an der Maltsch die Substratzusammensetzung mittels Korngrößenanalyse im Detail untersucht (Abb. 49). Die Sedimente der Deck- und Unterschicht weisen über den Gewässerabschnitt relativ gleichmäßige Verhältnisse auf. Eine Klassifizierung in Choriotypen zeigt einen sehr hohen Anteil an Psammal (0,063–2 mm) sowie Pelal (< 0,063 mm).

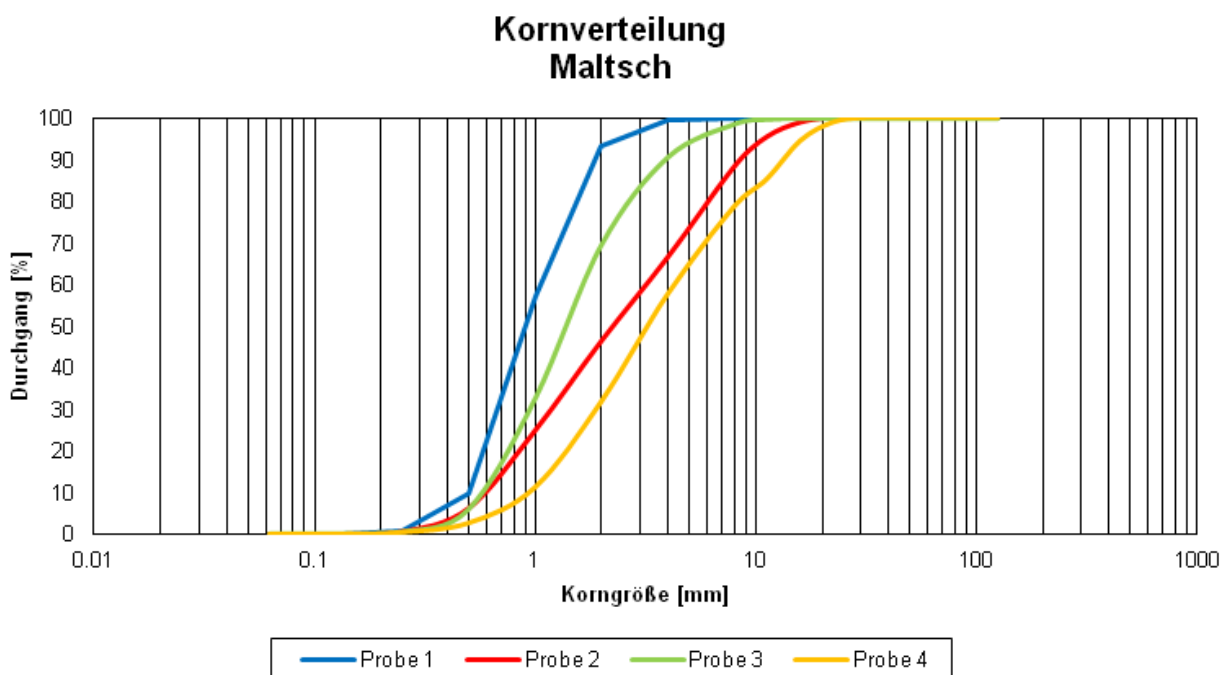


Abb. 49 Kornverteilungen der volumetrischen Proben im Untersuchungsgebiet – Maltsch.

In einer tabellarischen Auswertung in Bezug auf die relativen Feinanteile zeigen alle Proben einen sehr hohen Feinanteil, vor allem in Hinblick auf den Grenzkorndurchmesser von < 10 mm (Tab. 7). Weiters ist vor allem bei Probe 1 und 3 ein hoher Anteil von Feinsedimenten < 1 mm ersichtlich (57 % und 32,3 %).

Tab. 7 Charakteristische Korngrößen - Maltsch

	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4
	[%]	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	100.00	92.67	99.35	82.73
< 5mm	99.66	71.92	92.65	62.91
<1 mm	57.04	24.74	32.32	11.18

In Abb. 50 wurde die theoretische Sedimenttransportkapazität, berechnet nach MEYER-PETER & MÜLLER (1948), für den untersuchten Abschnitt der Malsch mittels numerischer Modellierung ausgewiesen. Da keine Lebendfunde vorlagen, wurde eine Sensitivitätsanalyse der theoretischen Sedimenttransportkapazität durchgeführt. Die Untersuchung ergab für alle vier Proben eine ähnliche Transportcharakteristik. Signifikante Unterschiede konnten nicht festgestellt werden. Für die Modellierung des theoretischen Sedimenttransportes in Abb. 50 wurde die Korngrößenverteilung der Probe 4 herangezogen.

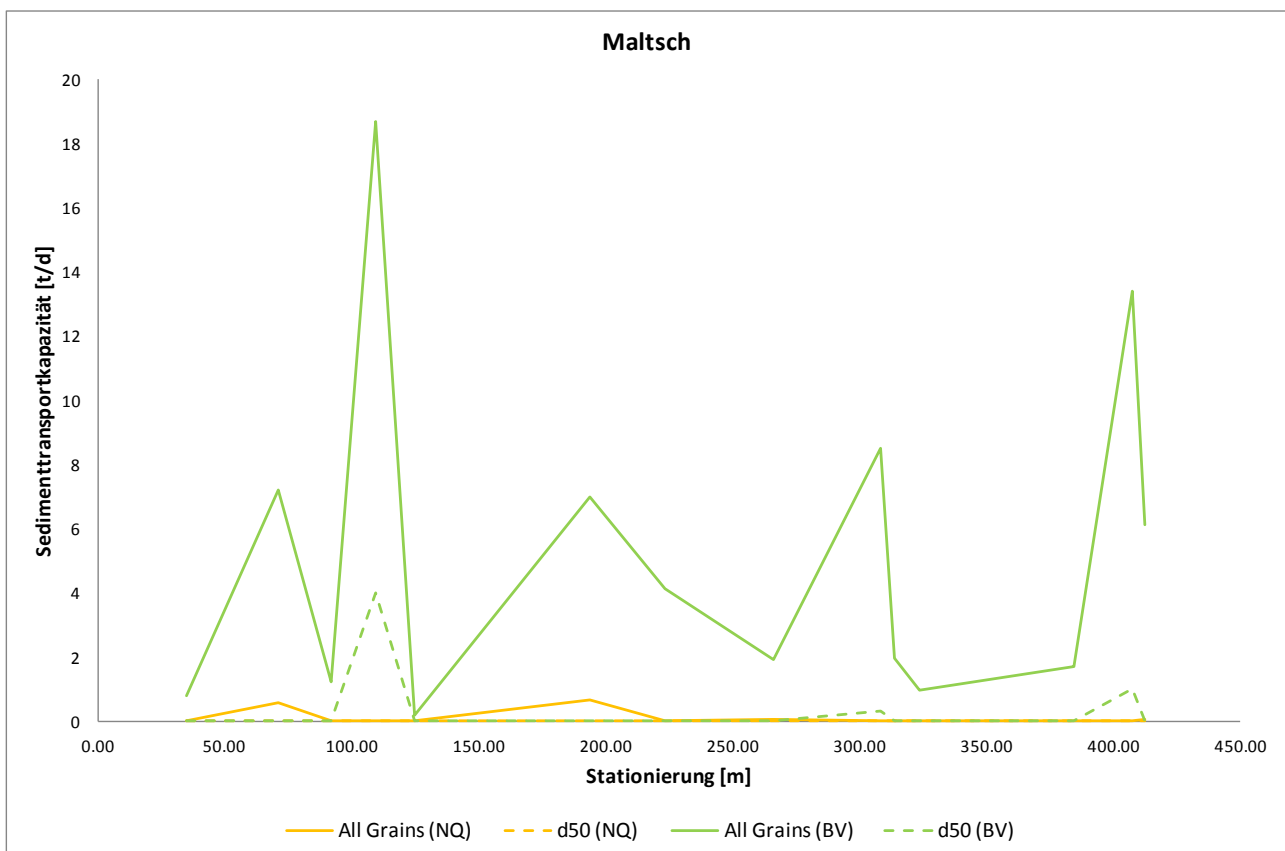


Abb. 50 Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Zustand. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie).

Die Ergebnisse der numerischen Modellierung zeigen geringe Sedimenttransportkapazitäten im gesamten Gewässerabschnitt. Im Bereich der Profile 10 und 11 (Stationierung 110–125 m), welcher als potentieller Lebensraum anzusehen ist, treten ebenfalls geringere Transportkapazitäten auf (vgl. dazu die untersuchten Gewässerabschnitte im Großen Kamp und in der Waldaist). Weiters ergab die Modellierung, dass Sedimente größer  $d_{50}=3,4$  mm nur in geringem Maße transportiert werden; zusätzlich ist der Transport vom Durchfluss abhängig: Bei

Niederwassersituation findet kein Transport statt; bei bordvollem Abfluss nur im Bereich von Stationierung 120 m, 300 m und 400 m.

## 6.2.4 Gießenbach

Der Gewässerabschnitt am Gießenbach unterscheidet sich als künstlicher Kanal deutlich von den bisher beschriebenen Untersuchungsgebieten. Der Durchfluss des Mühlbaches wird durch den maximal technischen Durchfluss begrenzt und wird weiters händisch durch den Eigentümer des Baches gesteuert. Es ergibt sich dadurch eine sehr gleichmäßige (Jahres-)Ganglinie im Vergleich zu natürlichen Gewässern.

Die höchste Dichte an Muscheln wurde im Zuge der Freilandarbeiten in den Bereichen der Profile 10 und 11 (Stationierung 100 m flussab) ausgewiesen (Abb. 51). Flussab dieser Profile nimmt die Besiedelungsdichte ab, es wurden jedoch Muscheln über den gesamten Untersuchungsabschnitt gefunden. Für die Mesohabitat Analyse wird wiederum der gesamte aufgenommene Gewässerabschnitt bewertet. Maßgebend ist hierbei die Tiefenlinie zur Beschreibung möglicher Sohlformen-bedingter hydromorphologischer Variationen. Die Profile 10 und 11 werden weiters mit Hilfe des gewählten Mikrohabitatansatzes (Druckpotential und –gradient) näher untersucht.

Abb. 51 zeigt im Längenschnitt die Tiefenlinie des Gewässerabschnitts und den Wasserspiegel bei Niederwasser. Datengrundlage sind die Messungen der tachymetrischen Vermessung im Herbst 2013. Der technisch maximale Ausbaudurchfluss beträgt  $Q_{\max} = 0,032 \text{ m}^3/\text{s}$ . Für die Analyse der hydromorphologischen Bedingungen bei Niederwasser wurde ein Durchfluss von  $Q_{\text{NQ}} = 0,024 \text{ m}^3/\text{s}$  festgelegt.

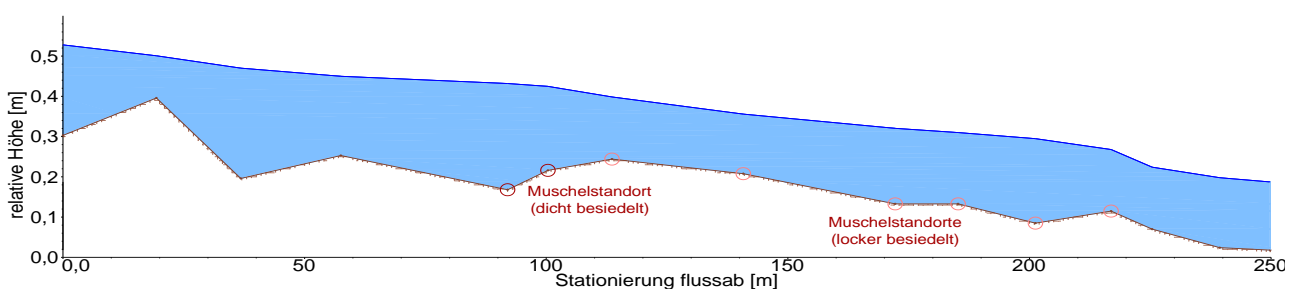


Abb. 51 Längenschnitt Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=11 \text{ ‰}$ ).

### 6.2.4.1 Auswertung der Längenschnitte (Mesohabitat-Analyse)

Als eines der Ergebnisse der eindimensionalen Modellierung ist in Abb. 52 der schematische Längenschnitt dargestellt. Es zeigt den Wasserspiegel bei Niederwasser (blaue Linie) und in bordvollem Zustand (gestrichelte blaue Linie).

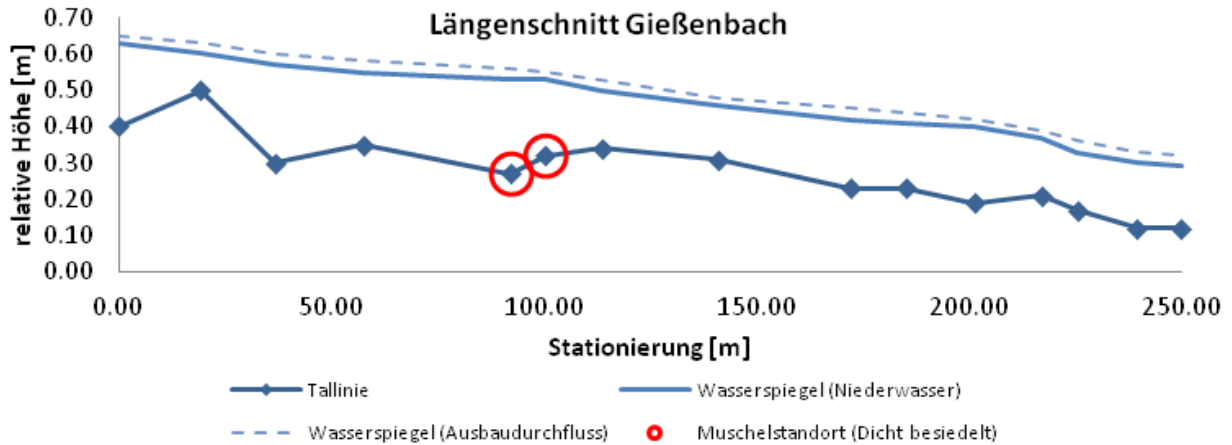


Abb. 52 Berechneter Längenschnitt Gießenbach; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,024 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Ausbaudurchfluss ( $Q_{max}=0,032 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Im Zuge der hydromorphologischen Bewertung des Untersuchungsabschnitts wurde wiederum das Druckpotential bzw. der Druckgradient im Längsverlauf bestimmt (Abb. 53). Die Analyse des Druckpotentials unterscheidet sich deutlich von den natürlichen Gewässern. Zu sehen ist dies an dem relativ gleichmäßigen Verlauf und den wesentlich geringeren maximalen Wert ( $PBV_{max} = 3 \text{ kPa}$ ). Weiters ist eine leichte Abnahme des Druckgradienten im Bereich der Muschelstandorte zu erkennen.

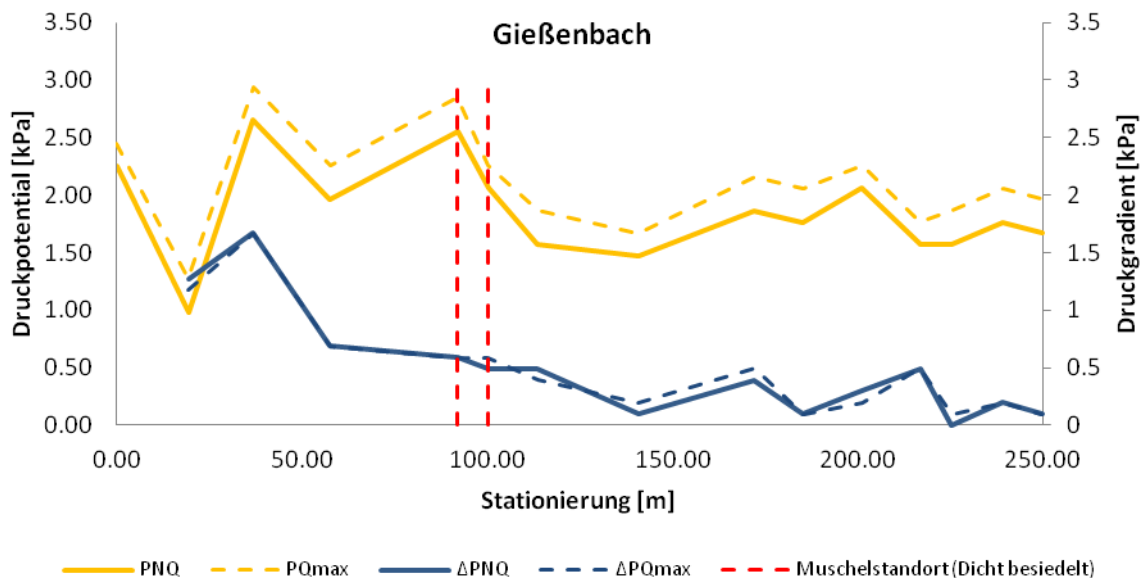


Abb. 53 Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Gießenbach. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PQmax (Druckpotential bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa). Sekundärachse: ΔPNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); ΔPQmax (Druckgradient bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa).

In Abb. 54 ist auf der y-Primärachse der Verlauf der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit über den Gewässerabschnitt aufgetragen. Die Froude-Zahl auf der y-Sekundärachse dient zur Abschätzung der Strömungsverhältnisse bei Niederwasserverhältnissen.

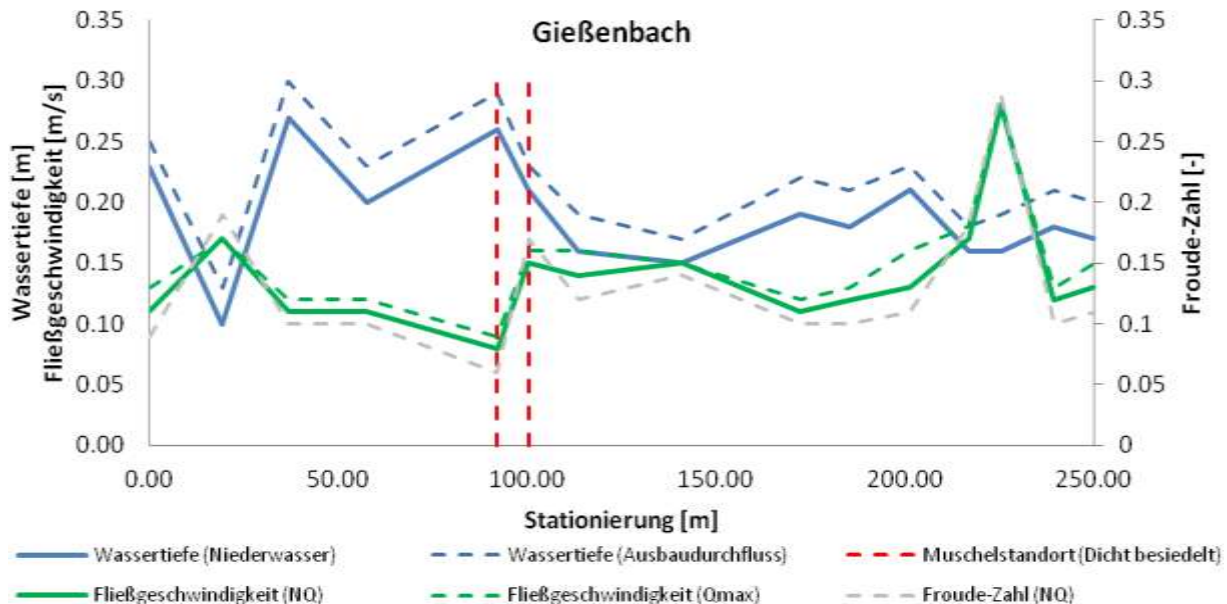


Abb. 54 Strömungsverhältnisse – Gießenbach in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen; Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und technischem Ausbaudurchfluss (Qmax). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ).

Die Änderungen der Strömungsverhältnisse (Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit) im Gießenbach sind geringer als in den bisher beschriebenen natürlichen Gewässerabschnitten. Sie zeigen jedoch ein gegenläufiges Muster im Bereich der Muschelstandorte. Bei Stationierung 100 m (hohe Besiedlungsdichte) sinkt die Wassertiefe, die Fließgeschwindigkeit nimmt zu. Flussab stagniert die Fließgeschwindigkeit. Hier wurden vereinzelt über den gesamten Mühlbach Muscheln gefunden.

#### **6.2.4.2 Auswertung der Querprofile (Mikrohabitat-Analyse)**

Für die Mikrohabitat-Analyse wurden drei Gewässerquerschnitte ausgewählt (Abb. 55, Abb. 56, Abb. 57). Profil 10 und 11 sind jene Abschnitte mit hoher Besiedlung. Im Bereich des Profils 7 ist die Besiedlung als locker anzusehen.



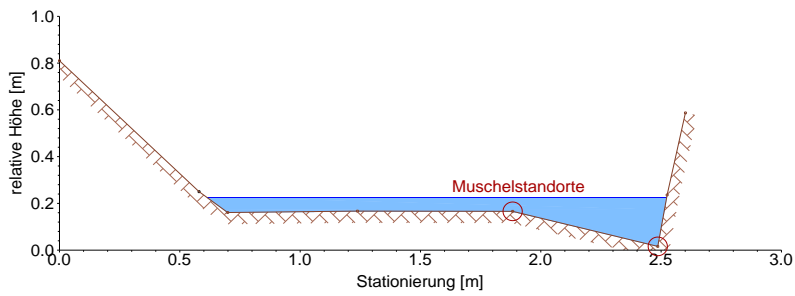


Abb. 55 Querprofil 10 Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=11 \text{ ‰}$ ).

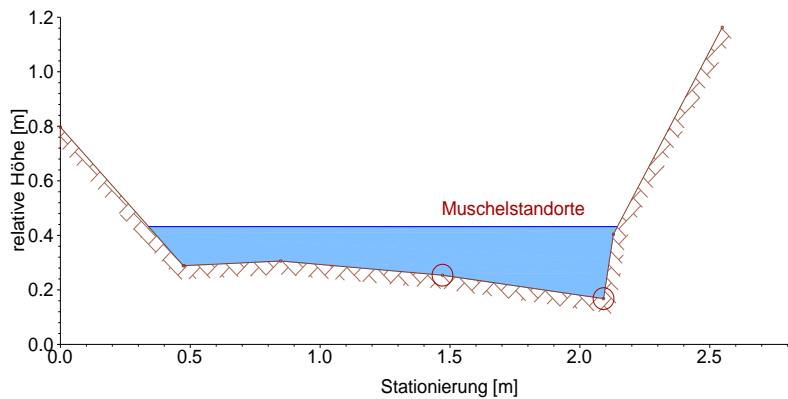


Abb. 56 Querprofil 10 Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=11 \text{ ‰}$ ).

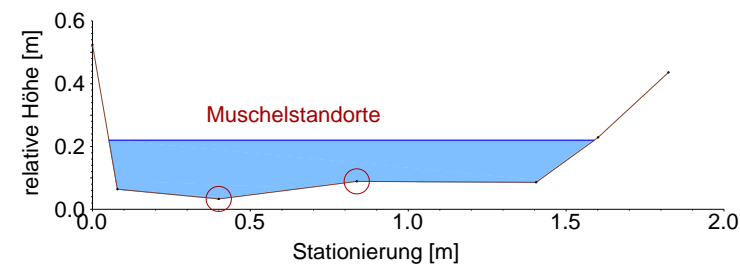


Abb. 57 Querprofil 7 Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=11 \text{ ‰}$ ).

Abb. 58 und Abb. 59 zeigen, dass das Druckpotential bei der technischen Ausbauwassermenge nur leicht zunimmt. Dies erklärt sich aus der geringen Differenz zwischen Niederwasser und Ausbaudurchfluss. Zu erkennen ist hierbei, dass an den Muschelstandorten keine Werte größer als 2,5 kPa auftreten, während in der Tallinie etwas höhere Werte festgestellt werden können.

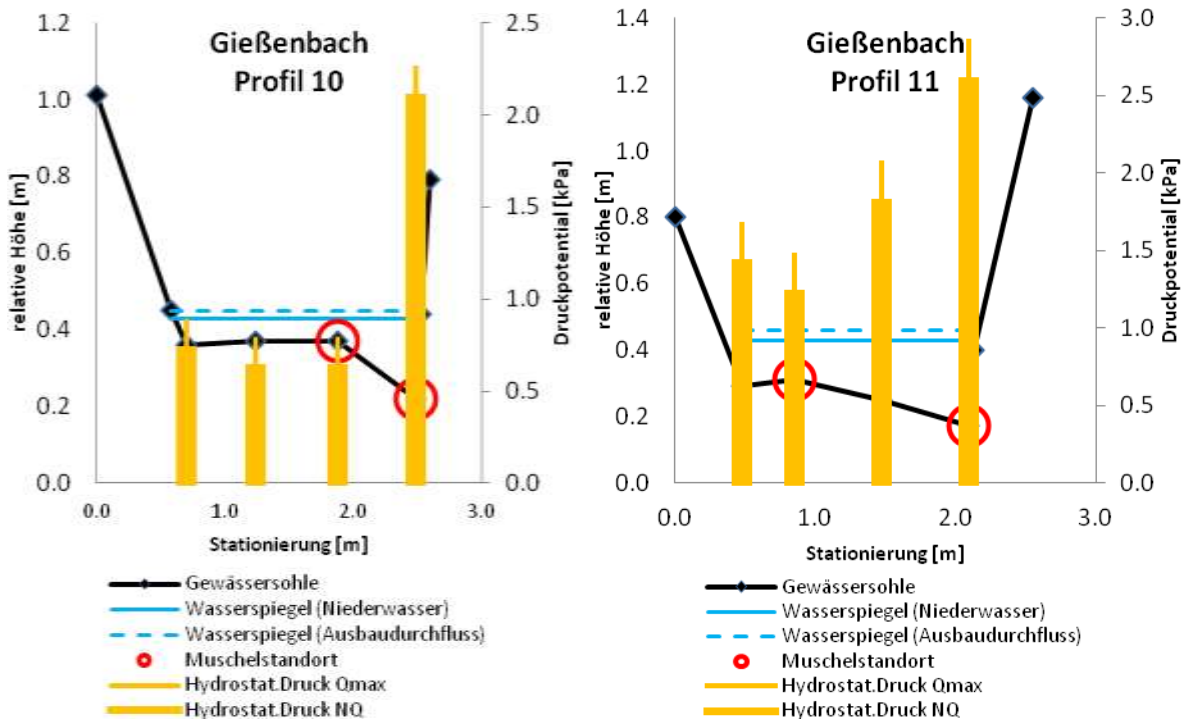


Abb. 58 Druckpotential in Querprofilen mit hoher Besiedlungsdichte – Gießenbach.

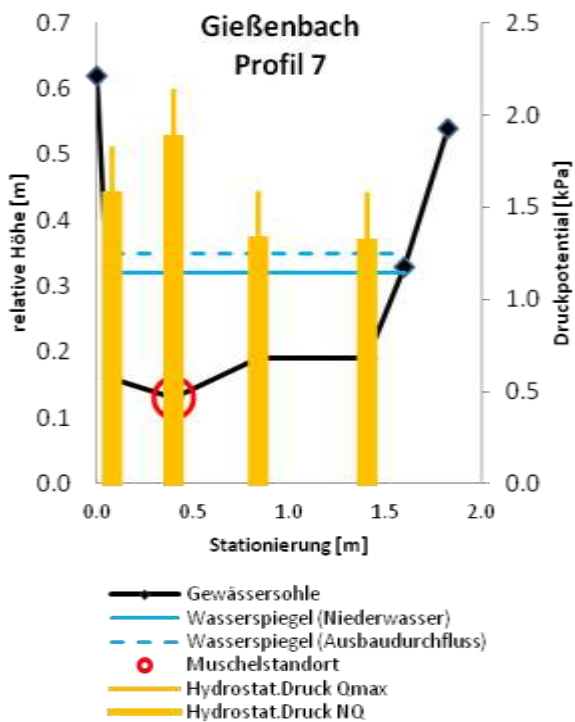


Abb. 59 Druckpotential im Querprofil mit geringer Besiedlungsdichte – Gießenbach.

### 6.2.4.3 Kornverteilung

Ähnlich zu den Sedimentproben an der Maltzsch zeigen die Kornverteilungskurven der Deck- und Unterschicht über den Gewässerabschnitt nur geringe Variabilität (Abb. 60). Eine Klassifizierung in Choriotoptypen zeigt einen hohen Anteil an Akal (0,2–2 cm) sowie Psammal (0,063–2 mm).

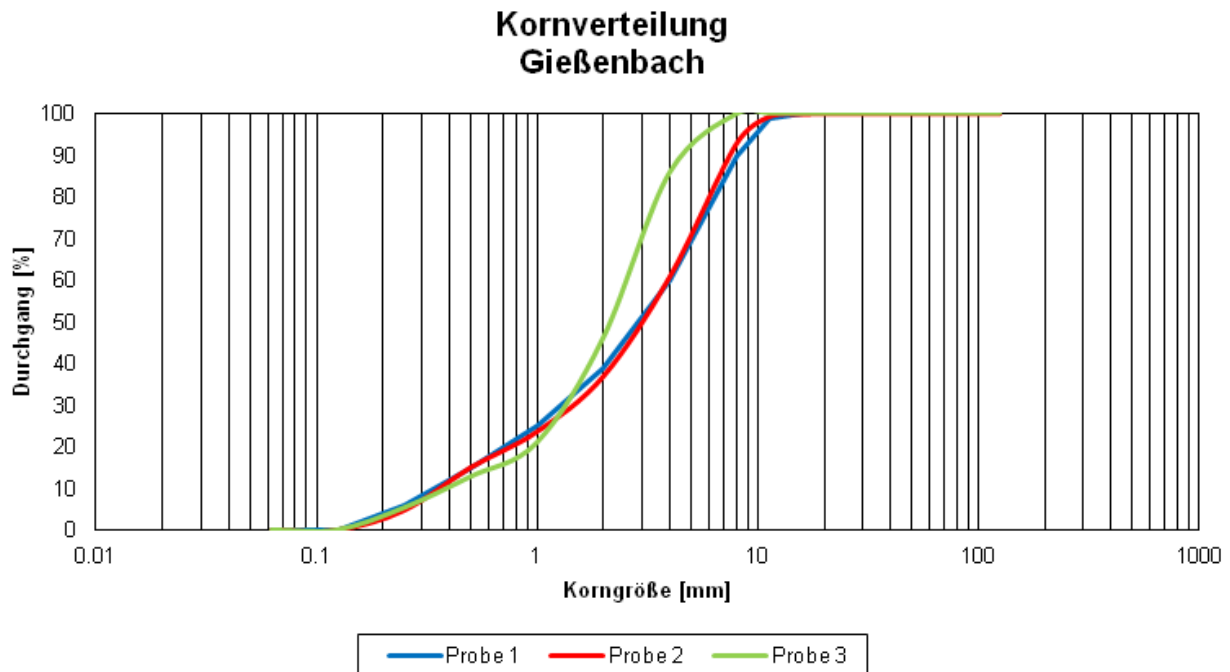


Abb. 60 Kornverteilung – Gießenbach.

In einer detaillierten Betrachtung der Feinsedimentanteile zeigen die Proben ebenfalls, wie jene der Maltzsch, einen nahezu vollständigen Anteil der Körnungsklassen < 10 mm (Tab. 8). Dies ist durchaus ungewöhnlich, da diese locker gelagerten Fraktionen vor allem bei erhöhten Abflussmengen eine hohe Mobilität aufweisen. Auf Grund der geringen Schwankungen in Durchfluss und Wasserstand durch die künstlichen Eigenschaften (Ausleitung) des Gerinnes bleiben diese genutzten Habitatflächen jedoch ganzjährig stabil.

Tab. 8 Charakteristische Korngrößen - Gießenbach

	Probe 1	Probe 2	Probe 3
	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	95.49	96.81	99.91
< 5mm	67.35	68.82	89.26
<1 mm	25.01	23.60	20.91

Dies kann auch durch die Berechnung der theoretischen Sedimenttransportmengen (nach MEYER-PETER & MÜLLER 1948) für die beiden gewählten Durchflussgrößen belegt werden (Abb. 61). Für die Modellierung der theoretischen Transportkapazität wurde die Korngrößenverteilung der Probe 1 verwendet. Diese wurde im Nahbereich der dichten Besiedelung entnommen.

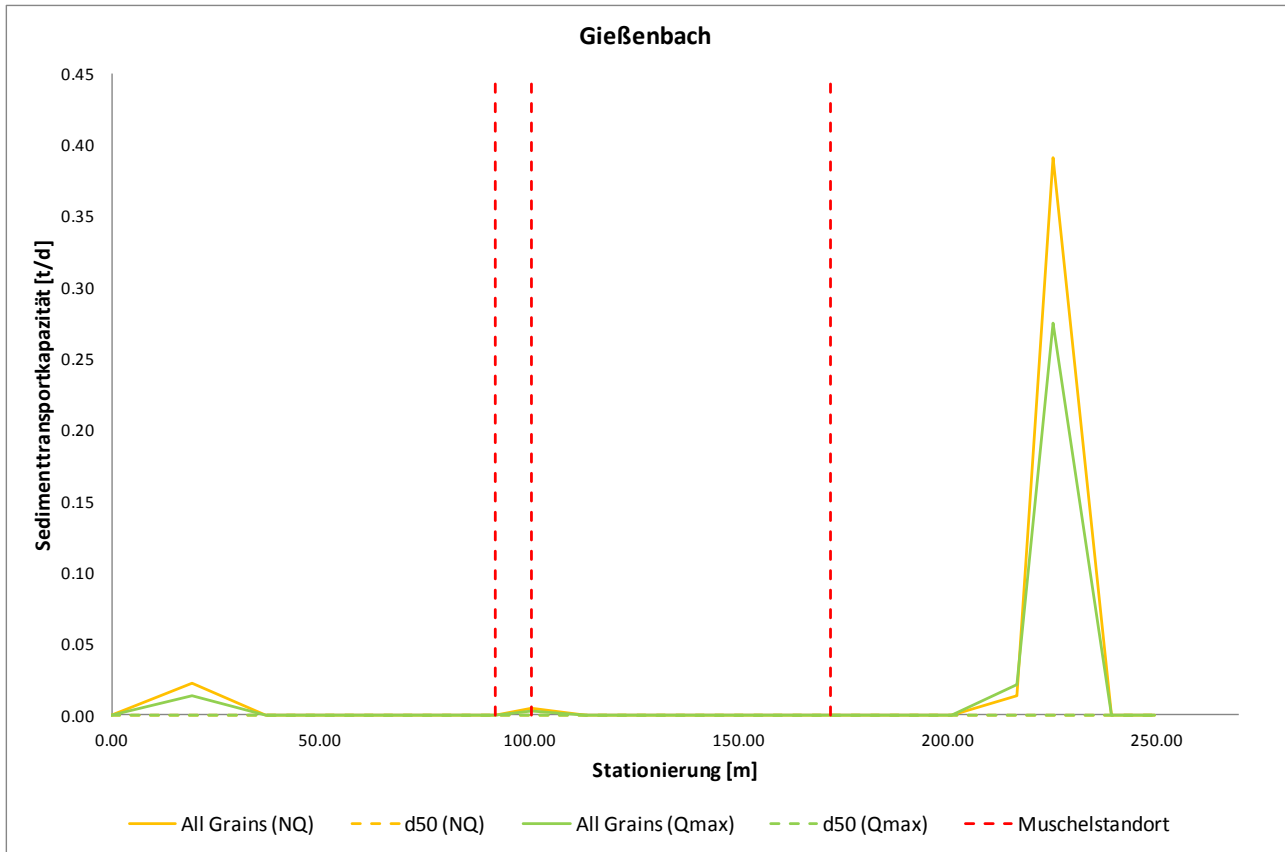


Abb. 61 Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und Ausbaudurchfluss. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei technischem Ausbaudurchfluss (Qmax). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie).

Die Sedimenttransportmodellierung (theoretische Transportkapazitäten) zeigt nur sehr geringe Transportkapazitäten im gesamten Gewässerabschnitt. Der rot markierte Bereich ist jener Bereich mit hoher Besiedelungsdichte. Es ist in jedem Fall anzunehmen, dass der Sedimenttransport in diesem künstlichen Gerinne für die Standortwahl eine untergeordnete Rolle spielt. Vielmehr könnten günstige Strömungsverhältnisse für die Filtration (Nahrungsaufnahme) eine Rolle spielen.

Sedimente größer  $d_{50} = 3,07$  mm werden auch bei maximalem Durchfluss (technischer Ausbaudurchfluss) nicht mehr transportiert.

### **6.2.5 Lainsitz-Mühlbach**

Der untersuchte Mühlbach an der Lainsitz unterscheidet sich ebenfalls als künstlicher Kanal deutlich von den natürlichen Gewässerabschnitten. Der Durchfluss des Mühlbaches wird durch den maximalen technischen Durchfluss begrenzt. Er ist dadurch hydraulisch mit dem Gießenbach-Mühlbach zu vergleichen.

Die höchste Dichte an Muscheln ist in diesem Abschnitt im Bereich der Profile 13, 14 und 15 (Stationierung 75 m flussab) zu finden (Abb. 62). Flussab wurden im Zuge der Freilandarbeiten nur einige wenige Muscheln dokumentiert. Für die Mesohabitat-Analyse wird der gesamte vermessene Teil des Mühlbaches untersucht. Maßgebend für die Interpretation der hydromorphologischen Verhältnisse ist dabei die Tiefenlinie. Die Profile 13, 14 und 15 (als ausgewiesene Muschelstandorte) werden in der Mikrohabitat-Analyse näher untersucht.

Abb. 62 zeigt im Längenschnitt die Tiefenlinie des Gewässerabschnitts und den Wasserspiegel bei Niederwasser. Datengrundlage sind die Messungen der tachymetrischen Vermessung im Herbst 2013. Der technisch maximale Ausbaudurchfluss beträgt  $Q_{\max} = 0,17 \text{ m}^3/\text{s}$ . Für die Analyse der hydromorphologischen Bedingungen bei Niederwasser wurde ein Durchfluss von  $Q_{\text{NQ}} = 0,104 \text{ m}^3/\text{s}$  festgelegt.

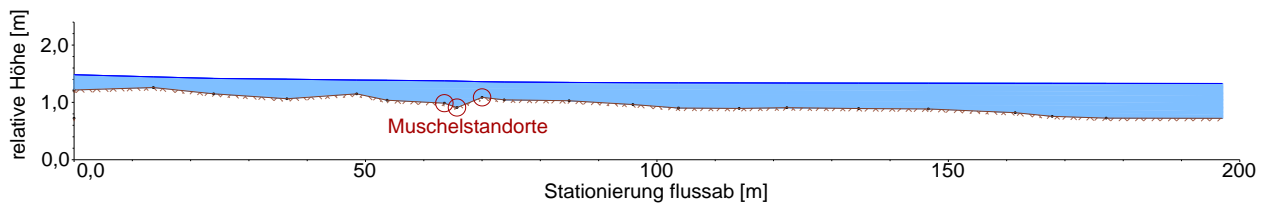


Abb. 62 Längenschnitt Lainsitz-Mühlbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=26 \text{ ‰}$ ).

#### **6.2.5.1 Auswertung der Längenschnitte (Mesohabitat-Analyse)**

Als ein Teilergebnis der eindimensionalen numerischen Modellierung ist wiederum der schematische Längenschnitt anzusehen (Abb. 63). Es zeigt den Wasserspiegel bei Niederwasser (blaue Linie) und in bordvollem Zustand (gestrichelte blaue Linie).



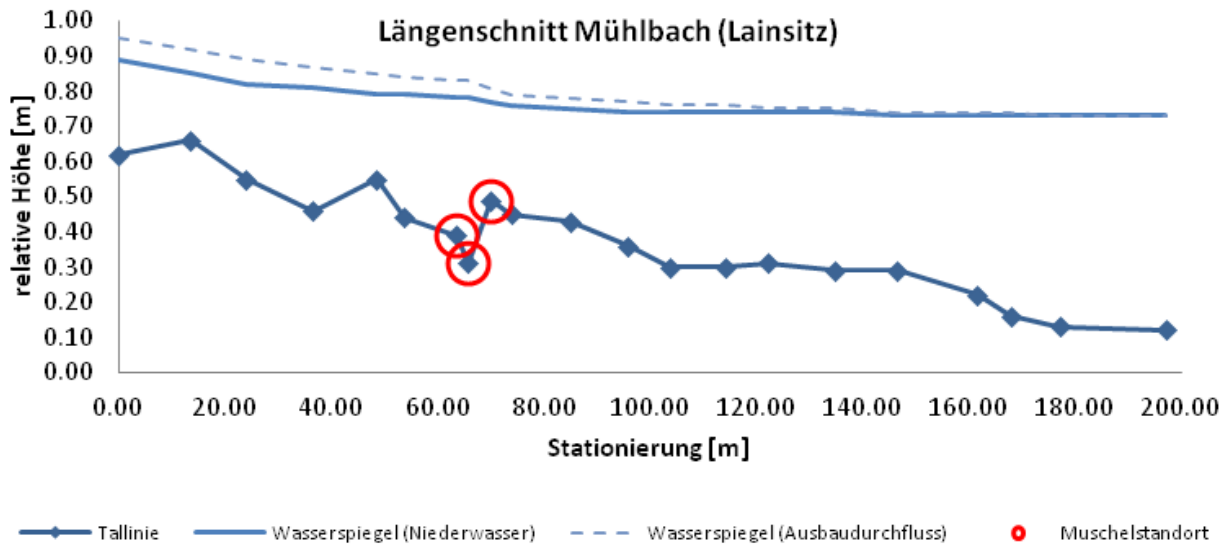


Abb. 63 Berechneter Längenschnitt Mühlbach (Lainsitz); Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Ausbaudurchfluss ( $Q_{max}=0,17 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Weiterführende Auswertungen der Gewässerhydraulik zeigen einen Anstieg des Druckgradienten im Bereich der Muschelstandorte (Abb. 64). Zu sehen ist, dass im besiedelten Abschnitt (Stationierung 75 m) der Druckgradient ein Maximum erreicht. Der Druckgradient schwankt im Bereich von 0–2 kPa und liegt damit deutlich unter den Druckgradienten der natürlichen Gewässerabschnitte am Großen Kamp, der Waldaist und der Maltsch. Das Druckpotential erreicht im Bereich der Muschelstandorte ein lokales Maximum von 5 kPa.

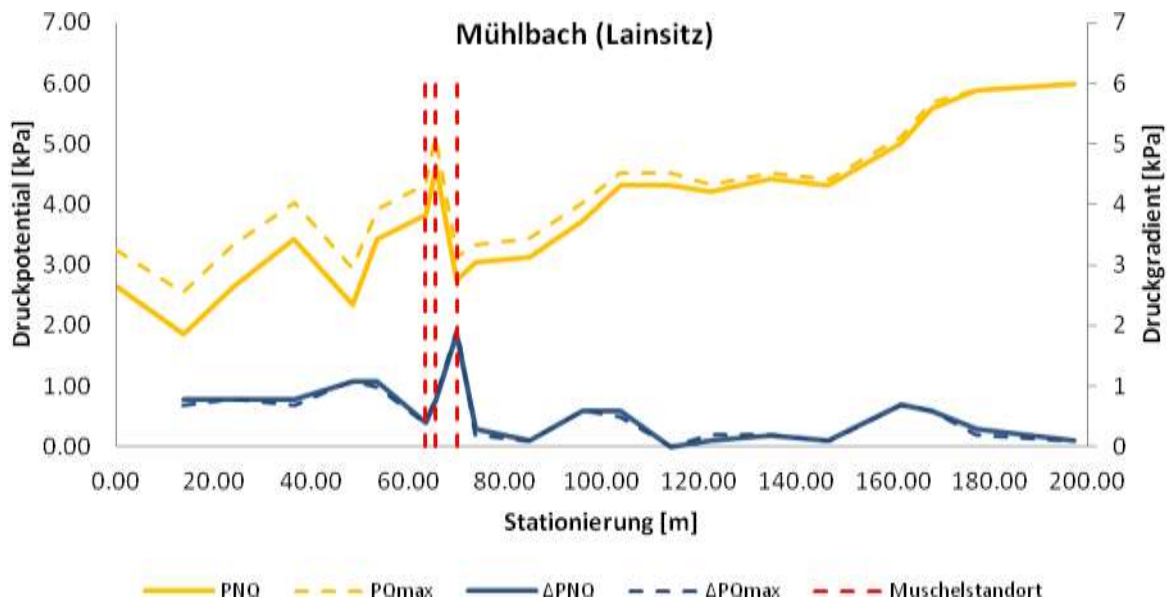


Abb. 64 Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Mühlbach (Lainsitz). Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PQmax (Druckpotential bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa). Sekundärachse: ΔPNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); ΔPQmax (Druckgradient bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa).

In Abb. 65 ist auf der Primärachse der Verlauf der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit über den Gewässerabschnitt aufgetragen. Die Froude-Zahl auf der Sekundärachse dient zur Abschätzung der Strömungsverhältnisse bei Niederwasserhältnissen.

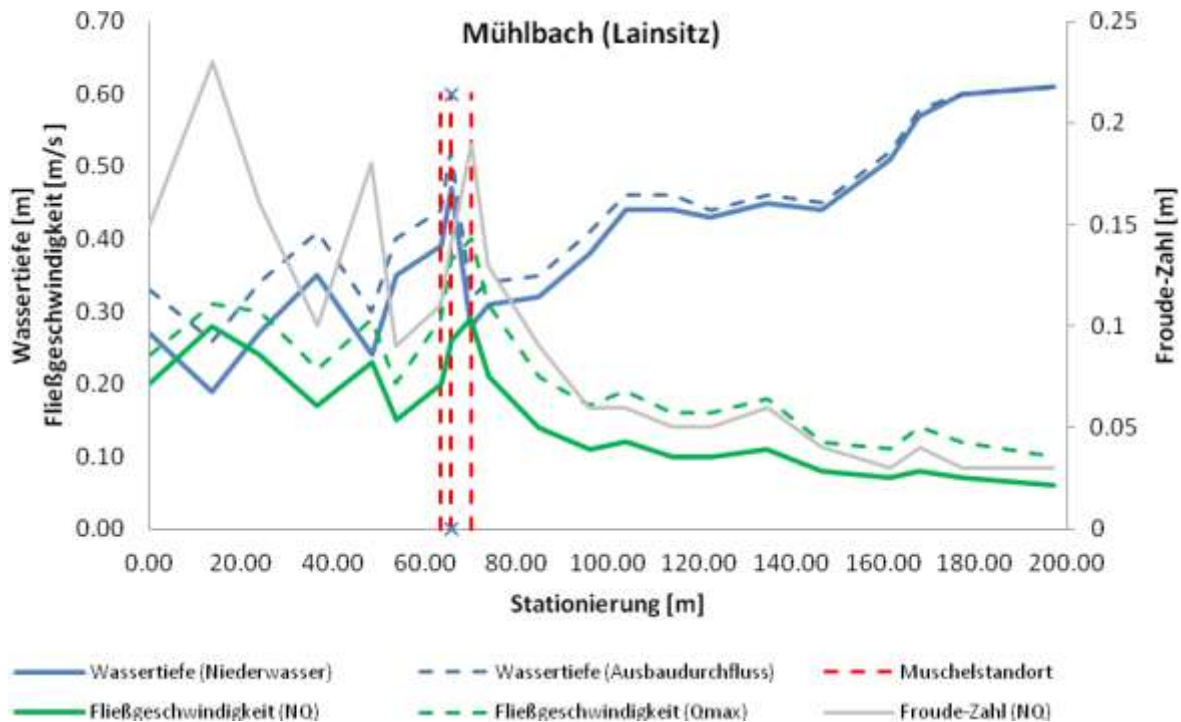


Abb. 65 Strömungsverhältnisse – Mühlbach (Lainsitz) in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen; Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und technischem Ausbaudurchfluss (Qmax). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ).

Die Wassertiefe erreicht im besiedelten Bereich ein lokales Maximum. Die Ergebnisse in Abb. 65 zeigen, dass im Bereich der erhöhten Besiedlungsdichte wiederum eine Gegenläufigkeit zwischen Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe besteht. Lokal kommt es in den Flussperlmuschelbereichen zum Absinken der Wassertiefe und zum Ansteigen der Fließgeschwindigkeit. Weiter flussab nimmt die Fließgeschwindigkeit hingegen wiederum ab, da sich der Querschnitt aufweitet und die Wassertiefe zunimmt.

### 6.2.5.2 Auswertung der Querprofile (Mikrohabitat-Analyse)

In Abb. 66, Abb. 67 und Abb. 68 sind jene Gewässerquerschnitte dargestellt, welche für die weiterführende Mikrohabitatmodellierung herangezogen werden.

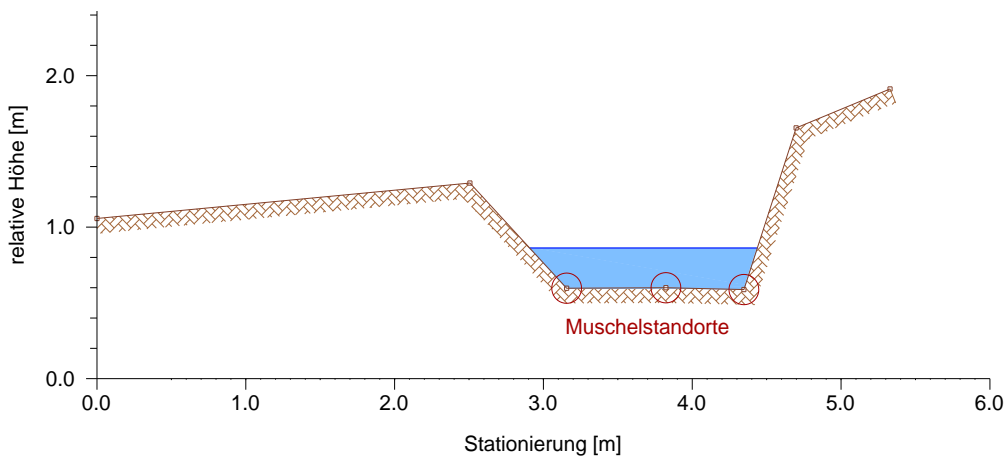


Abb. 66 Querprofil 13 Mühlbach (Lainsitz) mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=26 \%$ ).

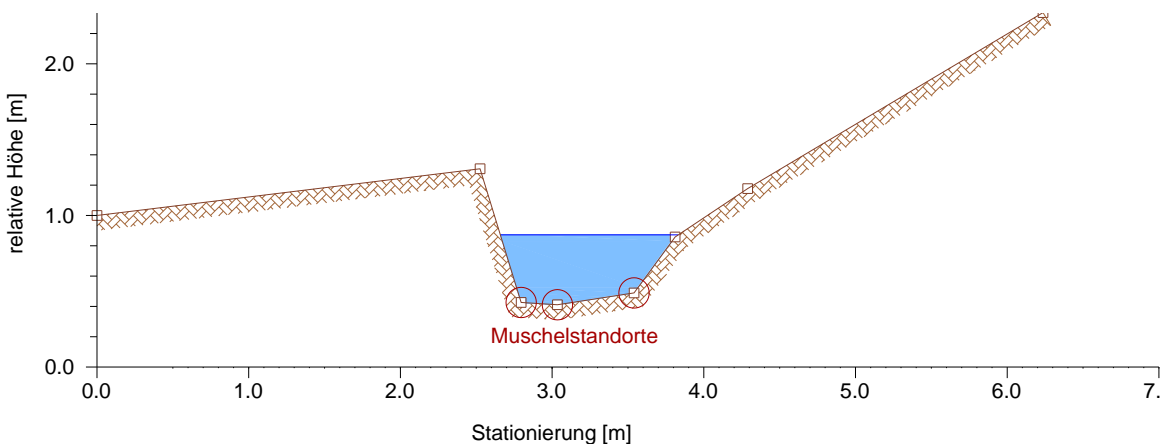


Abb. 67 Querprofil 14 Mühlbach (Lainsitz) mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=26 \%$ ).

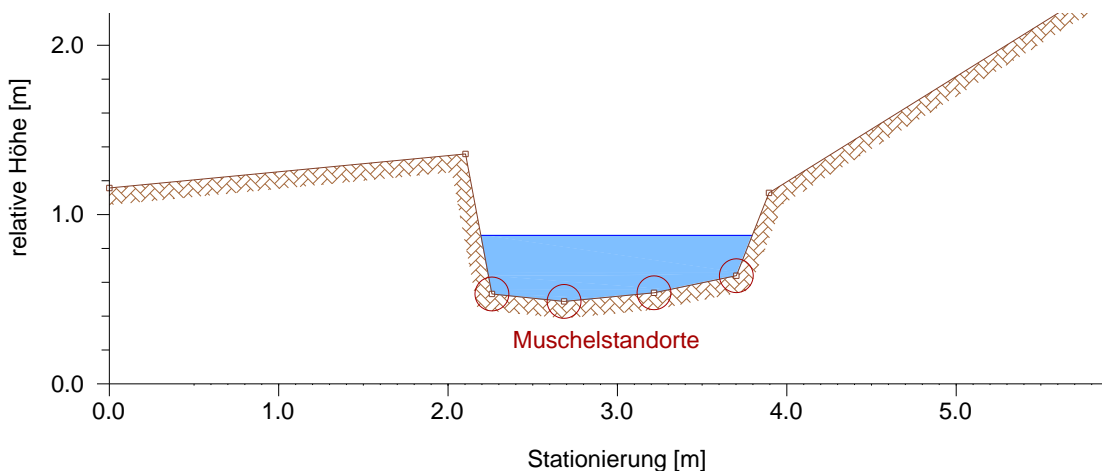


Abb. 68 Querprofil 15 Mühlbach (Lainsitz) mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $s=26 \%$ ).

Das Druckpotential nimmt bei dem gewählten technischen Durchfluss in den unterschiedlichen Querschnitten nur leicht zu (Abb. 69). Dies erklärt sich aus der geringen Differenz zwischen Niederwasser und Ausbaudurchfluss. Zu erkennen ist hierbei, dass an den Muschelstandorten das Druckpotential zwischen 3 und 5 kPa schwankt. Dieses Potential ist etwas höher als am Gießenbach, aber deutlich geringer als an den natürlichen Gewässerabschnitten.

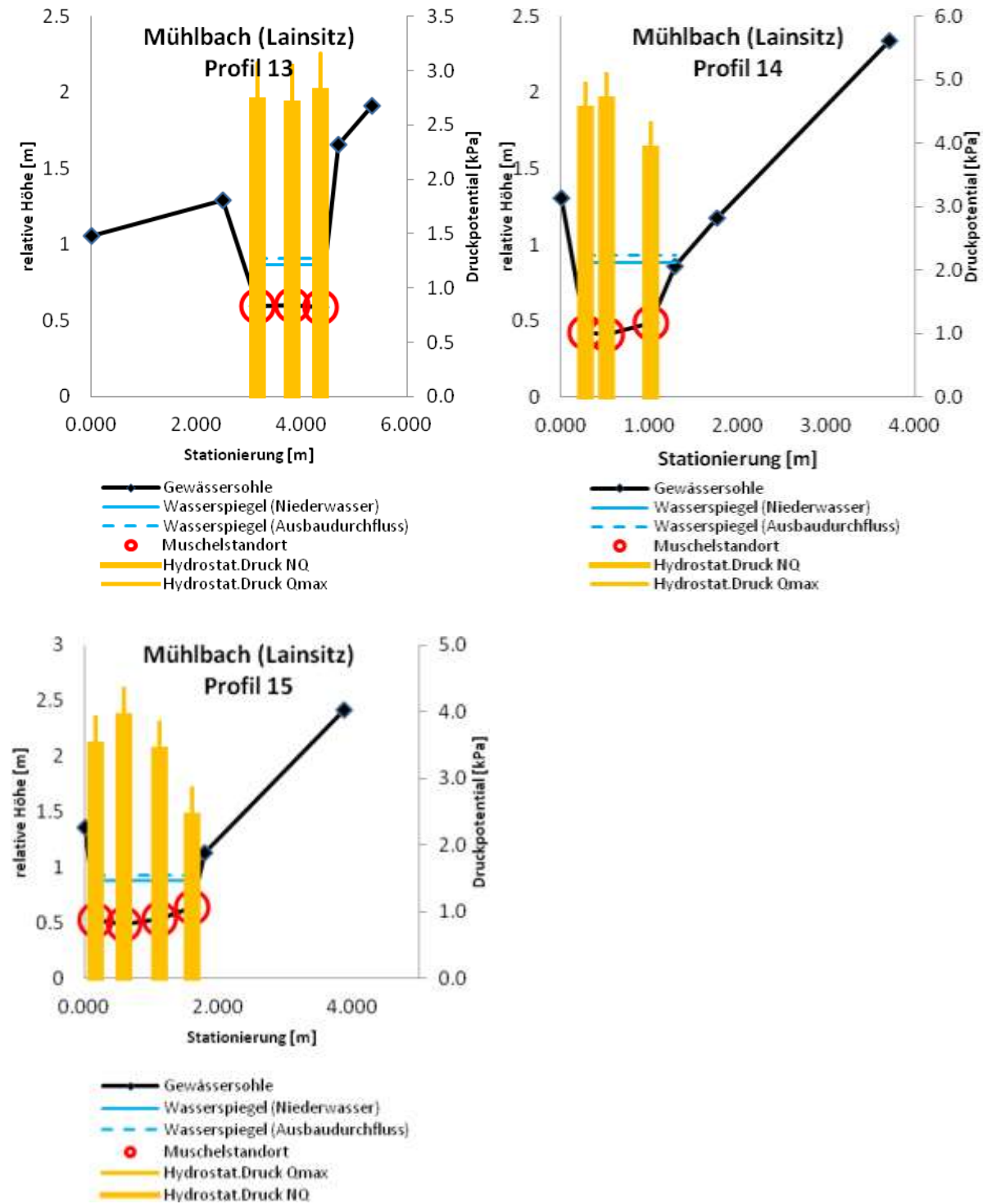


Abb. 69 Druckpotential in Querprofilen mit hoher Besiedelungsdichte – Mühlbach (Lainsitz).

### 6.2.6 Kornverteilung

Die Auswertungen der volumetrischen Proben zeigen für die Sedimente der Deck- und Unterschicht relativ gleichmäßige Verhältnisse über den untersuchten Gewässerabschnitt (Abb. 70). Eine Klassifizierung in Choriotoptypen zeigt einen geringeren Anteil an Akal (0,2–2 cm) sowie Psammal (0,063–2 mm), dafür einen höheren Anteil an Mesolithal (6,3–20 cm).

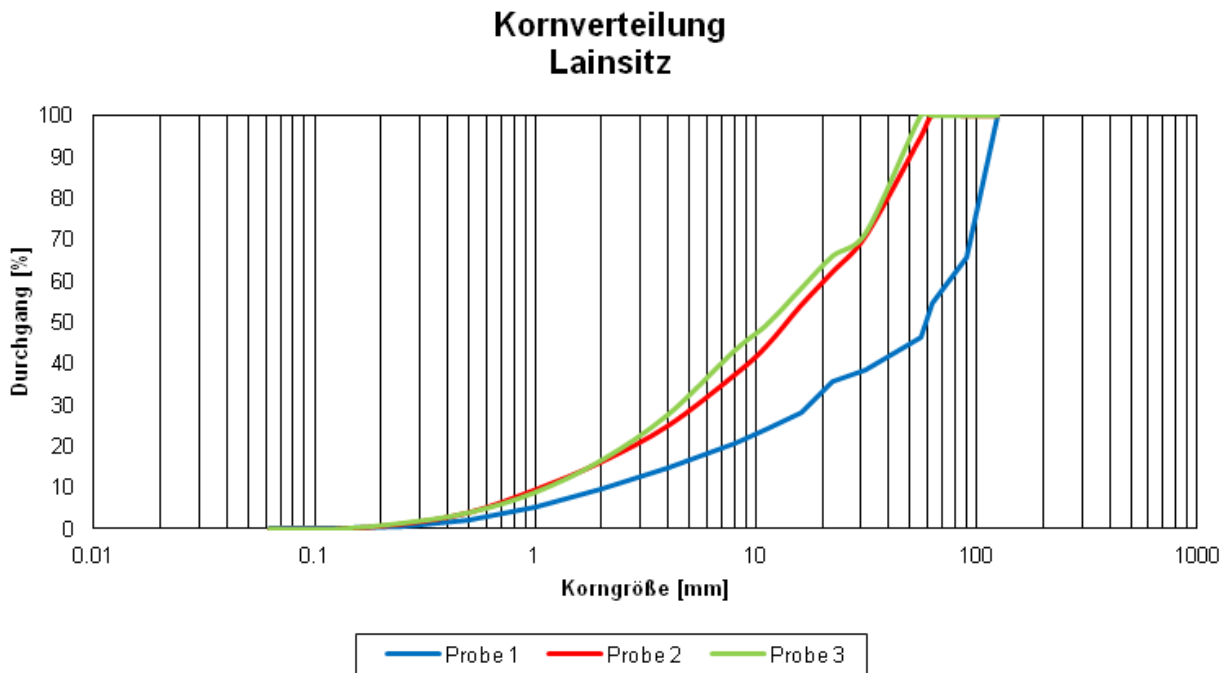


Abb. 70 Kornverteilung – Lainsitz (Mühlbach)

In den Auswertungen der relativen Feinanteile (Tab. 9) ist zu erkennen, dass die Proben des Mühlbaches an der Lainsitz einen deutlich geringeren Feinanteil als die Proben der anderen Standorte aufweisen. Besonders deutlich wird dies bei Probe 1, wo nur 23% des Substrats einen kleineren Durchmesser als 10 mm aufweisen.

Tab. 9 Charakteristische Korngrößen – Lainsitz (Mühlbach)

	Probe 1	Probe 2	Probe 3
	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	22.80	41.61	46.97
< 5mm	16.20	28.02	31.47
<1 mm	5.16	9.45	8.81

In Abb. 71 wurde die theoretische Sedimenttransportkapazität, berechnet nach MEYER-PETER & MÜLLER (1948), für den untersuchten Abschnitt des Mühlbachs an der Lainsitz mittels numerischer Modellierung ausgewiesen. Für die Modellierung der theoretischen Transportkapazität wurde die Korngrößenverteilung der Probe 1 verwendet. Diese wurde im Nahbereich der dichten Muschelbesiedelung entnommen.

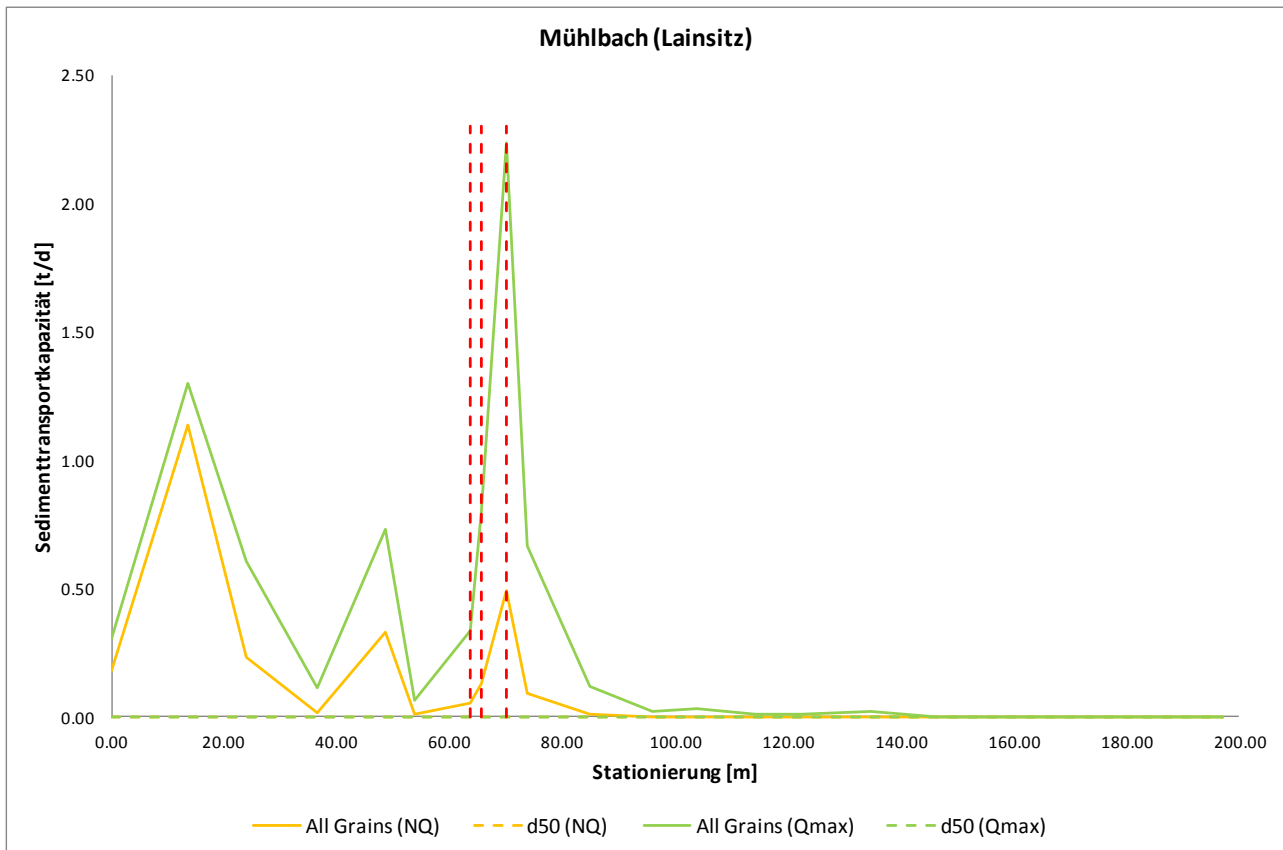


Abb. 71 Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und Ausbaudurchfluss. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei technischem Ausbaudurchfluss (Qmax). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie).

Die Auswertungen der Sedimenttransportmodellierung zeigen geringe Transportkapazitäten im gesamten Gewässerabschnitt. Im Bereich der dichten Besiedelung (Stationierung 75 m) ist zu erkennen, dass die Transportkapazität bei Ausbaudurchfluss deutlich höher ist als bei Niederwasser. Grund hierfür könnte die naturnahe Gerinneform sein. Die Muscheln befinden sich in einem durch Vegetation lokal verengten Bereich. Der Kanal wird jedoch flussabwärts stark gebogen unter einer Brücke durchgeleitet. Zwischen diesen beiden markanten Bereichen weitet sich das Gerinne kurz auf.

Die Sedimenttransportkapazität nimmt ab Stationierung 100 m stark ab, da das Gerinne flussabwärts wieder aufgeweitet ist und die Fließgeschwindigkeit stark abnimmt (siehe Abb. 65).



Auch hier zeigt sich, dass Sedimente größer  $d_{50} = 3,07 \text{ mm}$  auch bei maximalem Durchfluss (technischer Ausbaudurchfluss) nicht mehr transportiert werden.

## 6.3 Chemisch-physikalische Wasseranalysen

### 6.3.1 RedOx-Potential-Bestimmung

Das RedOx-Potential aller fünf untersuchten Gewässer liegt sowohl in der fließenden Welle als auch in einer Sedimenttiefe von 5 cm und 10 cm über 300 mV und lässt somit auf eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Jungmuscheln im Interstitial schließen (Tab. 10).

Tab. 10 Mittelwerte der RedOx-Potential-Bestimmungen von November 2013 in mV.

	Waldaist	Maltsch	Gießenbach	Lainsitz	Großer Kamp
<b>Fließende Welle</b>	459	537	524	518	534
<b>Sedimenttiefe von 5 cm</b>	473	424	450	461	445
<b>Sedimenttiefe von 10 cm</b>	456	402	333	379	330

Aus Abb. 72 ist ersichtlich, dass die Sauerstoffkonzentration mit zunehmender Tiefe generell abnimmt, aber dennoch auch in 10 cm Tiefe noch aerobe Verhältnisse gegeben sind. Die Sauerstoffversorgung der Waldaist war zum Beprobungszeitpunkt in der fließenden Welle und im Interstitial beinahe identisch, was auf eine gute Durchströmung des Lückenraums hindeutet.

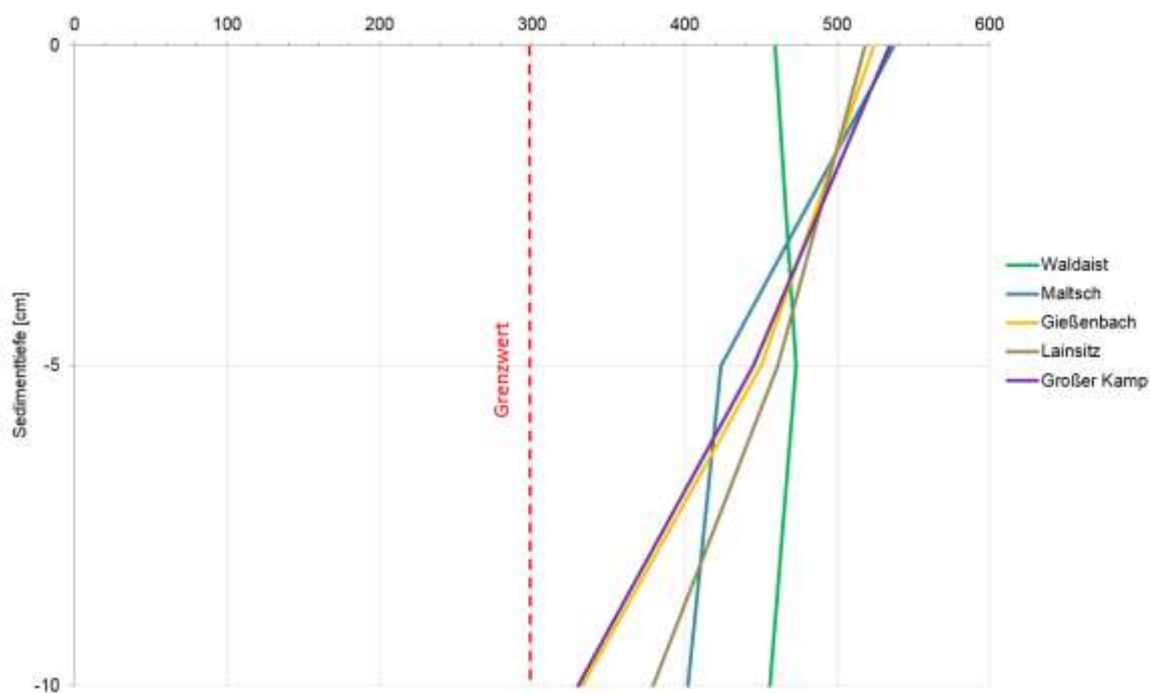


Abb. 72 Graphische Darstellung des Verlaufs der RedOx-Potential-Bestimmungen in unterschiedlichen Tiefen.

### **6.3.2 Temperatur**

Die im November 2013 in den fünf Gewässern ausgebrachten Temperatursonden wurden im Februar 2014 erstmalig ausgelesen. Hierbei zeigten sich im Durchschnitt die Waldaist und der Große Kamp als die kältesten Gewässer. Dem gegenüber steht der Gießenbach, der sich im Mittel als wärmstes Gewässer präsentierte (Tab. 11).

Tab. 11 Auswertung des Temperaturverlaufs im Zeitraum von 27. November 2013 bis 18. Februar 2014.

	<b>Waldaist</b>	<b>Gießenbach</b>	<b>Maltsch</b>	<b>Lainsitz-Mühlbach</b>	<b>Großer Kamp</b>
<b>Minimum [°C]</b>	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
<b>Maximum [°C]</b>	3,3	5,4	4,4	4,1	3,1
<b>Mittelwert [°C]</b>	0,9	2,8	1,6	1,4	0,9

In Abb. 73 wird der Temperaturverlauf der betrachteten Gewässer beispielhaft für Jänner 2014 dargestellt. Hier wird der erhöhte Temperaturverlauf des Gießenbach-Mühlbaches im Vergleich zu den anderen Gewässern deutlich sichtbar.

Weiters scheinen die Waldaist und der Große Kamp ein ähnliches Verhalten hinsichtlich ihres Temperaturregimes aufzuweisen. Starke Temperaturschwankungen sind hier kaum zu erkennen – im Gegensatz zum Gießenbach-Mühlbach.

Auffällig ist zudem, dass die Wassertemperatur des Lainsitz-Mühlbaches trotz relativ großer Entfernung, unterschiedlicher Wasserführung und einer Seehöhendifferenz von fast 100 m stark dem Temperaturverlauf der Maltsch ähnelt.

Die hier gezeigten Ergebnisse werden nur der Vollständigkeit halber angeführt, um erste Temperaturkenndaten und Unterschiede zwischen den Gewässern festzuhalten. Wesentlich sind für die Eignung eines Gewässers als Flussperlmuschelhabitat aber die Temperatursummen, die zwischen der Infektion der Wirtsfische im Herbst und dem Abfallen der Jungmuscheln im Frühsommer erreicht werden. TÄUBERT et al. (2013) haben festgestellt, dass die Metamorphose der Glochidien auf den Fischkiemen nach Erreichen von 1.700 bis 3.440 Tagesgraden einsetzt, wobei die überwältigende Mehrheit der Jungmuscheln zwischen 2.220 und 3.080 Tagesgrade benötigt. In welchen Gewässern diese Temperatursummen zu welchem Zeitpunkt erreicht werden, kann erst nach Abschluss des vorliegenden Projektes festgestellt werden. Die bislang vorliegenden Daten deuten aber darauf hin, dass im Gießenbach-Mühlbach der Abwurf der Jungmuscheln wohl früher einsetzen wird als in den anderen Untersuchungsgewässern und die juvenilen Tiere daher länger Zeit haben, sich auf den Winter vorzubereiten. Ein ausreichend starkes Längenwachstum in der ersten Wachstumsperiode scheint ausschlaggebend für die Überlebenschancen im ersten Winter zu sein (LANGE & SELHEIM 2011, DENIC et al. in prep.).

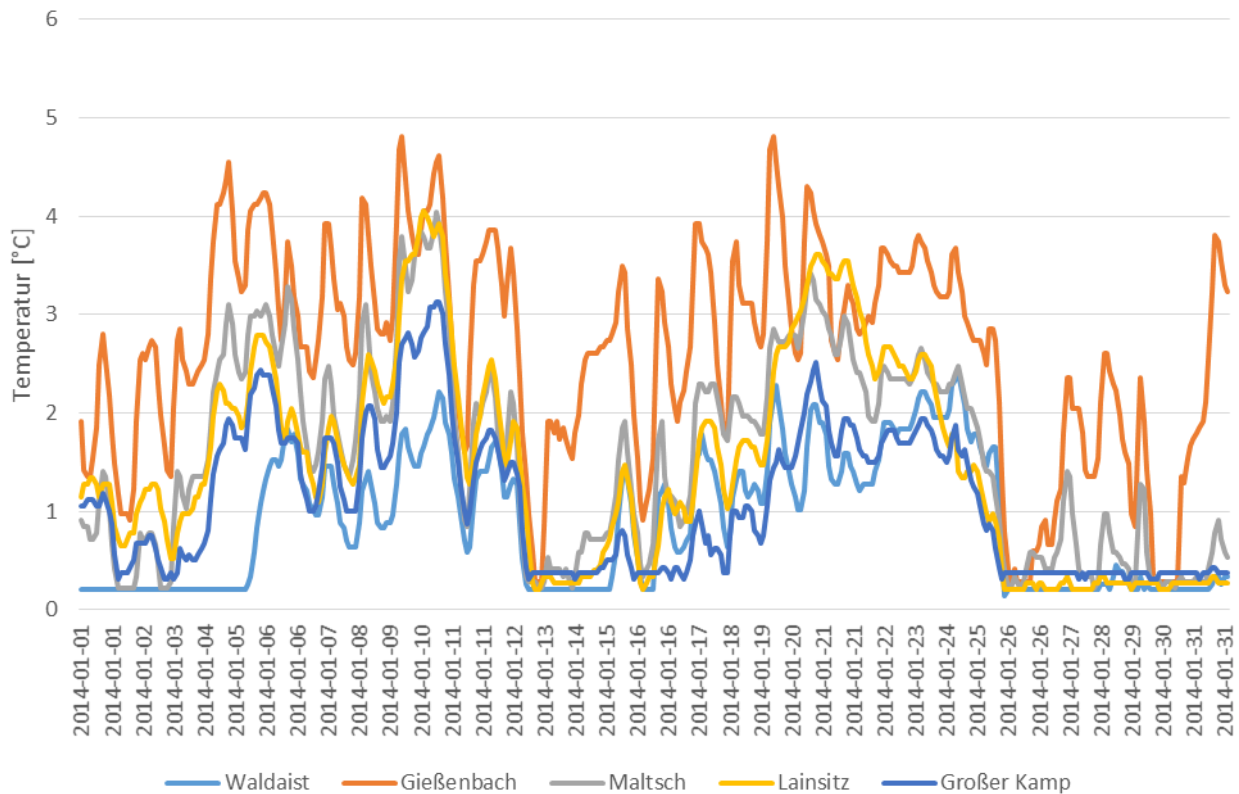


Abb. 73 Temperaturverlauf im Jänner 2014.

### 6.3.3 Wasserchemie

In Tab. 12 werden die Ergebnisse der wasseranalytischen Beprobung aller fünf untersuchten Gewässer dargestellt. Die Ergebnisse sind Werten aus der Literatur gegenübergestellt. Am Großen Kamp konnten keine Interstitialwasser-Proben gezogen werden, da aufgrund der widrigen Witterungsbedingungen das Probenahmegerät vereiste. Die Beprobungen von Waldaist und Maltsch fanden am 25., vom Gießenbach am 26. und von Lainsitz und Großem Kamp am 27. November 2013 statt.

Die **Leitfähigkeit** der untersuchten Gewässer liegt zwischen 89 und 145  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , wobei (mit Ausnahme des Gießenbaches) in allen Bächen eine Erhöhung mit zunehmender Substrattiefe erkennbar ist. In der Lainsitz liegen sowohl in der fließenden Welle als auch im Interstitialwasser die höchsten Werte vor. Im Gegensatz dazu weist die Maltsch im Oberflächenwasser und im Interstitialwasser in einer Tiefe von 5 cm die geringsten im Projektgebiet gemessenen Leitfähigkeitswerte auf; in 10 cm Tiefe steigt die Leitfähigkeit jedoch sprunghaft auf den Höchstwert von 145  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an. Alle Ergebnisse liegen innerhalb der in Tab. 12 angeführten Richtwerte.

Die **pH-Werte** sind relativ konstant, liegen in allen Gewässern und Tiefen zwischen 7,1 und 7,4 und zeigen damit weitgehend neutrale Verhältnisse.

Tab. 12 Ergebnisse der wasserchemischen Analyse von November 2013.

Parameter	Waldaist	Maltsch	Gießenbach	Lainsitz	Großer Kamp	Werte aus div. österr. Gewässern	Werte aus Gewässern mit Jungmuschelvorkommen		
						Moog et al. (1993)	Bauer (1988)	Moorkens et al. (2000)	Moorkens (2006)
<b>fließende Welle (n=1)</b>									
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	100	89	117	132	108	65 - 158	70	200	
pH	7,1	7,3	7,4	7,2	7,2	6,4 - 8,6		6,3 - 8	
Härte [dH]	1,4	1,4	1,8	1,9	1,7	1,3 - 2,6			
Kalzium [mg/L]	7,2	7,8	10,1	10,3	9,3	10 - 16	2		
Chlorid [mg/L]	11,6	4,3	10,3	14,4	8,8	-			
P-gesamt [mg/L]	0,038	0,078	0,046	-	-	0,021 - 0,10		0,1	
o-PO <sub>4</sub> [mg/L]	0,074	0,138	0,08	-	-	0,016 - 0,29	0,03	0,06	0,005
NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	4,3	3,9	10,6	5	7	< 14	< 0,5	1,7	0,125
NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	0,04	0,09	0,03	0,05	0,05	0,04 - 0,2			
Kalium [mg/L]	0,9	1,8	1,7	2	1,7	-			
Natrium [mg/L]	7,5	5,2	7,8	10	6,4	-			
<b>Porenwasser aus 5 cm Tiefe (n=1)</b>									
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	106	97	115	132		-	-	-	-
pH	7	7,1	7	7,3		-	-	-	-
Härte [dH]	1,5	1,5	2	1,9		-	-	-	-
Kalzium [mg/L]	7,9	8,3	10,5	10,3		-	-	-	-
Chlorid [mg/L]	12,3	5,5	10,5	14		-	-	-	-
P-gesamt [mg/L]	0,596	0,759	0,672	-		-	-	-	-
o-PO <sub>4</sub> [mg/L]	0,135	0,12	0,086	-		-	-	-	-
NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	4,7	3,6	6,7	5		-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	0,18	0,23	0,13	0,04		-	-	-	-
Kalium [mg/L]	1,3	1,7	1,3	1,7		-	-	-	-
Natrium [mg/L]	7,4	5,6	9	9,8		-	-	-	-
<b>Porenwasser aus 10 cm Tiefe (n=1)</b>									
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	123	145	114	145		-	-	-	-
pH	7,1	7	7	7,4		-	-	-	-
Härte [dH]	1,6	1,8	1,9	2,2		-	-	-	-
Kalzium [mg/L]	8,3	10,2	10,3	11,9		-	-	-	-
Chlorid [mg/L]	18,3	14,4	10,5	15,8		-	-	-	-
P-gesamt [mg/L]	0,479	0,742	0,486	-		-	-	-	-
o-PO <sub>4</sub> [mg/L]	0,113	0,178	0,117	-		-	-	-	-
NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	5,3	3,5	5,4	4		-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	0,04	0,58	0,12	-		-	-	-	-
Kalium [mg/L]	4,9	8,2	1	1,4		-	-	-	-
Natrium [mg/L]	7,3	5,7	8	10,1		-	-	-	-

Die **Gesamthärte** liegt ebenfalls recht konstant zwischen 1,4 und 2,2°dH und indiziert einen erwartungsgemäß geringen Härtegrad mit einem assoziierten geringen Kalkgehalt, wie er für Flussperlmuschelgewässer typisch und notwendig ist.

Der **Kalzium-Gehalt** steigt mit zunehmender Substrattiefe. Die geringsten Kalzium-Werte zeigt die Waldaist mit 7,2 mg/l in der fließenden Welle und 8,3 mg/l in 10 cm Substrattiefe. Die höchsten Werte wurden in den beiden Mühlbächen gemessen, wobei die Lainsitz mit 10,3 mg/l in der fließenden Welle und 11,9 mg/l in 10 cm noch knapp höhere Werte erreicht als der Gießenbach.

Die **Chlorid-Konzentration** der Gewässer steigt tendenziell ebenfalls mit zunehmender Substrattiefe. Sie höchsten Werte werden in der Lainsitz mit 14 mg/l in 5 cm und 15,8 mg/l in 10 cm Tiefe verzeichnet, sowie in der Waldaist, die 12,3 mg/l in einer Substrattiefe von 5 cm und 18,3 mg/l in 10 cm Tiefe aufweist. Analog zur Leitfähigkeit stellt sich in der Maltsch auch die Chlorid-Situation dar: während in der freien Welle und in 5 cm Substrattiefe die bei weitem geringsten Chlorid-Werte im Projektgebiet gemessen wurden, lag in 10 cm Tiefe mit 14,4 mg/l einer der höchsten Werte vor.

Die Konzentration der **Gesamt-Phosphor-Verbindungen** steigt sprunghaft mit dem Wechsel zwischen freier Wassersäule und dem Sediment. Es zeigt sich deutlich, dass der Gesamt-Phosphor in allen untersuchten Gewässern jeweils in einer Substrattiefe von 5 cm den Höchstwert erreicht; im Vergleich zur fließenden Welle liegt der Unterschied bei einer Zehnerpotenz. Beim Ortho-Phosphat ist ebenfalls ein Anstieg in den oberen Sedimentschichten zu verzeichnen, allerdings in weitaus geringerem Ausmaß. Die höchsten Werte beider Phosphor-Parameter waren in der Maltsch zu messen, und zwar sowohl in der freien Welle als auch im Interstitial.

Die **Nitrat-Konzentrationen** zeigen in der Maltsch und in den Mühlbächen des Gießenbaches und der Lainsitz dasselbe Verhalten – sie sinken, wenn auch oft nur geringfügig, mit zunehmender Substrattiefe. Sowohl in der Lainsitz als auch in der Maltsch zeigen sich hierbei nur geringe Unterschiede zwischen fließender Welle und Interstitialwasser, im Gegensatz zum Gießenbach, wo die Nitrat-Werte sich von der fließenden Welle bis in 10 cm Substrattiefe praktisch halbieren. Gänzlich anders stellt sich die Situation in der Waldaist dar, hier steigt die Nitrat-Konzentration mit steigender Tiefe. Sämtliche Werte liegen zwar innerhalb der in Tab. 12 angegebenen Richtwerten für Flussperlmuschelgewässer in Österreich, überschreiten aber allesamt bei weitem die angegebenen Grenzwerte für Gewässer, in denen eine natürliche Reproduktion vonstattengeht. Die höchsten Werte liegen am Gießenbach vor, die geringsten an der Maltsch.

Bei den **Ammonium-Konzentrationen** lässt sich kein durchgehender Trend feststellen, die Werte scheinen in den meisten Gewässern nicht mit der Tiefe zu korrelieren. Sie variieren stark und schwanken zwischen 0,03 und 0,58 mg/l. Die höchsten Ammonium-Konzentrationen zeigt die Maltsch, und hier vor allem in 10 cm Substrattiefe.

Die **Kalium-Konzentrationen** streuen ebenfalls stark und erreichen Werte zwischen 0,9 und 8,2 mg/l. In der Waldaist und der Maltsch steigt die Konzentration mit zunehmender Substrattiefe stark an, in den beiden Mühlbächen von Gießenbach und Lainsitz ist die Vertikalverteilung sehr homogen, es kommt hier zu keiner Konzentration in der Tiefe. Die Höchstwerte liegen mit 8,2 mg/l in der Maltsch in einer Substrattiefe von 10 cm vor.

Bei der **Natrium-Analyse** konnte in keinem der Gewässer ein Tiefengradient festgestellt werden; die Gewässer unterscheiden sich zwar mit Werten zwischen 5,2 und 10,1 mg/l untereinander deutlich, die jeweiligen Konzentrationen bleiben aber entlang des Tiefenprofils mehr oder weniger konstant. Insgesamt weist die Lainsitz die höchsten und die Maltsch die niedrigsten Werte auf.

## 7 FAZIT HYDROMORPHOLOGIE

### 7.1 Zusammenfassung der hydromorphologischen Eigenschaften

In einer zusammenfassenden Betrachtung der hydromorphologischen Eigenschaften der untersuchten Gewässer wurde der Fokus darauf gelegt, mögliche hydraulische / sedimentologische Ähnlichkeiten zwischen den teilweise doch sehr unterschiedlichen Muschelstandorten (z. B. hinsichtlich Einzugsgebietsgröße, Regulierungsgrad) herauszuarbeiten. Im Folgenden sind diese Vergleiche der jeweiligen abiotischen Rahmenbedingungen an den unterschiedlichen Muschelstandorten dargestellt.

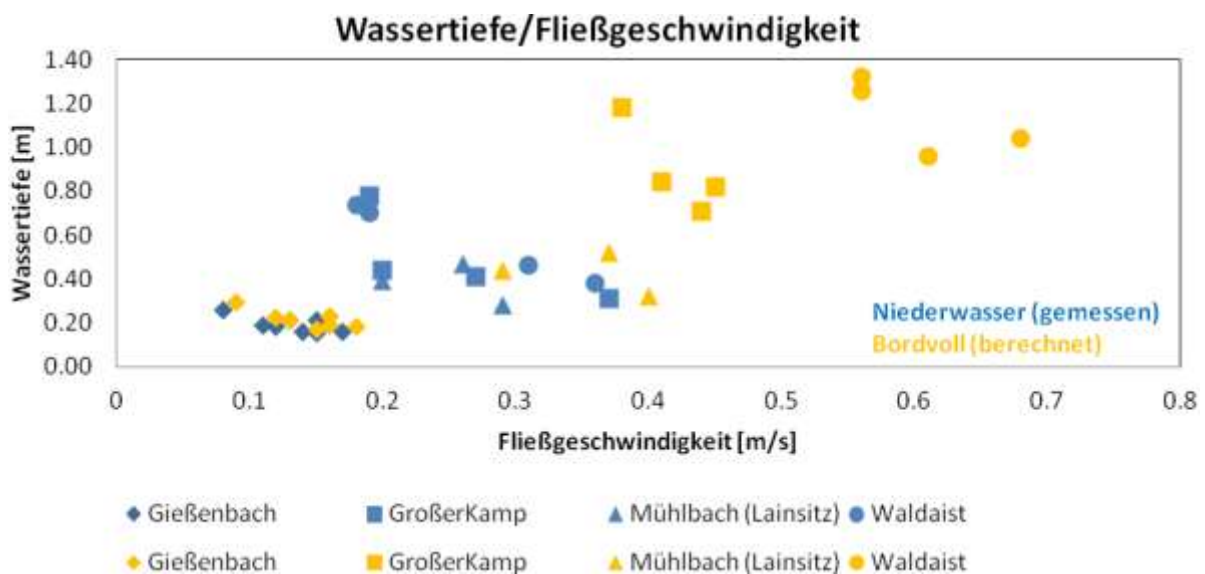


Abb. 74 Vergleich von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe aller untersuchten Muschelstandorte für zwei unterschiedliche Durchflüsse (Niederwasser und bordvoller Abfluss).

In Abb. 74 zeigt sich beispielweise, dass bei Niederwasser alle Muschelstandorte eine Wassertiefe unter 0,8 m und eine maximale Fließgeschwindigkeit von 0,4 m/s aufweisen. Jedoch besteht eine deutlich höhere Toleranz in Bezug auf die maximale Fließgeschwindigkeit, welche bei bordvollen Abflüssen in naturnahen Fließgewässern (z. B. Waldaist und Kamp) Werte bis 0,7 m/s erreichen kann (während sie sich in den Mühlbächen nicht wesentlich von der Niederwassersituation unterscheidet).

Die Sohlstabilität kann mittels Geschiebebewegungsformel nach SHIELDS (1936) abgeschätzt werden. Eingangsparemeter hierfür ist die Dichte des Sediments, die Dichte des Wassers, die Erdbeschleunigung und  $d_{50}$  der Korngrößenverteilung. Die Berechnung wurde für alle Proben durchgeführt. In Tab. 13 sind die Ergebnisse dargestellt, wobei jene Proben grün markiert wurden,



die im Nahbereich der Muschelstandorte entnommen und zur Sedimenttransport-Modellierung herangezogen wurden.

Weiters wurde in Abb. 75 die Abhängigkeit Wassertiefe–Sohlschubspannung dargestellt. Zu erkennen ist hierbei, dass die Sohlstabilität bei Niederwasser nahezu bei allen Muschelstandorten gegeben ist. Bei Spitzenabflüssen (bordvoller Abfluss, bzw. technischer Ausbaudurchfluss) zeigen sich hingegen starke Unterschiede je nach Gewässerabschnitt. An den untersuchten Muschelstandorten im Großen Kamp, in der Malsch und im Gießenbach-Mühlbach zeigt sich, dass bei Spitzenabflüssen Sediment transportiert wird. Bei den Gewässerabschnitten in der Waldaist und im Mühlbach der Lainsitz werden kritische Sohlschubspannungen hingegen nicht erreicht. Es ist daher anzunehmen, dass jene Muschelstandorte auch bei Spitzenabflüssen eine stabile Sohle aufweisen.

Die Habitatwahl hinsichtlich der Sohlstabilität wird insbesondere am Muschelhabitat des Mühlbaches der Lainsitz deutlich. Wie in Tab. 13 zu erkennen ist, schwankt der Shields-Parameter hier sehr stark. Probe 1 wurde im Nahbereich der Muscheln entnommen und erreicht mit knapp 34 N/m<sup>2</sup> die höchste kritische Sohlschubspannung aller untersuchten Proben. Probe 2 und 3 wurden hingegen in ungenutzten Bereichen entnommen. Es ist anzunehmen, dass in jenen ungenutzten Bereichen die Sohlstabilität bei technischem Ausbaudurchfluss nicht gegeben ist.

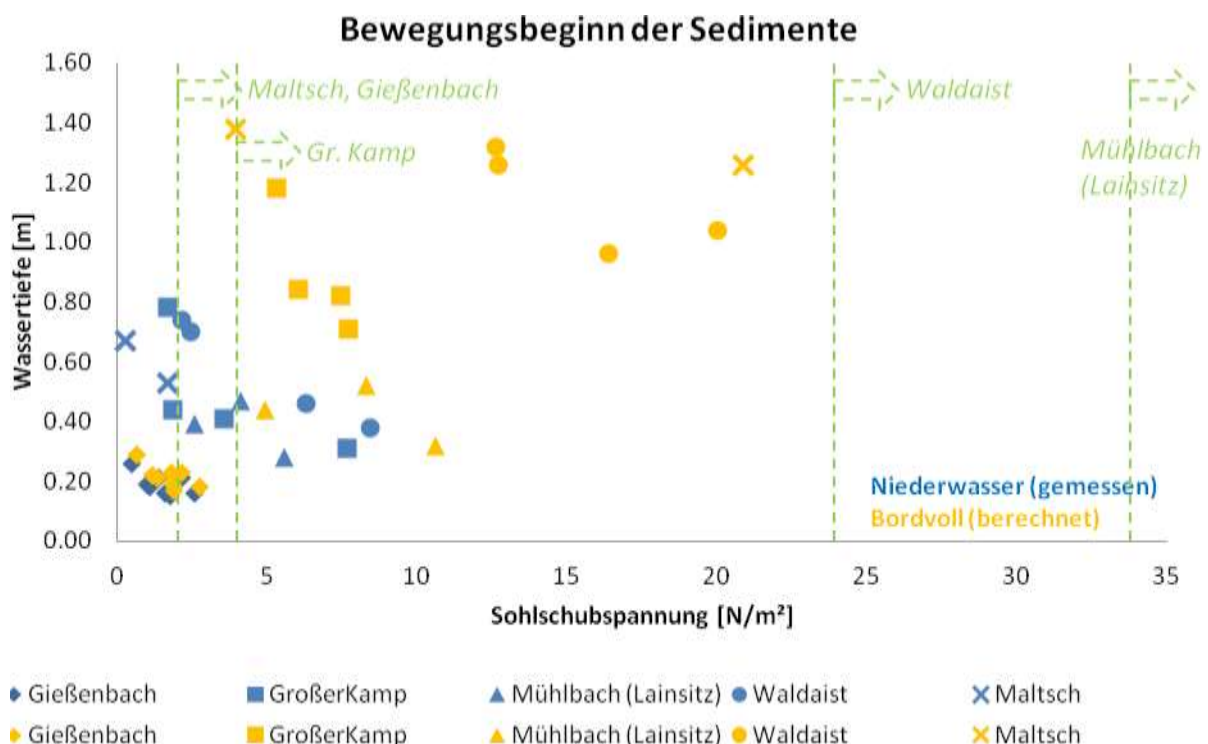


Abb. 75 *Bewegungsbeginn der Sedimente, abhängig von Wassertiefe und Sohlschubspannung für unterschiedliche Durchflüsse (Niederwasser, max. Durchfluss). Blau markiert sind jene Sohlschubspannungen die bei Niederwasser auftreten; gelb sind jene markiert, die bei maximal möglichem Durchfluss herrschen. Der Bewegungsbeginn ist mit grünen Pfeilen markiert.*

Tab. 13 Berechnung des Bewegungsbegins nach SHIELDS (1936). Grün markiert sind jene Proben, die im Nahbereich der Muschelstandorte entnommen und für die Sedimenttransport-Modellierung herangezogen wurden.

<b>Großer Kamp</b>	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	
d50:	11.96	6.86	1.17	4.50	mm
Shields-Parameter:	6.77	3.89	0.67	2.55	N/m <sup>2</sup>

<b>Waldaist</b>	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	
d50:	42.76	41.45	45.80	1.58	mm
Shields-Parameter:	24.22	23.48	25.95	0.89	N/m <sup>2</sup>

<b>Maltsch</b>	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	
d50:	0.93	2.37	1.48	3.41	mm
Shields-Parameter:	0.52	1.34	0.84	1.93	N/m <sup>2</sup>

<b>Gießenbach</b>	Probe 1	Probe 2	Probe 3	
d50:	3.07	3.09	2.20	mm
Shields-Parameter:	1.74	1.75	1.25	N/m <sup>2</sup>

<b>Lainsitz</b>	Probe 1	Probe 2	Probe 3	
d50:	59.14	14.03	11.57	mm
Shields-Parameter:	33.50	7.95	6.56	N/m <sup>2</sup>

In Abb. 76 wurden die Ergebnisse der Mesohabitat-Analyse herangezogen, um einen Vergleich der genutzten Muschelhabitate mit ungenutzten Bereichen zu ermöglichen. Ein signifikanter Trend lässt sich nicht erkennen, es zeigt sich jedoch, dass im Nahbereich der Habitate geringere Sohlschubspannungen und Wassertiefen auftreten. Dies gilt sowohl bei Niederwasser als auch bei Spitzenabflüssen (bordvoller Abfluss bzw. technischer Ausbaudurchfluss).

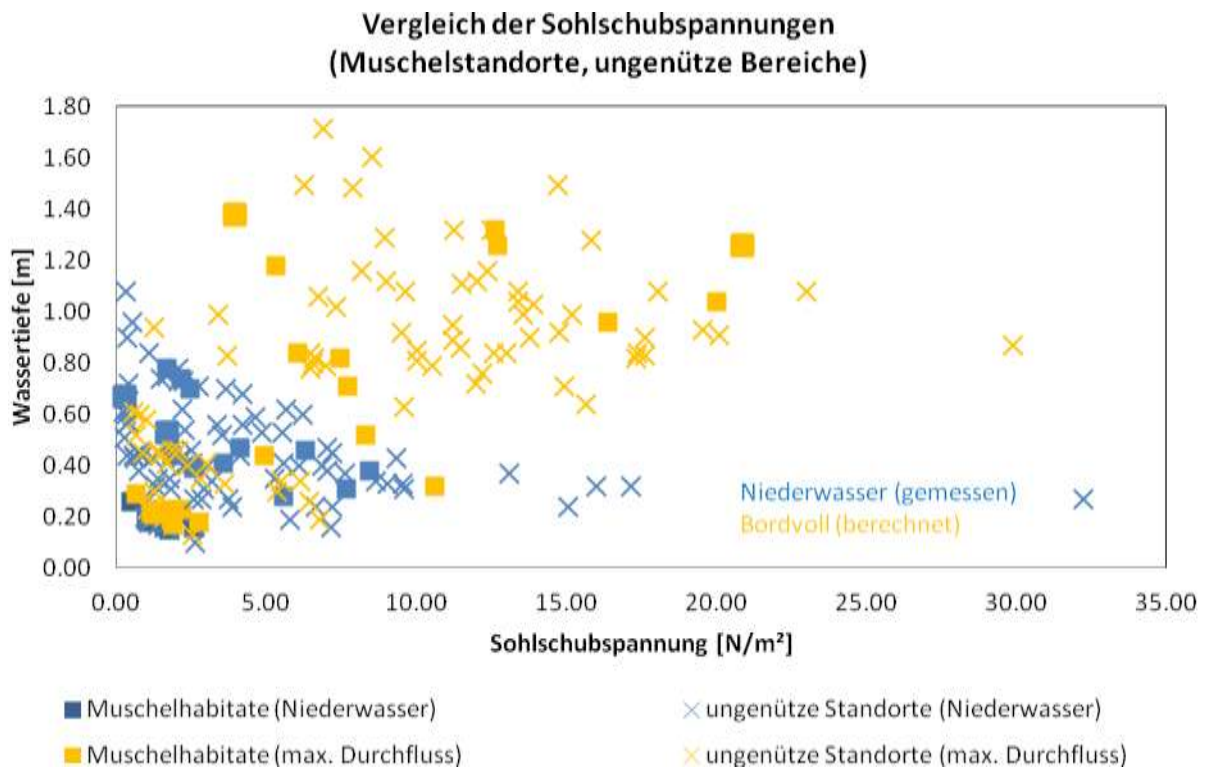


Abb. 76 Vergleich der Sohlschubspannungen und Wassertiefen von Muschelstandorten und ungenützten Bereichen. Blau markiert wurden Sohlschubspannungen bei Niederwasser; orange bei Spitzenabflüssen (bordvoller Abfluss bzw. techn. Ausbaudurchfluss).

## 7.2 Hydraulische Stresstoleranz-Analyse

Die Untersuchung des langjährigen Einflusses der Spitzenabflüsse (Hochwasser) setzt eine repräsentative Datengrundlage voraus. Diese ist gegeben, wenn in unmittelbarer Nähe (flussauf oder flussab, ohne weitere Zuflüsse) eine Pegelmessstelle vorhanden ist und die Abflussdaten kontinuierlich aufgezeichnet werden. Die Aufzeichnung sollte hierbei für eine repräsentative Stichprobe eine Zeitreihe von mindestens 30 Jahren aufweisen. Für die Gewässerabschnitte Großer Kamp und Maltsch stehen diese Daten zur Verfügung und wurden deshalb für die Untersuchung der hydraulischen Stresstoleranz-Analyse herangezogen.

Ermittelt wurde jener Abfluss ( $HQ_{10}$ ), der im Mittel alle 10 Jahre erreicht oder überschritten wird. Dieser wurde mittels Gumbel-Methode (modifiziertes „Kleinste-Quadrate-Verfahren“) durchgeführt (GUMBEL 1958).

Für den Gewässerabschnitt im Großen Kamp sind die Daten der flussabwärts gelegenen Messstelle Neustift herangezogen worden. Die Ganglinie für den Zeitraum 1981-2011 ist in Abb. 77 dargestellt.

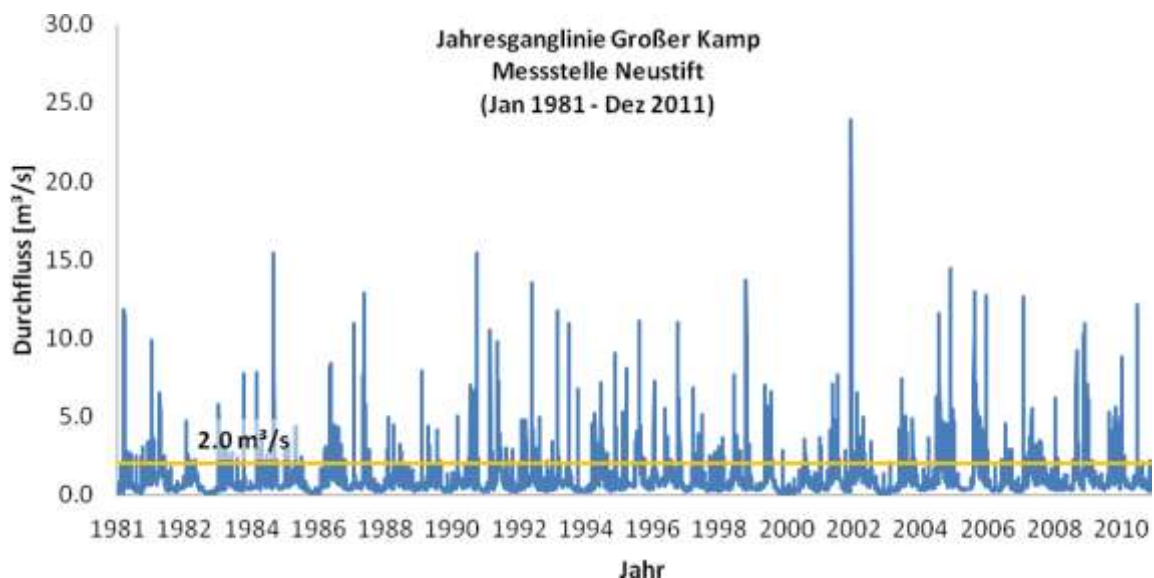


Abb. 77 Jahresganglinie des Gewässerabschnitts Großer Kamp (Pegel Neustift) für den Zeitraum Jänner 1981 – Dezember 2011. Die blaue Ganglinie zeigt den mittleren täglichen Abfluss; die gelbe horizontale Linie den berechneten bordvollen Abfluss ( $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Das  $HQ_{10}$  beträgt  $16,7 \text{ m}^3/\text{s}$  (Abb. 78), der bordvolle Abfluss ist jedoch bereits bei  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  für den untersuchten Abschnitt erreicht.

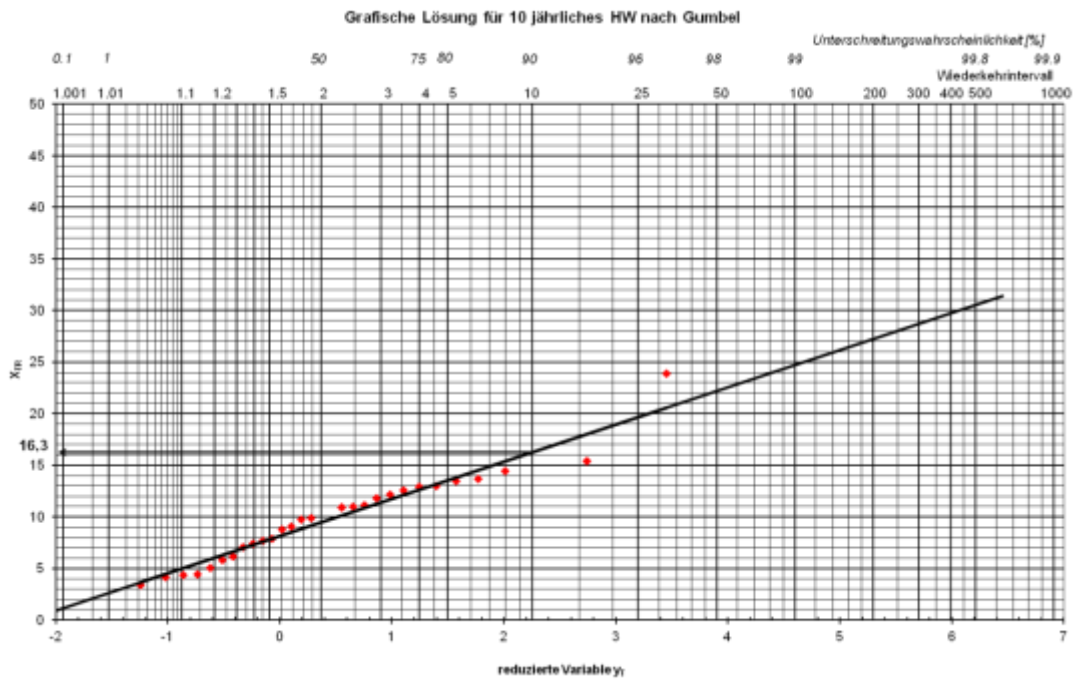


Abb. 78 Ermittlung des  $HQ_{10}$  am Gewässerabschnitt Großer Kamp.

Für die Jahresganglinie des Gewässerabschnitts Malsch (Abb. 79) wurden Daten der Pegelmessstelle Leopoldschlag herangezogen. Diese befindet sich flussauf des Untersuchungsgebietes.

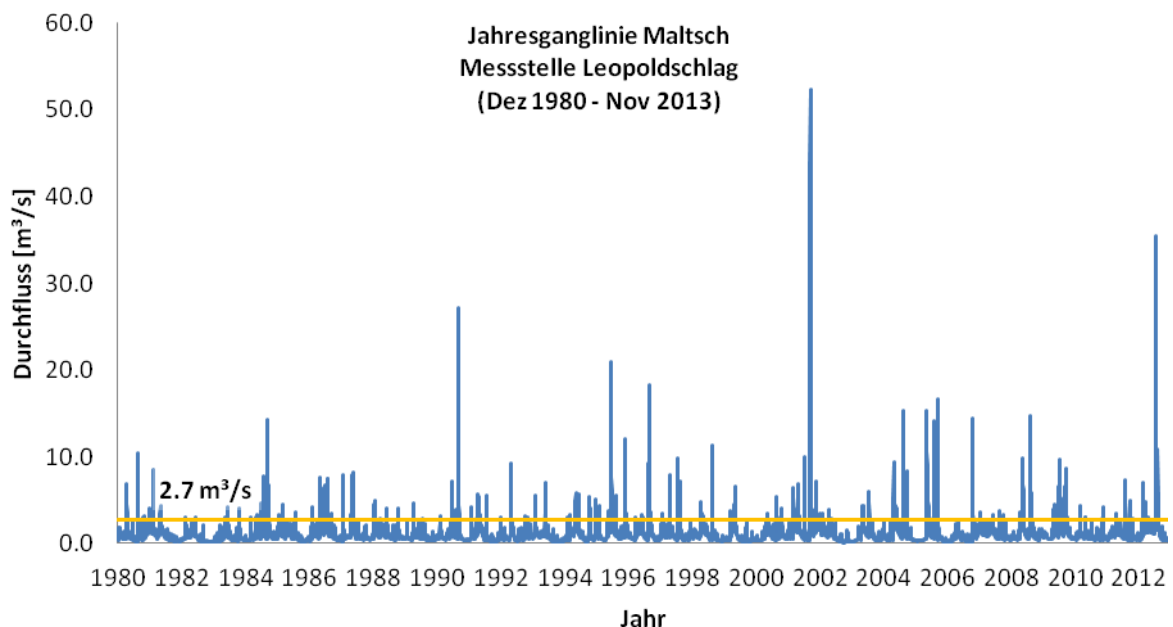


Abb. 79 Jahresganglinie des Gewässerabschnitts Malsch (Pegel Leopoldschlag) für den Zeitraum Dezember 1980 – November 2013. Die blaue Ganglinie zeigt den mittleren täglichen Abfluss; die gelbe horizontale Linie den berechneten bordvollen Abfluss ( $2,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Die Berechnung nach Gumbel ergab ein  $HQ_{10}$  von 27,0 m<sup>3</sup>/s, der bordvolle Abfluss im untersuchten Abschnitt beträgt hingegen 2,7 m<sup>3</sup>/s.

Das Hochwasser im Juni 2013 ist in Abb. 79 deutlich zu erkennen. Mit einem Spitzenabfluss von 35,5 m<sup>3</sup>/s ist es das zweitgrößte Ereignis der letzten 30 Jahre. Dies könnte der Grund dafür sein, dass im Herbst 2013 keine Lebendfunde der Flussperlmuschel dokumentiert werden konnten – vor allem in Bezug auf die Mobilität der Sohle bei Hochwasser, die auf Grund der dominierenden kleinen Korngrößenfraktionen (vgl. Tab. 13) hohe Transportfrachten an Feingeschiebe erwarten lässt.

### **7.3 Konzept zur Ermittlung geeigneter Wiederansiedelungshabitate**

In Abb. 80 werden die im Zuge der vorliegenden Studie untersuchten abiotischen Kriterien anhand am jeweiligen Muschelstandort gemessener bzw. berechneter Größen je nach hydromorphologischer Kategorie des Gewässers (naturnah oder reguliert) dargestellt. Die Werte sollen einen Eindruck von den Größenordnungen der essentiellen Parameter vermitteln und helfen, geeignete von ungeeigneten Standorten zu unterscheiden.

In Abhängigkeit der Variabilität und somit der Aussagekraft einer lebensraumbeschreibenden Größe wurden jene Faktoren mit geringer Variabilität (guter Aussagekraft) grün hinterlegt; moderate Variabilität wurde in Orange dargestellt, und jene Größen, welche eine große Streuung zeigten und somit nur eine geringe Aussagekraft in Bezug auf die Habitatbeschreibung besitzen, wurden in der Grafik schwarz abgebildet. Weiters sind in Tab. 14 alle Feinsedimentanalysen der volumetrischen Proben zusammengefasst.

Zusätzlich gilt es darauf hinzuweisen, dass unabhängig von den jeweiligen genutzten und tolerierten Fließgeschwindigkeiten (Abb. 74) lebende Muscheln (in unterschiedlichen Dichten) in Bereichen des Fließgewässerlebensraumes gefunden wurden, die eine lokale Variabilität des Sohlgrundes (Längs- und Querverlauf) zeigten. Daraus resultierte sowohl in einer mesoskaligen als auch in einer mikroskaligen Betrachtung eine gegenläufigen Entwicklung von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit. Dies bedeutet, dass auf Grund der Kontinuitätsbeziehung bei einer Änderung der Gewässergeometrie sich auch die Fließgeschwindigkeiten verändern. Im Falle der untersuchten Muschelstandorte war jedoch eine Veränderung nicht in der benetzten Breite sondern in der Tiefenlinie nachzuweisen, deshalb die gegenläufige Entwicklung von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit (z. B. Zunahme Wassertiefe und Abnahme der Fließgeschwindigkeit). Weiters kam es zu deutlichen Variationen im Druckgradienten im Nahbereich der Muscheln. Beide Aspekte sind als Indikatoren für Veränderungen der sohlnahen Fließgeschwindigkeit und somit der Anströmung des Interstitials anzusehen.



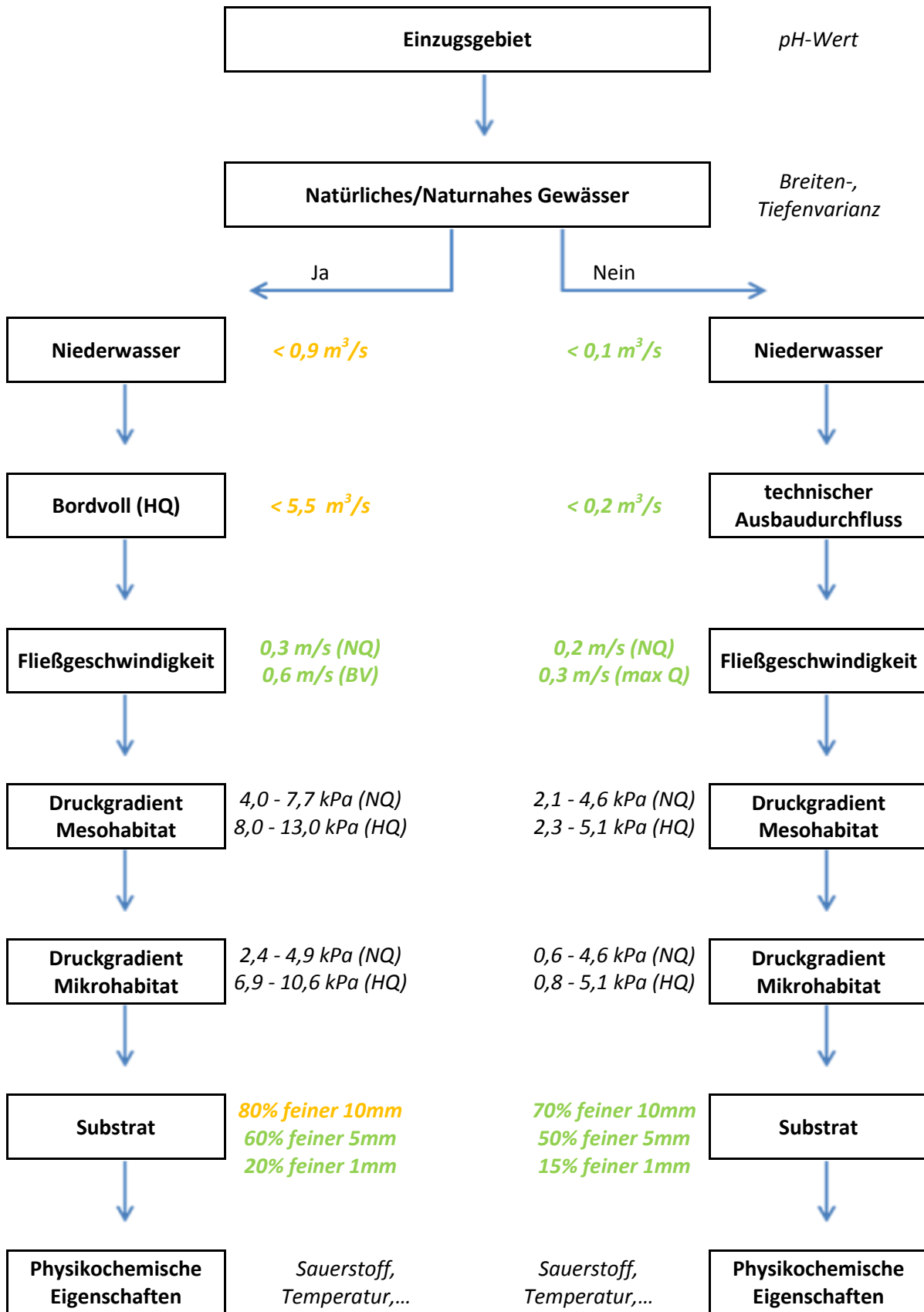


Abb. 80 Übersicht über die Größenordnung und Variabilität der einzelnen untersuchten abiotischen Habitatfaktoren (BV = Bordvoll). **Grüne Werte:** geringe Varianz (hohe Aussagekraft); **orangerote Werte:** moderate Varianz (mäßige Aussagekraft); **schwarze Werte:** hohe Varianz (geringe Aussagekraft).

Tab. 14 Zusammenfassung der Feinsedimentauswertungen der untersuchten Flussperlmuschel-Lebensräume.

<b>Großer Kamp</b>				
	<b>Probe 1</b>	<b>Probe 2</b>	<b>Probe 3</b>	<b>Probe 4</b>
	[%]	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	46.37	58.54	88.06	81.35
< 5mm	30.89	43.33	73.83	53.32
<1 mm	11.50	18.53	48.13	21.16
<b>Waldaist</b>				
	<b>Probe 1</b>	<b>Probe 2</b>	<b>Probe 3</b>	<b>Probe 4</b>
	[%]	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	18.38	15.83	21.08	93.05
< 5mm	11.66	10.81	16.05	78.25
<1 mm	6.02	5.80	12.18	40.33
<b>Maltsch</b>				
	<b>Probe 1</b>	<b>Probe 2</b>	<b>Probe 3</b>	<b>Probe 4</b>
	[%]	[%]	[%]	[%]
< 10 mm	100.00	92.67	99.35	82.73
< 5mm	99.66	71.92	92.65	62.91
<1 mm	57.04	24.74	32.32	11.18
<b>Gießenbach</b>				
	<b>Probe 1</b>	<b>Probe 2</b>	<b>Probe 3</b>	
	[%]	[%]	[%]	
< 10 mm	95.49	96.81	99.91	
< 5mm	67.35	68.82	89.26	
<1 mm	25.01	23.60	20.91	
<b>Mühlbach</b>				
	<b>Probe 1</b>	<b>Probe 2</b>	<b>Probe 3</b>	
	[%]	[%]	[%]	
< 10 mm	22.80	41.61	46.97	
< 5mm	16.20	28.02	31.47	
<1 mm	5.16	9.45	8.81	

Neben den berechneten Werten der Habitatnutzung bzw. der Toleranz gegenüber erhöhten Abflüssen (Stabilität des Habitats) ist dies als zweiter wesentlicher Aspekt für zukünftige Restrukturierungsmaßnahmen im Sinne der Verbesserung der Flussperlmuschelhabitate bzw. im Sinne der Ausweisung geeigneter Wiederansiedelungsbereiche anzusehen. Diese kleinräumigen Variationen der Sohle können künstlich geschaffen (leitbildkonforme Revitalisierung durch Blockstrukturen), aber durchaus auch eigendynamisch (z.B. durch Seitenerosion) initiiert werden.

## **8 FAZIT CHEMISCH-PHYSIKALISCHE WASSERANALYSEN**

### **8.1 RedOx-Potential-Bestimmungen**

Die RedOx-Potential-Bestimmung lässt prinzipiell in allen fünf Gewässern auf aerobe Bedingungen im Substrat schließen. Der RedOx-Messung im November sind kalte Tage mit kleineren lokalen Regenereignissen vorausgegangen, was eine stärkere Durchströmung und geringere Intensität der Abbauprozesse im Interstitial mit sich brachte. Dadurch sind die Unterschiede des RedOx-Potentials zwischen freier Welle und Interstitial geringer ausgeprägt, als es beispielsweise bei sommerlichen Niederwasserbedingungen der Fall wäre. Für letztgültige Aussagen über die Eignung eines Gewässers als Flussperlmuschellebensraum empfiehlt sich die Messung des RedOx-Potentials bei pessimalen Bedingungen, also bei hohen Temperaturen und bei längerfristig geringer Wasserführung, da dadurch eine zu optimistische Bewertung verhindert wird.

Geringe Abweichungen zwischen dem RedOx-Potential der freien Welle und des Interstitials von weniger als 20% zeigen eine funktionierende Durchströmung des Lückenraums an (GEIST & AUERSWALD 2007) und zeichnen folglich Gewässer aus, in denen eine erfolgreiche Reproduktion möglich erscheint. GEIST (2007) berichtet, dass die Mehrzahl von Flussperlmuschelgewässern, in denen kein Jungmuschelaufkommen festzustellen ist, zumindest zeitweilig reduzierte RedOx-Potential-Bedingungen im Interstitial aufweisen. Eine Studie von GEIST & AUERSWALD (2007) unterstreicht diese Ergebnisse, indem sie darlegt, dass Flussperlmuschelgewässer mit Jungmuschelaufkommen auch bei suboptimalen Bedingungen, etwa hoher Wassertemperatur, niedriger Strömungsgeschwindigkeit oder erhöhtem Feinsedimentanteil nur unmaßgebliche Verringerungen des RedOx-Potentials im Interstitial verzeichnen.

In der Waldaist wurden in 10 cm Substrattiefe beinahe dieselben Werte gemessen wie in der freien Wassersäule, was jedenfalls auf ein gut durchspültes Interstitial schließen lässt. Da es sich jedoch bei der Population in der Waldaist um einen überalterten Bestand handelt, der bereits seit längerer Zeit keine Jungmuscheln mehr hervorgebracht hat, ist das überaus günstige Verhältnis der RedOx-Potentiale mit großer Wahrscheinlichkeit auf die hohen Anteile mobiler Sandfraktionen zurückzuführen. Hierbei handelt es sich um ein oft zu beobachtendes Phänomen, mit dem zugleich zwei wesentliche Standortfaktoren behandelt werden: Juvenile Flussperlmuscheln bedürfen während der Phase, in der sie im Substrat eingegraben sind, nicht nur einer günstigen Sauerstoffversorgung, sondern auch stabiler Sedimente. In mobilen Sanden, die permanent wie eine Düne flussabwärts wandern, finden sie keinen Halt, werden entweder in zu große Tiefen verschüttet oder von den Sanden regelrecht zermalmt. Das Hauptproblem in den heimischen Muschelgewässern dürfte sein, dass das Zusammentreffen beider Faktoren – Durchlüftung bei gleichzeitiger Stabilität – kaum noch möglich ist. Entweder ist das Substrat stabil, dann wird es

rasch durch Feinsedimente kolmatiert, oder es ist zu mobil und kann nur deshalb ein durchspültes Interstitial aufrechterhalten, weil es ständig in Bewegung ist. Ein günstiges RedOx-Verhältnis zwischen freier Wassersäule und Interstitial darf also keinesfalls unreflektiert als erfüllte Voraussetzung für eine erfolgreiche Reproduktion betrachtet werden. Vollkommen unabdingbar ist in diesem Zusammenhang jedenfalls die Einbeziehung von Substratzusammensetzung und Schleppspannung, nur so können seriöse Aussagen getroffen werden.

Ein grobes Muster lässt sich bei der isolierten Auswertung der RedOx-Werte dennoch erkennen; es zeichnen sich zwei Gruppen mit unterschiedlicher Interstitialqualität ab: In der Maltzsch und im Mühlbach der Lainsitz lagen im Interstitial um etwa 25% geringere RedOx-Werte vor als im Freiwasser, im Gießenbach-Mühlbach und im Großen Kamp betrug die Abnahme knapp 40%. Die Maltzsch wurde und wird im Rahmen eines tschechischen Artenschutzprojektes mit nachgezüchteten Jungmuscheln beschickt, zudem wurden von GUMPINGER et al. (2012) im projektgegenständlichen Bereich juvenile Muscheln nachgewiesen, die aller Wahrscheinlichkeit nach aus natürlicher Fortpflanzung stammen. Auch im Mühlbach der Lainsitz hat sich zwischen den Erhebungen von STUNDNER (2002) und von CSAR & GUMPINGER (2009) eine Verbesserung eingestellt – hier wurde nicht nur eine Steigerung der Individuenzahlen, sondern auch eine Verjüngung attestiert. Inwieweit im Gießenbach-Mühlbach und im Großen Kamp Reproduktion stattfindet, ist nicht bekannt, rezente Jungmuschelfunde liegen hier jedenfalls keine vor. Insofern scheint das RedOx-Potential zumindest einen ersten brauchbaren Anhaltspunkt über die Eignung des Substrats für die juvenilen Stadien zu geben.

## **8.2 Temperatur**

Es wurde bis dato die Wassertemperatur in einem Zeitfenster von November bis Februar, über 84 Tage hindurch, aufgezeichnet. Dabei zeigt sich der Gießenbach als eindeutig wärmstes Gewässer. Dies kann einerseits durch die geringe Wassermenge des Mühlbaches aber auch durch die Topologie und Geographie erklärt werden. Der Mühlbach zeichnet sich im Vergleich aller untersuchten Gewässer nicht nur durch die geringste Seehöhe aus, sondern er ist auch das am weitesten südlich gelegene Gewässer in dieser Studie.

Die muschelreichsten Gewässer Nieder- und Oberösterreichs, der Große Kamp und die Waldaist, weisen sowohl geographisch bedingt als auch aufgrund der Ähnlichkeit in der Hydrologie ein sehr ähnliches Temperaturverhalten auf. Sie zeigen sich im Mittel als die kältesten Gewässer. Aufgrund ihrer Gewässergröße kommt es jedoch zu keinen massiven Temperaturschwankungen, wie sie beispielsweise im Gießenbach-Mühlbach der Fall sind.

Es gilt festzuhalten, dass ein Temperaturmonitoring für zumindest ein Jahr als sinnvoll erscheint, da aus den aktuell aufgezeichneten Temperaturdaten in den Wintermonaten nur geringe Rückschlüsse auf das notwendige Temperaturverhalten für eine erfolgreiche Entwicklung der Flussperlmuschel im jeweiligen Gewässer geschlossen werden kann. Die Temperaturaufzeichnungen werden folglich nach Abschluss des Projektes fortgesetzt.

### **8.3 Wasserchemie**

Hinsichtlich der optimalen **Leitfähigkeit** für Flussperlmuschelgewässer gehen die Literaturwerte deutlich auseinander, die Spannweite reicht von 70 bis 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . MOORKENS et al. (2000) beschreiben Gewässer mit Jungmuschel-Vorkommen mit einer Leitfähigkeit von 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Nimmt man diesen Wert als Richtwert, so liefern alle Gewässer der vorliegenden Studie optimale Leitfähigkeitsergebnisse. Zudem gibt GEIST (2007) an, dass vor allem in Gewässern mit juvenilen Individuen die Leitfähigkeit zwischen freier Welle und Interstitial im Mittel nur gering abweicht. Eine solche nur geringe Abweichung lässt sich in allen fünf untersuchten Gewässern zwischen fließender Welle und 5 cm Substrattiefe feststellen. Bei weiterer Zunahme der Substrattiefe steigen die Werte (außer im Gießenbach) jedoch stärker an, wobei aber keine Leitfähigkeitswerte über 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  erreicht werden. Diese würden laut GEIST (2007) einen eingeschränkten bis fehlenden Austausch zwischen Wasser der freien Welle und dem Interstitial beschreiben.

Zum Aufbau der Schale benötigt die Flussperlmuschel große Mengen an **Kalzium**. Gelöstes Kalzium im Wasser ist für die Flussperlmuscheln jedoch nicht nutzbar (HRUSKA 1998), ja, sogar außerordentlich schädlich. Dennoch spielt der Kalziumgehalt als Bestandteil der Wasserhärte eine wesentliche Rolle, indem er zur Pufferwirkung des Gewässers beiträgt. Beispielsweise haben Kupfer, Blei und Zink in weichem Wasser, wie es in allen fünf untersuchten Gewässern vorliegt, bei gleicher Konzentration eine wesentlich giftigere Wirkung auf Wasserlebewesen als in hartem Wasser. In der Literatur werden Kalziumwerte zwischen 2 und 10 mg/l für Flussperlmuschelgewässer angegeben, wobei 2 mg/l bei Jungmuschelvorkommen genannt werden. Die Kalziumkonzentrationen der vorliegenden Untersuchungen liegen zwischen 7,2 und 11,9 mg/l, also zwar zum Großteil innerhalb der generellen Richtwerte, aber deutlich über der Konzentration, die für Gewässer mit Jungmuschelaufkommen typisch wäre. Eine Kalibrierung des Modells anhand intakter, reproduktiver Gewässer in anderen europäischen Ländern wird daher für diesen überaus wichtigen, ja, ausschlaggebenden Parameter dringend empfohlen.

Chlor ist in Form von **Chlorid** für viele Organismen essentiell und physiologisch unbedenklich. Dennoch können erhöhte Chlorid-Konzentrationen im Gewässer als Indiz für gewässernahe Intensivweidewirtschaft sowie als Maß für den Eintrag von Straßenabwässern (Streusalz, Anstieg im Frühjahr) und Industrieabwässern herangezogen werden. In der Literatur wird von JUNGBLUTH (1996) der Grenzwert mit 10 mg/l für Flussperlmuschelgewässer angegeben. Dieser Grenzwert wird in der Lainsitz und in der Waldaist in allen Tiefen und in der Malsch in 10 cm Substrattiefe überschritten, wobei der maximal gemessene Wert aber nur bei 18,3 mg/l liegt, die Überschreitungen halten sich demnach in Grenzen. In allen anderen Gewässern liegen die Konzentrationen im für Flussperlmuscheln günstigen Bereich.

Der **Gesamtposphor**-Grenzwert für Flussperlmuschelgewässer liegt nach den Angaben in der Literatur bei 0,035 mg/l und sollte, wenn überhaupt, nur kurzzeitig überschritten werden (MOOG et al. 1993). Die Gesamtposphoranalysen in dieser Arbeit zeigen, dass bereits in der fließenden Welle dieser Gesamtposphorgrenzwert in allen untersuchten Gewässern überschritten wird. Auffällig ist, dass sich Phosphor vor allem in 5 cm Substrattiefe anreichert, und zwar massiv. Laut MOOG et al. (1993) tolerieren adulte Flussperlmuscheln über einen kurzen Zeitraum Gesamtposphorkonzentration von 0,06 mg/l. Dieser Wert wird sowohl in 5 cm als auch in 10 cm Substrattiefe in jedem der sechs Gewässer überschritten, teilweise um mehr als das Zwölfwache. Grundsätzlich zählt Phosphor zu den essentiellen Nährstoffen. Durch anthropogen bedingte Anreicherungen im Gewässer kann es jedoch zu einem Nährstoffüberschuss kommen, der letztendlich zu einer Eutrophierung des Gewässers führen kann. Laut einer Studie von ZESSNER et al. (2011) stammen ca. 45% der gesamten Phosphor-Emissionen des Aist- und Naarn-Gewässersystems aus der Landwirtschaft, beispielsweise aus Gülle, Pflanzenschutz- oder Düngemitteln. Weitere 40% stammen entweder aus Punkteinleitungen kommunaler Abwässer oder Waschmittel sowie aus sonstigen Eintragungspfaden aus der Industrie. Sowohl die Schneeschmelze als auch Starkregen-Ereignisse führen zu einer vermehrten Ausschwemmung von Phosphor aus dem Boden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Probenahmen außerhalb typischer Düngeperioden und bei vergleichsweise günstigen hydrologischen Bedingungen stattgefunden haben, demnach ist zu befürchten, dass bei sommerlichen Niederwasserbedingungen oder nach starken Sommergewittern noch schlechtere Werte erreicht werden.

**Ortho-Phosphat** ( $o\text{-PO}_4$ ) kann vom Boden gut absorbiert werden, weshalb von Natur aus Werte unter 100  $\mu\text{g/l}$  im Gewässer auftreten. Werte über 300  $\mu\text{g/l}$  sind meist ausschließlich anthropogenen Ursprungs (MOOG et al. 1993). In der Literatur werden Werte zwischen 5 und 60  $\mu\text{g/l}$  in Flussperlmuschelgewässern mit funktionierender Reproduktion angegeben. Diese Werte



werden von allen Gewässern bereits in der fließenden Welle überschritten. Die erhobenen Daten decken eine Spannweite von 74 bis 178 µg/l ab. Vorangegangene Untersuchungen von MOOG et al. (1993) in österreichischen Flussperlmuschelgewässern zeigten Ortho-Phosphat-Werte zwischen 15,6 µg/l in der Waldaist und 291 µg/l im Purzelkamp.

Stickstoff kann einerseits organisch gebunden, andererseits in anorganischer Form wie Ammonium, Nitrit oder Nitrat im Gewässer vorliegen. **Ammonium** entsteht durch organischen Abbau von Stickstoffverbindungen, vorrangig Aminosäuren. Aus Ammonium kann sich bei hohem pH-Wert Ammoniak bilden, ein Fischgift, das für Salmoniden bereits ab einer Konzentration von 13 µg/l toxisch ist (HRUSKA 1995). Basische pH-Werte > 8 in Kombination mit steigender Temperatur begünstigen die Ammoniakbildung (KÖCK et al. 1991). Da die untersuchten Gewässer allesamt pH-Werte um 7 aufweisen, ist eine Bildung von toxischem Ammoniak praktisch auszuschließen. Für Gewässer mit Jungmuscheln wird ein Ammonium-Grenzwert von 0,1 mg/l angegeben (zum Beispiel MOORKENS et al. 2000). Dieser Grenzwert wird in allen untersuchten Gewässern in der fließenden Welle eingehalten, in allen Tiefen aber nur im Mühlbach der Lainsitz und weitestgehend im Mühlbach des Gießenbaches. Der massiv überhöhte Ammoniumgehalt von 580 µg/l in der Maltsch in einer Substrattiefe von 10 cm deutet auf fäkale Verunreinigungen hin; knapp flussauf der Untersuchungsstelle liegen verschiedene punktuelle Eintragsquellen vor, darunter ein Drainagegraben, der eine intensiv genutzte Viehweide entwässert (HÖFLER & GUMPINGER in prep).

**Nitrat** entsteht durch die Mineralisation organischer Stickstoffverbindungen im Boden. Außerdem ist es in Düngesalzen enthalten. Die Düngung beschleunigt die Mineralisation der organischen Stoffe im Humus, wodurch die Ausschwemmung der Nitrate in die Gewässer erhöht wird. Ein erhöhter Nitratgehalt im Wasser spiegelt somit ein gestörtes Verhältnis zwischen der Vegetation und dem Boden im Einzugsgebiet des Gewässers wider. Die Nitrat-Grenzwerte für Flussperlmuschelgewässer werden in der internationalen Literatur mit 0,125 - 2,5 mg/l beschrieben (zum Beispiel JUNGBLUTH 1996), wobei erfolgreich reproduzierende Populationen Werte < 1,7 mg/l aufweisen (MOORKENS et al. 2000). BAUER et al. (1988) verzeichneten ab einem Nitratgehalt von 1,5 mg/l eine erhöhte Mortalitätsrate adulter Flussperlmuscheln. Die Grenzwerte werden in den fünf untersuchten Gewässern deutlich überschritten. Der höchste Wert wird in der fließenden Welle des Mühlbaches im Gießenbach mit 10,6 mg/l angezeigt. Die Ergebnisse unterscheiden sich deutlich von jenen aus LERCHEGGER et al. (2012), die im April 2012 Nitratbestimmungen in der Waldaist und im Mühlbach des Gießenbaches durchgeführt haben; zu diesem Zeitpunkt wies die Waldaist in allen Tiefen etwa 1 mg/l NO<sub>3</sub>-N auf, der Gießenbach-Mühlbach in allen Tiefen konstant

2,4 mg/l. In beiden Gewässern wurden in der aktuellen Untersuchung in der freien Welle viermal so hohe Werte ermittelt, was wahrscheinlich mit den vorangegangenen Witterungsbedingungen (Regen, Schnee) zum Zeitpunkt der Probenahme zu tun hat. Diese markanten Unterschiede – und für die Flussperlmuschel sind naturgemäß immer die schlechtesten Werte ausschlaggebend für Erfolg oder Misserfolg der Reproduktion und für das Überleben am Standort – unterstreichen klar die Notwendigkeit von Permanentmessungen entscheidender Parameter; eine Einmalmessung birgt jedenfalls die Gefahr einer zu optimistischen Beurteilung.

Die **Kalium**-Konzentrationen von 0,9 bis 8,2 mg/l können teils aus der geologischen Situation der Böhmisches Masse und teils aus dem Eintrag wasserlöslicher Kaliumsalze aus Düngemitteln hergeleitet werden. BUDDENSIEK (1995) und LERCHEGGER et al. (2012) geben eine negative Korrelation zwischen der Kaliumkonzentration im Wasser und der Wachstumsrate juveniler Flussperlmuscheln an.

## **9 VERSCHNEIDUNG WESENTLICHER HYDROLOGISCHER UND PHYSIKOCHEMISCHER PARAMETER**

Da die physikochemischen Daten nicht unmittelbar Eingang in das Modell finden, wurde versucht, sie mit hydrologischen Kenngrößen zu korrelieren, um die Zusammenhänge klar darstellen und wesentliche physikochemische Einflussgrößen zumindest mittelbar mit den Modelldaten verknüpfen zu können. Die maßgeblichsten und klarsten Korrelationen – die allesamt das RedOx-Potential betreffen – werden im Folgenden vorgestellt.

Es wurde versucht, eine Korrelation zwischen RedOx-Potential und hydrologischen Daten herzustellen – der einzige signifikante Zusammenhang (Kendall-Tau,  $p < 0,05$ ) wurde zwischen dem Korngrößenmedian und dem RedOx-Potential in 10 cm Tiefe festgestellt. Je höher die mediane Korngröße ist, umso höhere RedOx-Werte werden in tieferen Substratschichten erreicht. Da bei größerer Korngröße auch die Kieslückenräume größer sind und dadurch eine gute Durchströmung ermöglicht wird, ist dieser Zusammenhang nicht von der Hand zu weisen. Allerdings kann kein linearer Zusammenhang attestiert werden, weil der Sauerstoffgehalt im Substrat neben der Korngröße auch maßgeblich von abbaubaren organischen Verbindungen oder von Kolmatierungseffekten beeinflusst wird.

Eine signifikante Korrelation wurde zwischen der absoluten und relativen Abnahme des RedOx-Potentials von der fließenden Welle bis in 10 cm Substrattiefe und der Fließgeschwindigkeit bei bordvollem Abfluss festgestellt (Kendall-Tau,  $p < 0,05$ ). Je höher also die Fließgeschwindigkeit bei Hochwasserereignissen ist, umso eher wird Feinsediment aus dem Kieslückenraum ausgeschwemmt, umso geringer wird die Differenz zwischen Oberflächen- und Substratwerten.

Signifikante, teils sogar hochsignifikante Zusammenhänge wurden zwischen den Anteilen feiner Sedimente und dem RedOx-Potential festgestellt. Je höher der Anteil an Substraten mit Korngrößen unter 10 mm ist, umso geringer sind die RedOx-Werte in 5 cm Substrattiefe, und umso höher ist sowohl die absolute als auch die relative Differenz zwischen dem RedOx-Potential in der fließenden Welle und in 5 cm Substrattiefe; alle Zusammenhänge sind hochsignifikant (Kendall-Tau,  $p < 0,01$ ). Dieselben hochsignifikanten Zusammenhänge wurden zwischen dem Anteil an Substraten mit Korngrößen unter 5 mm festgestellt; und schließlich konnte das Muster auch beim Anteil der Korngrößenklassen unter 1 mm nachgewiesen werden, hier sind die Zusammenhänge aber nur signifikant, nicht hochsignifikant (Kendall-Tau,  $p < 0,05$ ). Interessanterweise konnten keine signifikanten Korrelationen zwischen den unterschiedlichen Anteilen von Feinsedimenten und dem RedOx-Potential in 10 cm Tiefe festgestellt werden.

## **10 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK**

In der vorliegenden Studie wurden maßgebliche hydromorphologische und physikochemische Habitatparameter erhoben, die die Erstellung eines Modelles zur Beurteilung der Eignung von Fließstrecken als Muschellebensraum ermöglicht haben. Es hat sich gezeigt, dass Abfluss, Fließgeschwindigkeiten und Druckgradienten sowie die Substratzusammensetzung ausschlaggebende Faktoren für diese Eignung darstellen. Damit in engem Zusammenhang steht die Sauerstoffversorgung im Interstitial.

Die Flussperlmuschel muss im Laufe ihres Lebens eine Gratwanderung zwischen gut durchströmtem Interstitial und stabilem Bettsediment bewerkstelligen, zwei Faktoren, die einander in österreichischen Gewässern mittlerweile beinahe auszuschließen scheinen. Bei hohen Fließgeschwindigkeiten wird zwar der Kieslückenraum von übermäßigen Feinsedimentfrachten befreit, zugleich leidet aber die Substratstabilität wegen erhöhter Schleppspannungen. Bei stabilen Bettsedimenten, die auch bei bordvollem Abfluss kaum in Bewegung geraten, besteht erhöhte Gefahr einer Kolmatierung der Sohle.

Das Modell zeigt in seiner derzeitigen Form jene hydrologischen Grenzen auf, innerhalb derer sich bis heute Flussperlmuschelbestände halten konnten – es ist aus fachlicher Sicht also davon auszugehen, dass es sich dabei um Optimalbedingungen handelt. Für die Studie wurden die fünf noch besten Gewässerabschnitte Ober- und Niederösterreichs herangezogen. Allerdings ist auch hier in den meisten Fällen seit zumindest einem Jahrzehnt keine erfolgreiche Reproduktion mehr festzustellen. Natürliche Populationsstrukturen mit hohen Jungmuschelzahlen sind bundesweit nirgends mehr zu finden. Das Modell bildet folglich zwar geeignete hydrologische Bedingungen für adulte Flussperlmuscheln ab, erlaubt aber naturgemäß keine Aussagen über eine Eignung für im Sediment lebende Jungmuscheln.

Das Modell kann also nur einen ersten Schritt in einem längerfristigen Weiterentwicklungsprozess darstellen, in den sukzessive auch Daten aus tatsächlich intakten Flussperlmuschelgewässern, wie sie etwa in Skandinavien vorliegen, einfließen müssen, um das Modell soweit zu schärfen, dass daraus sinnvolle Maßnahmen zur Sanierung geeigneter Fließstrecken abgeleitet werden können. Im Kalenderjahr 2014 werden in Ländern mit intakten Flussperlmuschelpopulationen potentielle Projektpartner über die vorliegende Studie und ihre Ergebnisse informiert und die Entwicklung eines fortführenden, internationalen Projektes forciert. Zu diesem Zweck werden von Vertretern des Projektteams heuer zwei projektrelevante Konferenzen in Norwegen und Finnland besucht, um entsprechende Kontakte zu intensivieren und Projektideen zu entwickeln.

## 11 LITERATUR

- BAUER, G. & W. THOMAS (1980): Die Ursachen für den Rückgang der Flussperlmuschel im Fichtelgebirge und Maßnahmen für ihren Schutz. – *Natur und Landschaft*, 55, 100–103.
- BAUER, G. (1988): Threats to the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Central Europe. – *Biological Conservation*, 45, 239–253.
- BERG, K., C. GUMPINGER & S. SILIGATO (2009): Wehrkataster der Aist und ihrer Zuflüsse. - Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft (Hrsg.): Gewässerschutzbericht Nr. 41, 248 S.
- BHALLAMUDI, S. M., CHAUDHURY, M. H. (1991): Numerical modelling of aggradation and degradation in alluvial channels. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* 119: 1145–1164, DOI/10.1061/(ASCE)0733-9429.
- BUDDENSIEK, V., H. ENGEL, S. FLEISCHAUER-ROSSING & K. WACHTLER (1993): Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters II: Microhabitats of *Margaritifera margaritifera* L., *Unio crassus* (PHILIPSSON) and *Unio tumidus* (PHILIPSSON), *Archiv für Hydrobiol.* 127, 151–166.
- CAMPBELL, N. A. & J. B. REECE (2006): *Biologie*. 6. Auflage. München : Pearson Studium. ISBN 978-3-8273-7180-5.
- CORREIA, L.R.P., KRISHNAPPAN, G., GRAF, W.H. (1992): Fully coupled unsteady mobile boundary flow model. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* 118: 476–494, DOI/10.1061/(ASCE)0733-9429.
- CSAR, D. & C. GUMPINGER (2009): Vision Flussperlmuschel: Modul: Ist – Zustandserhebung in Referenzstrecken in Niederösterreich. – Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wels, 95 S.
- DENIC, M., J.-E. TÄUBERT & J. GEIST (2013): Ringversuch Flussperlmuschel – Aufwuchsbedingungen juveniler Perlmuscheln in verschiedenen Gewässern Mitteleuropas. – Abschlussbericht der TU München, Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, 13 S.
- DENIC, M., J.-E. TÄUBERT, M. LANGE, F. THIELEN, C. SCHEDER, C. GUMPINGER & J. GEIST (in prep.): Influence of stock origin and environmental conditions on the survival and growth of juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in a cross-exposure experiment.
- GEIST, J. (2007): Untersuchungen zur Substratqualität in der Our (Luxemburg). – Gutachten im Rahmen des EU-Projektes LIFE05Nat/L/000116 „Restauration des populations des moules perlières en Ardennes“.
- GEIST, J. & K. AUERSWALD (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). – *Freshwater Biology*, 52, 299–316.
- GUMBEL, E.J. (1958): *Statistics of Extremes*. Columbia Univ. Press, New York.
- GUMPINGER, C., W. HEINISCH, J. MOSER, T. OFENBÖCK & C. STUNDNER (2002): Die Flussperlmuschel in Österreich. - Umweltbundesamt Austria, Monographien, Band 159, ISBN 3-85457-644-7, 53 S.
- GUMPINGER, C., C. SCHEDER & D. CSAR (2009): Zukunftsvision Flussperlmuschel: Konzeption des Gesamtprojekts. – Konzept im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz, sowie des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Raumordnung, Umwelt und Verkehr, Abteilung Naturschutz, Wels, 160 S.

- GUMPINGER, C., D. CSAR, S. AUER & S. HÖFLER (2012): Maßnahmen zur Reduktion der Feinsedimentbelastung der Malsch - Verbesserung der Habitatqualität für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera*. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, 64 S.
- GUMPINGER, C., C. HAUER & C. SCHEDER (2013): Habitat modelling for the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) - The complex problem of changing scales. – Extended abstract for the „10th International symposium on ecohydraulics“, June 23–27, 2014; Trondheim.
- HABERSACK, H. (1995): Praktische Anwendung der HEC-Software. ÖWAV Seminar Mathematische Modellierung offener Gerinne, Band 17, Konstruktiver Landschaftswasserbau, TU Wien.
- HASTIE, L., P. BLOON & M. YOUNG (2000): Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). – *Hydrobiologia*, 429, 59–71.
- HÖFLER, S. & C. GUMPINGER (in prep.): Hochwasserschutzprojekt der Marktgemeinde Leopoldschlag an der Malsch (OÖ.). – Bericht im Auftrag der Marktgemeinde Leopoldschlag.
- HRUSKA, J. (1995): Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik. – Lindberger Hefte, Heft 5, 98–123.
- HRUSKA, J. (1998): Nahrungsansprüche der Flußperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik. - *Heldia*, Band 4, Sonderheft 6, 69–79.
- JUNG, M. & C. GUMPINGER (2007): Abundanz und Größenklassenverteilung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Mühlbach der Sägemühle am Gießenbach. – Bericht im Auftrag der Naturschutzabteilung am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wels, 22 S.
- JUNG, M. (2011): Habitatwahl, Wirtsspezifität und Populationsstruktur der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* LINNAEUS 1758) in der Waldaist (Oberösterreich). – Diplomarbeit an der Universität Wien, 91 S.
- JUNGBLUTH, J. H. (1996): Zur Situation der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in Deutschland. – Lindberger Hefte, Heft 5, 11–25.
- NIEKERK, A., VAN VOGEL, K. R., SLINGERLAND R. L., BRIDGE J. S. (1992): Routing of Heterogeneous Size-Density Sediments Over a Movable Stream Bed: Model Development. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* 118: 246–263.
- KÖCK, G, F. BUCHER & R. HOFER (1991): Schwermetalle und Fische - Anforderungen an die Wassergüte. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- LANGE, M. & H. SELHEIM (2011): Growing factors of juvenile freshwater pearl mussels and their characteristics in selected pearl mussel habitats in Saxony (Germany). – *Ferrantia* 64, 30–37.
- LERCHEGGER, B., C. SCHEDER & C. GUMPINGER (2012): Vision Flussperlmuschel. Jahresbericht 2012. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, 52 S.
- LERCHEGGER, B. (2013): Biological monitoring in combination with water and detritus analysis in potential freshwater pearl mussel habitats in Upper Austria. – Vortrag bei der internationalen Flussperlmuscheltagung “Improving the environment for the freshwater pearl mussel”, Schloss Weinberg, Kefermarkt, 13. – 14. November 2013.
- LERCHEGGER, B., C. SCHEDER & C. GUMPINGER (2013): Vision Flussperlmuschel. Jahresbericht 2012. – Bericht im Auftrag der Abteilung Naturschutz am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wels, 58 S.
- LERCHEGGER, B., C. SCHEDER, D. CSAR & C. GUMPINGER (2014): Vision Flussperlmuschel. Endbericht der ersten Projektphase: 2011–2013. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wels, 70 S.



- MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V. (1975): Unsteady Flow in Open Channels, Water Resources: Fort Collins, USA.
- MEYER-PETER, E., MÜLLER, R. (1948): Formulas for Bedload Transport. Proc. 2nd Congres IAHR, Stockholm.
- MOOG, O., H. NESERMANN, T. OFENBÖCK & C. STUNDNER (1993): Grundlagen zum Schutz der Flußperlmuschel in Österreich. – Verlag Bristol-Stiftung, Bd. 3, Zürich, ISBN 3-905209-02-0.
- MOORKENS, E. A., I. VALOVRTA & M. C. SPEIGHT (2000): Towards a margaritiferid water quality standard. – Council of Europe T-PVS/Invertebrates, 2, 14 S.
- MOORKENS, E. A. (2006): Monitoring Populations of the Freshwater Pearl Mussel. Baseline survey of the Clady River cSAC, Country Donegal. – Unpublished report for the National Parks and Wildlife Service.
- OFENBÖCK, T. (1998): FLUP – Flussperlmuschel-Schutzprojekt Oberösterreich – Pilotstudie an der Waldaist – Bericht im Auftrag der Oö. Umweltanwaltschaft Linz, unveröffentlicht.
- OFENBÖCK, T., W. GRAF & A. RÖMER (2001): Limnologische Untersuchung der Maltsch auf Grundlage des Makrozoobenthos. Unveröffentl. - Gutachten im Rahmen des „Natura 2000“-Verfahrens, Universität für Bodenkultur, 73 S. + Anhang.
- OLIVER, G. (2000): Conservation objectives for the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). – Peterborough, Report to English Nature.
- ÖSTERLING, E. M., L. A. GREENBERG & B. L. ARVIDSSON(2008): Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*. – Biological Conservation, 141, 1365–1370.
- SCHEDER, C., C. GUMPINGER, D. CSAR & S. HÖFLER (2010): Zukunftsvision Flussperlmuschel – Nachzuchtprojekt Waldaist 2009. – Bericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz, Wels, 24 S.
- SCHEDER, C., D. CSAR & C. GUMPINGER (2011): Vision Flussperlmuschel. Jahresbericht 2011. – Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, 38 S.
- SCHEDER, C., C. GUMPINGER & D. CSAR (2011): Application of a five-stage field key for the larval development of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* LINNÉ, 1758) under different temperature conditions. – Ferrantia, 64, 13–22.
- SCHEDER, C. (2013): Shortcoming analyses of watercourses and their catchments with regard to their applicability for the re-establishment of freshwater pearl mussel populations in Upper Austria. – Vortrag bei der internationalen Flussperlmuscheltagung “Improving the environment for the freshwater pearl mussel”, Schloss Weinberg, Kefermarkt, 13. – 14. November 2013.
- SCHLESINGER, W. H. (1991): Biogeochemistry. – Academic Press.
- SHIELDS, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung, Berlin.
- SIGG, L. & W. STUMM (2011): Aquatische Chemie. Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer, 5. Auflage, vdf Hochschulverlag AG, Zürich, ISBN: 978-3-8252-8463-3, 522 S.
- SKINNER, A., M. YOUNG & L. HASTIE (2003): Ecology of the Freshwater Pearl Mussel. Conserving Natura 2000 Rivers. – English Nature, 2.
- STRAUß, P.(1992): Diffuser Nährstoffeintrag im Einzugsgebiet des Kamps. - Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- STUNDNER, C. (2002): Artenschutzprojekt Flussperlmuschel. – Bericht, Krems-Stein, 107 S.

TAEUBERT, J.-E., B. GUM & J. GEIST (2013): Variable development and excystment of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) at constant temperature. – *Limnologica* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.002>.

WILSON, J. G. & E. A. MOORKENS (1992): Oxygen consumption by *Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS) and *Sphaerium corneum* (LINNAEUS) in relation to temperature and low oxygen concentration. – Abstr. 11<sup>th</sup> Intern. Malacol. Congr. Siena 1992, 11, 42–45.

WIMMER, R., H. WINTERSBERGER & G. A. PARTHL (2007): Fließgewässertypisierung in Österreich. Hydromorphologische Leitbilder. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, interaktive DVD-Rom, Wien.

## 12 ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

### 12.1 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Entwicklungszyklus der Flussperlmuschel: Die weibliche Flussperlmuschel gibt nach erfolgter Ausreifung die Muschellarven (Glochidien) in die fließende Welle ab. Diese werden von vorbeischwimmenden Fischen eingeatmet und klammern sich am Kiemenepithel fest. Dort verbringen sie – als Parasit des Wirtsfisches – den Winter und reifen zur Jungmuschel heran. Alleine die Bachforelle ist in Österreich als Wirtsfisch für die Muschellarven geeignet. Im Frühsommer fällt die mittlerweile zur Jungmuschel herangereifte Larve vom Wirtsfisch ab und gräbt sich für zumindest fünf Jahre im Kieslückenraum der Gewässersohle ein. Danach wandert sie an die Wasseroberfläche und erreicht erst mit etwa 15 Jahren die Geschlechtsreife. ....	4
Abb. 2	Gewässer mit aktuellen Flussperlmuschelpopulationen, die für die Habitatmodellierung herangezogen wurden. ....	7
Abb. 3	Lage des muschelführenden Abschnittes in der Waldaist - Überblick. ....	8
Abb. 4	Muschelführender Abschnitt in der Waldaist. ....	9
Abb. 5	Lage des muschelführenden Mühlbaches-Abschnittes im Gießenbach - Überblick. ....	10
Abb. 6	Muschelführender Abschnitt des Gießenbach-Mühlbaches. ....	11
Abb. 7	Lage des muschelführenden Abschnittes in der Maltsch - Überblick. ....	12
Abb. 8	Muschelführender Abschnitt in der Maltsch. ....	13
Abb. 9	Lage des muschelführenden Mühlbach-Abschnittes im Großen Kamp - Überblick. ....	14
Abb. 10	Muschelführender Abschnitt am Großen Kamp. ....	15
Abb. 11	Lage des muschelführenden Mühlbach-Abschnittes in der Lainsitz - Überblick. ....	16
Abb. 12	Muschelführender Abschnitt des Lainsitz-Mühlbaches. ....	17
Abb. 13	Kalibrierungsergebnis für den Gewässerabschnitt am Großer Kamp, bei einem gegebenen Durchfluss von $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ . (Gewählter Rauigkeitsbeiwert: $k=18 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ ; Mittlere Fehlerabweichung: 3 cm). ....	23
Abb. 14	Bordvoller Abfluss am Gewässerabschnitt Waldaist ( $Q_{BV} = 5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ....	24
Abb. 15	Querprofil am Gewässerabschnitt Großer Kamp bei Niederwasser und bordvollem Abfluss. Auf der Sekundärachse ist das Druckpotential eingezeichnet (Niederwasser, bordvoller Abfluss). ....	25
Abb. 16	Ergebnis der Substratzusammensetzung an der Maltsch. ....	26
Abb. 17	Beispiel zur Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Abfluss an der Waldaist. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen $d_{50}$ (gestrichelte Linie) und der Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie). ....	27
Abb. 18	Bestimmung des RedOx-Potentials mit dem RedOx-Meter nach der Methode von GEIST & AUERSWALD (2007). ....	28
Abb. 19	Temperaturdaten-Logger. ....	29
Abb. 20	Probenahmesystem zur Gewinnung von Interstitialwasser. ....	30
Abb. 21	Längenschnitt Großer Kamp mit Muschelstandorten ( $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=13 \text{ ‰}$ ) ....	33
Abb. 22	Berechneter Längenschnitt Großer Kamp; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Bordvoll ( $Q_{BV}=2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ....	34
Abb. 23	Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Großer Kamp. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PBV (Druckpotential bei bordvollem Abfluss in kPa). Sekundärachse: $\Delta PNQ$ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); $\Delta PBV$ (Druckgradient bei bordvollem Abfluss in kPa). ....	34
Abb. 24	Strömungsverhältnisse – Großer Kamp in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen, Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und bordvollem Abfluss (BV). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ). ....	35
Abb. 25	Querprofil 9 Großer Kamp mit Muschelstandorten ( $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=13 \text{ ‰}$ ) ....	36
Abb. 26	Querprofil 8 Großer Kamp mit Muschelstandorten ( $Q=0,429 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=13 \text{ ‰}$ ) ....	36
Abb. 27	Druckpotential in Querprofilen mit hoher Besiedelungsdichte – Großer Kamp. ....	36
Abb. 28	Querprofil 3 Großer Kamp mit Muschelstandorte. ....	37

Abb. 29	Druckpotential im Querprofil mit geringer Besiedelungsdichte – Großer Kamp.....	37
Abb. 30	Kornverteilungen der volumetrischen Proben im Untersuchungsgebiet – Großer Kamp. ....	38
Abb. 31	Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Zustand. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie). ....	39
Abb. 32	Längenschnitt Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=21 \text{ ‰}$ ). ....	40
Abb. 33	Berechneter Längenschnitt Waldaist; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Bordvoll ( $Q_{BV}=5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	41
Abb. 34	Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Waldaist. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PBV (Druckpotential bei bordvollem Abfluss in kPa). Sekundärachse: $\Delta$ PNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); $\Delta$ PBV (Druckgradient bei bordvollem Abfluss in kPa). ....	41
Abb. 35	Strömungsverhältnisse – Waldaist in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen, Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und bordvollem Abfluss (BV). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ). ....	42
Abb. 36	Querprofil 5 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=21 \text{ ‰}$ ). ....	43
Abb. 37	Querprofil 6 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=21 \text{ ‰}$ ). ....	43
Abb. 38	Druckpotential im Querprofil mit geringer Besiedelungsdichte – Waldaist. ....	43
Abb. 39	Querprofil 13 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=21 \text{ ‰}$ ). ....	44
Abb. 40	Querprofil 14 Waldaist mit Muschelstandorten ( $Q=0,924 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=21 \text{ ‰}$ ). ....	44
Abb. 41	Druckpotential in Querprofilen mit geringer Besiedelungsdichte – Waldaist. ....	44
Abb. 42	Kornverteilungen der volumetrischen Proben im Untersuchungsgebiet – Waldaist. ....	45
Abb. 43	Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Zustand. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (strichlierte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie). ....	46
Abb. 44	Längenschnitt des untersuchten Gewässerabschnitts an der Maltsch/O.Ö ( $Q=0,226 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=17 \text{ ‰}$ ). ....	47
Abb. 45	Berechneter Längenschnitt Maltsch; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,226 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Bordvoll ( $Q_{BV}=2,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	47
Abb. 46	Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Maltsch. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PBV (Druckpotential bei bordvollem Abfluss in kPa). Sekundärachse: $\Delta$ PNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); $\Delta$ PBV (Druckgradient bei bordvollem Abfluss in kPa). ....	48
Abb. 47	Strömungsverhältnisse – Maltsch in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und bordvollem Abfluss (BV). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ). .	49
Abb. 48	Hydrostatisches Druckpotential im Querprofil – Maltsch. ....	49
Abb. 49	Kornverteilungen der volumetrischen Proben im Untersuchungsgebiet – Maltsch. ....	50
Abb. 50	Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und bordvollem Zustand. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei bordvollem Abfluss (BV). Unterschieden wird weiters zwischen d50 (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie). ....	51
Abb. 51	Längenschnitt Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=11 \text{ ‰}$ ). ....	52
Abb. 52	Berechneter Längenschnitt Gießenbach; Niederwasser ( $Q_{NQ}=0,024 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Ausbaudurchfluss ( $Q_{max}=0,032 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	53
Abb. 53	Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Gießenbach. Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PQmax (Druckpotential bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa). Sekundärachse: $\Delta$ PNQ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); $\Delta$ PQmax (Druckgradient bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa). ....	53
Abb. 54	Strömungsverhältnisse – Gießenbach in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen; Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und technischem Ausbaudurchfluss ( $Q_{max}$ ). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ). ....	54
Abb. 55	Querprofil 10 Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=11 \text{ ‰}$ ). ....	55
Abb. 56	Querprofil 10 Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=11 \text{ ‰}$ ). ....	55

Abb. 57	Querprofil 7 Gießenbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,0246 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=11 \text{ ‰}$ ).....	55
Abb. 58	Druckpotential in Querprofilen mit hoher Besiedelungsdichte – Gießenbach.....	56
Abb. 59	Druckpotential im Querprofil mit geringer Besiedelungsdichte – Gießenbach.....	56
Abb. 60	Kornverteilung – Gießenbach.....	57
Abb. 61	Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und Ausbaudurchfluss. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei technischem Ausbaudurchfluss ( $Q_{\text{max}}$ ). Unterschieden wird weiters zwischen $d_{50}$ (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie). .....	58
Abb. 62	Längenschnitt Lainsitz-Mühlbach mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=26 \text{ ‰}$ ).....	59
Abb. 63	Berechneter Längenschnitt Mühlbach (Lainsitz); Niederwasser ( $Q_{\text{NQ}}=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ ), Ausbaudurchfluss ( $Q_{\text{max}}=0,17 \text{ m}^3/\text{s}$ ).....	60
Abb. 64	Druckpotential und Druckgradient im Längenschnitt – Mühlbach (Lainsitz). Primärachse: PNQ (Druckpotential bei Niederwasser in kPa); PQmax (Druckpotential bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa). Sekundärachse: $\Delta\text{PNQ}$ (Druckgradient bei Niederwasser in kPa); $\Delta\text{PQmax}$ (Druckgradient bei technischem Ausbaudurchfluss in kPa).....	60
Abb. 65	Strömungsverhältnisse – Mühlbach (Lainsitz) in Bezug auf Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Froude-Zahl bei unterschiedlichen Durchflussgrößen; Muschelstandorte sind getrennt ausgewiesen. Primärachse: Wassertiefe [m] und Fließgeschwindigkeit [m/s] bei Niederwasser (NQ) und technischem Ausbaudurchfluss ( $Q_{\text{max}}$ ). Sekundärachse: Froude-Zahl [-] bei Niederwasser (NQ).....	61
Abb. 66	Querprofil 13 Mühlbach (Lainsitz) mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=26 \text{ ‰}$ ).....	62
Abb. 67	Querprofil 14 Mühlbach (Lainsitz) mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=26 \text{ ‰}$ ).....	62
Abb. 68	Querprofil 15 Mühlbach (Lainsitz) mit Muschelstandorten ( $Q=0,104 \text{ m}^3/\text{s}$ , $s=26 \text{ ‰}$ ).....	62
Abb. 69	Druckpotential in Querprofilen mit hoher Besiedelungsdichte – Mühlbach (Lainsitz). .....	63
Abb. 70	Kornverteilung – Lainsitz (Mühlbach) .....	64
Abb. 71	Berechnung der theoretischen Sedimenttransportkapazität bei Niederwasser und Ausbaudurchfluss. Gelbe Linie: Sedimenttransport bei Niederwasser (NQ). Grüne Linie: Sedimenttransportkapazität bei technischem Ausbaudurchfluss ( $Q_{\text{max}}$ ). Unterschieden wird weiters zwischen $d_{50}$ (gestrichelte Linie) und Zusammenfassung aller Korngrößen (volle Linie). .....	65
Abb. 72	Graphische Darstellung des Verlaufs der RedOx-Potential-Bestimmungen in unterschiedlichen Tiefen. ...	66
Abb. 73	Temperaturverlauf im Jänner 2014. ....	68
Abb. 74	Vergleich von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe aller untersuchten Muschelstandorte für zwei unterschiedliche Durchflüsse (Niederwasser und bordvoller Abfluss). .....	71
Abb. 75	Bewegungsbeginn der Sedimente, abhängig von Wassertiefe und Sohlschubspannung für unterschiedliche Durchflüsse (Niederwasser, max. Durchfluss). Blau markiert sind jene Sohlschubspannungen die bei Niederwasser auftreten; gelb sind jene markiert, die bei maximal möglichem Durchfluss herrschen. Der Bewegungsbeginn ist mit grünen Pfeilen markiert. ....	72
Abb. 76	Vergleich der Sohlschubspannungen und Wassertiefen von Muschelstandorten und ungenützten Bereichen. Blau markiert wurden Sohlschubspannungen bei Niederwasser; orange bei Spitzenabflüssen (bordvoller Abfluss bzw. techn. Ausbaudurchfluss). .....	74
Abb. 77	Jahresganglinie des Gewässerabschnitts Großer Kamp (Pegel Neustift) für den Zeitraum Jänner 1981 – Dezember 2011. Die blaue Ganglinie zeigt den mittleren täglichen Abfluss; die gelbe horizontale Linie den berechneten bordvollen Abfluss ( $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	75
Abb. 78	Ermittlung des $HQ_{10}$ am Gewässerabschnitt Großer Kamp. ....	76
Abb. 79	Jahresganglinie des Gewässerabschnitts Maltsh (Pegel Leopoldschlag) für den Zeitraum Dezember 1980 – November 2013. Die blaue Ganglinie zeigt den mittleren täglichen Abfluss; die gelbe horizontale Linie den berechneten bordvollen Abfluss ( $2,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	76
Abb. 80	Übersicht über die Größenordnung und Variabilität der einzelnen untersuchten abiotischen Habitatfaktoren (BV = Bordvoll). Grüne Werte: geringe Varianz (hohe Aussagekraft); orangerote Werte: moderate Varianz (mäßige Aussagekraft); schwarze Werte: hohe Varianz (geringe Aussagekraft). .....	78

## **12.2 Tabellenverzeichnis**

Tab. 1	Liste der erhobenen chemisch-physikalischen Wasserparameter für die fließende Welle und das Interstitialwasser. ....	30
Tab. 2	Zielwerte für Flussperlmuschelgewässer aus der internationalen Literatur. Die Angaben beziehen sich auf chemische und physikalische Untersuchungen des Oberflächenwassers. ....	31
Tab. 3	Wasseranalytische Werte österreichischer Flussperlmuschelbäche. ....	31
Tab. 4	Einzugsgebietsgröße der untersuchten Gewässerabschnitte. <sup>1)</sup> bordvoller Abfluss wurde mittels 1-D hydrodynamisch-numerischer Modellierung bestimmt. ....	32
Tab. 5	Charakteristische Korngrößen – Großer Kamp.....	38
Tab. 6	Charakteristische Korngrößen – Waldaist. ....	46
Tab. 7	Charakteristische Korngrößen - Maltsch.....	50
Tab. 8	Charakteristische Korngrößen - Gießenbach.....	57
Tab. 9	Charakteristische Korngrößen – Lainsitz (Mühlbach) .....	64
Tab. 10	Mittelwerte der RedOx-Potential-Bestimmungen von November 2013 in mV. ....	66
Tab. 11	Auswertung des Temperaturverlaufs im Zeitraum von 27. November 2013 bis 18. Februar 2014.....	67
Tab. 12	Ergebnisse der wasserchemischen Analyse von November 2013. ....	69
Tab. 13	Berechnung des Bewegungsbeginns nach SHIELDS (1936). Grün markiert sind jene Proben, die im Nahbereich der Muschelstandorte entnommen und für die Sedimenttransport-Modellierung herangezogen wurden.....	73
Tab. 14	Zusammenfassung der Feinsedimentauswertungen der untersuchten Flussperlmuschel-Lebensräume. ..	79