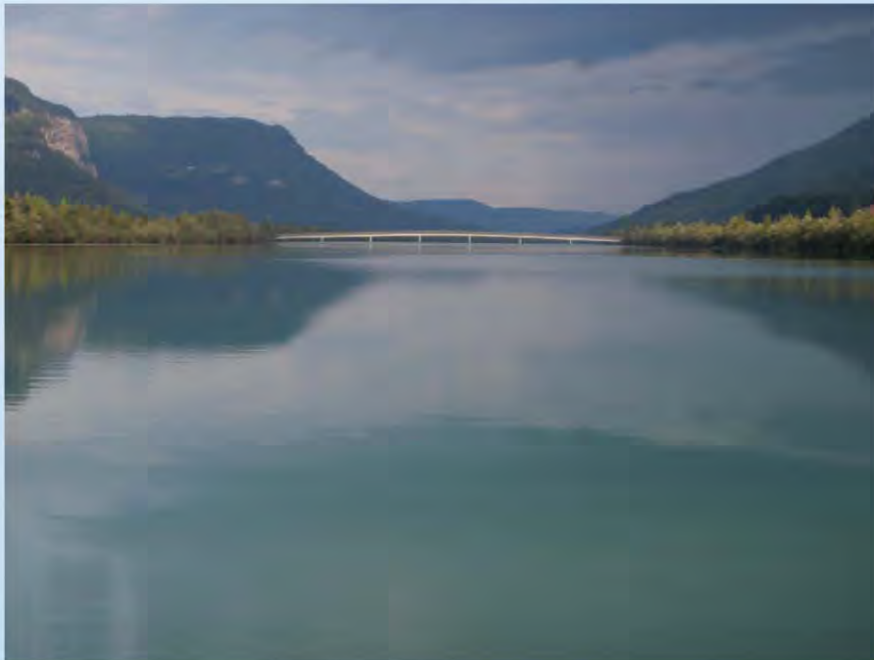




Kärntner Institut für Seenforschung &  
KIS - Kärntner Institut für Seenforschung GmbH



## Fischereiliche und gewässerökologische Untersuchung im Stau Annabrücke



Im Auftrag der Abt. 15 - Umwelt, Flatschacher Straße 70, 9020 Klagenfurt am Wörthersee  
& der VERBUND Austrian Hydro Power AG, Am Hof 6a, 1010 Wien

Klagenfurt am Wörthersee, November 2009

# Fischereiliche und gewässerökologische Untersuchung im Stau Annabrücke

- Auftraggeber:** AKL, Abt. 15 – Umwelt  
Flatschacherstraße 70, 9020 Klagenfurt am Wörthersee  
VERBUND – Austrian Hydro Power AG  
Am Hof 6a, 1010 Wien
- Auftragnehmer:** Kärntner Institut für Seenforschung  
Kirchengasse 43, 9020 Klagenfurt am Wörthersee  
GF Gabriele Wieser  
GF Liselotte Schulz  
KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH  
Kirchengasse 43, 9020 Klagenfurt am Wörthersee  
GF Markus Reichmann
- Koordination:** Kärntner Institut für Seenforschung  
Martin Konar  
Edgar Lorenz
- Bearbeitung:** Edgar Lorenz (Fischerei)  
Julia Lorber (Fischerei)  
Michael Schönhuber (Algen)  
Ulrike Prochinig (Makrophyten, Hydromorphologie)  
Martin Konar (Makrozoobenthos)  
Andrea Egarter (Hydromorphologie)  
Gernot Winkler (Fischerei, Makrozoobenthos)  
Johanna Troyer-Mildner (Makrozoobenthos)  
Julia Oberauer (Layout)
- KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH  
Markus Reichmann (Chemie)  
Sabine Maier (Probenaufbereitung)  
Thomas Oberlercher (Krebse)
- AKL, Abt 15 – Umwelt  
Erich Polzer (Chemie, Strömungsdaten)
- AHP  
Wilhelm Kugi (Strömungsdaten)
- Bundesamt für Wasserwirtschaft  
Hubert Gassner (Echolotung)
- Bildnachweise:** Kärntner Institut für Seenforschung, Karten: KAGIS, ansonst je nach Angabe
- Titelbild:** Draustau Annabrücke. Fotos: Julia Lorber
- Druck und Bindearbeiten:** Öffentlichkeitsarbeit und Umweltinformation, U-Abt 15 Umwelt
- Unter Mitarbeit von:** Georg Santner, Gabriel Honsig-Erlenburg, Julian Morherr, Stefan Buchleitner, Wolfgang Honsig-Erlenburg, Thomas Friedl, Gerald Kerschbaumer, Ernst Woschitz, Friedwin Sturm, Haimo Prinz, Marco Prenter

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>DANKSAGUNG</b> .....	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>EINLEITUNG</b> .....	<b>6</b>
<b>4</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIET</b> .....	<b>7</b>
4.1	Allgemeines zur Drau .....	7
4.2	Beschreibung des Untersuchungsgebietes .....	8
<b>5</b>	<b>HYDROMORPHOLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE VERHÄLTNISSE DER HAUPTZUBRINGER DES STAUARAUMS ANNABRÜCKE</b> .....	<b>13</b>
5.1	Loiblbach .....	13
5.2	Waidischbach .....	15
5.3	Freibach .....	16
5.4	Zusammenfassung .....	17
<b>6</b>	<b>CHEMISMUS UND PHYSIKALISCHE RAHMENBEDINGUNGEN</b> .....	<b>17</b>
6.1	Ist-Zustand .....	17
6.1.1	Methodik .....	17
6.1.2	Ergebnisse .....	17
6.2	Zeitliche Entwicklung der Nährstoffparameter .....	24
6.2.1	Methodik .....	24
6.2.2	Ergebnisse .....	24
6.3	Vergleich entlang der Staukette .....	26
6.3.1	Methodik .....	27
6.3.2	Ergebnisse .....	28
6.4	Zusammenfassung .....	33
<b>7</b>	<b>GEWÄSSERBODEN, UFER UND MAKROPHYTEN</b> .....	<b>34</b>
7.1	Gewässerboden/Substrat .....	34
7.2	Uferstruktur und Makrophyten .....	37
7.2.1	Methodik der Makrophytenerhebung .....	38
7.2.2	Ergebnisse .....	39
7.2.3	Diskussion .....	59
7.2.4	Zusammenfassung .....	64
<b>8</b>	<b>PHYTOBENTHOS</b> .....	<b>64</b>
8.1	Untersuchungsstellen .....	64
8.2	Untersuchungsmethodik .....	64
8.3	Befund der Probestellen .....	67
8.3.1	Probestelle „Profil 20“ .....	67
8.3.2	Probestelle „Profil 15“ .....	70
8.3.3	Probestelle „Insel“ .....	72
8.3.4	Probestelle „Hafen“ .....	74
8.4	Diskussion .....	76

<b>8.5 Zusammenfassung</b> .....	<b>79</b>
<b>9 MAKROZOOBENTHOS</b> .....	<b>80</b>
<b>9.1 Lage und Art der Untersuchungen</b> .....	<b>80</b>
<b>9.2 Methodik</b> .....	<b>80</b>
9.2.1 MHS - Probe.....	81
9.2.2 Modul 2 – Probe (qualitativ bzw. semiquantitativ).....	81
9.2.3 Quantitative Probe.....	82
9.2.4 Corer - Probe.....	83
9.2.5 Besiedlungssubstrat.....	83
9.2.6 Biomasse-Bestimmung .....	83
<b>9.3 Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>83</b>
9.3.1 Abundanzen .....	83
9.3.2 Biomassen.....	84
9.3.3 Arten und Taxa-Anzahl .....	85
9.3.4 Einstufungen .....	87
9.3.5 Vergleich mit weiteren Stauhaltungen.....	88
<b>9.4 Zusammenfassung</b> .....	<b>90</b>
<b>10 BESTANDSSCHÄTZUNG FÜR DEN SIGNALKREBS (<i>PACIFASTACUS LENIUSCULUS</i>) IM DRAUSTAU ANNABRÜCKE – THOMAS OBERLERCHER</b> .....	<b>91</b>
<b>10.1 Flusskrebsarten in Kärnten</b> .....	<b>91</b>
<b>10.2 Der Signalkrebs (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)</b> .....	<b>92</b>
<b>10.3 Morphologie</b> .....	<b>92</b>
<b>10.4 Ökologie</b> .....	<b>92</b>
<b>10.5 Ernährung</b> .....	<b>92</b>
<b>10.6 Häutung</b> .....	<b>93</b>
<b>10.7 Der Krebs als Nahrung</b> .....	<b>93</b>
<b>10.8 Krebspest</b> .....	<b>93</b>
<b>10.9 Methoden und Material</b> .....	<b>94</b>
10.9.1 Wahl der Untersuchungsstelle .....	94
10.9.2 Methodik.....	94
<b>10.10 Ergebnisse</b> .....	<b>95</b>
10.10.1 Geschlechterverteilung und Geschlechtsreife.....	96
10.10.2 Populationsdichte .....	97
10.10.3 Berücksichtigung der kleineren Individuen.....	98
10.10.4 Biomasse.....	100
10.10.5 Anwendbarkeit der Ergebnisse auf den gesamten Stauraum.....	101
10.10.6 Futterbedarf .....	102
<b>10.11 Diskussion</b> .....	<b>102</b>
10.11.1 Auswirkungen dichter Signalkrebsbestände .....	102
10.11.2 Maßnahmen zur Regulation des Bestandes .....	102
10.11.3 Fressfeinde.....	103
10.11.4 Kulinarische Nutzung des Signalkrebsees .....	103
<b>10.12 Zusammenfassung</b> .....	<b>104</b>
<b>11 FISCH</b> .....	<b>105</b>



<b>11.1</b>	<b>Methoden der Fischbestandserhebung .....</b>	<b>105</b>
11.1.1	Befischungsaufwand .....	107
11.1.2	Elektrobefischungen.....	108
11.1.3	Multimaschen Kiemennetz (1,5 m x 30 m; Mw 5 - 55 mm).....	110
11.1.4	Sonstige Kiemennetze .....	112
11.1.5	Driftnetz (2,5 m x 40 m; Mw 30 mm / Mw 50 mm) .....	112
11.1.6	„Russische Methode“ .....	113
11.1.7	Grundschleppnetz (w = 2 m; h = 0,5 m; MW 20 mm) .....	113
11.1.8	Elektrotabel .....	115
11.1.9	Flügelreusenbefischung .....	115
11.1.10	Langleinen .....	116
11.1.11	Echographie (hydroakustische Methoden) (BAW) .....	116
<b>11.2</b>	<b>Berechnung des Fischregionsindex .....</b>	<b>117</b>
<b>11.3</b>	<b>Stückzahl und Biomasse .....</b>	<b>117</b>
<b>11.4</b>	<b>Fischökologische Bewertung laut EU- WRRL (FIA).....</b>	<b>117</b>
<b>11.5</b>	<b>Hydroakustische Fischbestandserhebung Draustau Annabrücke - Mag. Dr. Hubert Gassner (BAW) .....</b>	<b>121</b>
11.5.1	EINLEITUNG.....	121
11.5.2	MATERIAL UND METHODEN.....	123
11.5.3	ERGEBNISSE .....	126
11.5.4	DISKUSSION .....	130
11.5.5	Zusammenfassung.....	130
<b>11.6</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>131</b>
11.6.1	Aktuelle Artenzusammensetzung.....	131
11.6.2	Fischbestand Herbst 2008 und Sommer 2009 .....	136
11.6.3	Artenverteilung .....	139
11.6.4	Strukturbezogene Auswertung der Herbst 08 und Sommer 09 Befischung .....	142
11.6.5	Fischregionsindex, Biomasse, Fish Index Austria und Fischökologischer Zustand .....	150
11.6.6	Beschreibung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden und nachgewiesenen Fischarten sowie detaillierte Fischuntersuchungen .....	151
11.6.7	Beschreibung der vorkommenden Fischarten, welche bei den Befischungen nicht nachgewiesen werden konnten.....	185
11.6.8	Längenfrequenzdiagramm der Leit- und typischen Begleitarten im Stauraum Annabrücke (Herbst 2008 und Sommer 2009) .....	187
<b>11.7</b>	<b>Diskussion.....</b>	<b>191</b>
11.7.1	Auswirkung fischfressender Vögel auf den Fischbestand im Stauraum Annabrücke .....	199
11.7.2	Fischereiwirtschaft.....	207
<b>11.8</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>215</b>
<b>12</b>	<b>VERSUCH EINER EINSTUFUNG DES ÖKOLOGISCHEN POTENTIALS UND MAßNAHMENVORSCHLÄGE ZUR ERREICHUNG DES GUTEN ÖKOLOGISCHEN POTENTIALS.....</b>	<b>216</b>
<b>13</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>220</b>
<b>14</b>	<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>226</b>
<b>15</b>	<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>229</b>

# 1 Zusammenfassung

- Der Stau Annabrücke wurde im Herbst 2008 und Sommer 2009 auf gewässerökologische Parameter und im Hinblick auf den Fischbestand untersucht.
- Als gewässerökologische Begleituntersuchungen wurden Aufnahmen der Struktur bzw. Morphologie des Staus durchgeführt, weiters erfolgten Erhebungen bezüglich des Algenaufwuchses, der Fischnährtiere, Wasserpflanzen und Krebse.
- Insgesamt wurden naturgemäß stautypische Kenngrößen erhalten, in Summe ist festzuhalten, der Anteil an maßgeblichen Strukturen relativ gering ist.
- Der Krebsbestand (Signalkrebs) ist mit ca. 440 kg/ha sehr hoch, es herrscht eine gleichmäßige Verteilung der Krebse über den gesamten Stau.
- Es sind in Summe 28 Fischarten im Stauraum vorhanden. Der Fischbestand wurde für den Herbst mit 53,8 kg/ha ermittelt, für den Sommertermin mit 32,8 kg/ha.
- Insgesamt ist die Fischartenzusammensetzung gegenüber dem Leitbild stark verändert, die häufigsten Arten sind Rotauge, Kaul- und Flussbarsch.
- Die Anteile an der Biomasse werden zum Großteil von Rotaugen, Flussbarschen, Karpfen, Aiteln, Brachsen, Schleien, Hechten, und Güstern gestellt.
- Fischfressende Vögel nutzen zu einem knappen Viertel den Ertrag des Stauraumes, von einer Bestandsgefährdung durch Wasservögel kann daher nicht gesprochen werden.
- Negative Auswirkungen auf den Fischbestand können auch bei aus Hochwasserschutzgründen notwendigem Absenken der Stauhaltung in seltenen Fällen über einen längeren Zeitraum gegeben sein.
- Die Ausfangstatistiken der Jahre 1981 bis 2008 zeigen einen kontinuierlichen Rückgang der Ausfänge sowohl bei der Biomasse als auch bei den Stückzahlen. Eine Kompensation durch Besatzmaßnahmen bringt nur kurzfristig Erfolge – der Bestand kann mittel- und langfristig nur durch strukturelle Maßnahmen gestärkt werden.
- Eine Förderung des Zanders durch das Einbringen von Raubästen und Fichtenästen (Zandernester) wäre zu empfehlen. Der Besatz mit Wildkarpfen sollte verstärkt werden, da diese auch bei niedrigeren Wassertemperaturen reproduzieren können. Ein Besatz mit Regenbogenforellen ist ökologisch nicht sinnvoll, aber fischereiwirtschaftlich nachvollziehbar.
- In Anlehnung an den derzeit gültigen Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer wurde aufbauend auf die Untersuchungsergebnisse eine Einstufung des ökologischen Potentials vorgenommen.
- Aufgrund des Fischbestands würde der Stauraum Annabrücke nach dem vorläufigen Leitfaden in das mäßige ökologische Potential eingestuft.
- Entsprechend der Vorschläge des zitierten Leitfadens wurden mögliche Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Potentials ausgearbeitet:
  - Vernetzung mit Lebensraum – kombiniert mit der Herstellung der Kontinuität
  - Errichtung von Flachwasserbiotopen
  - Strukturierung der Ufer
  - Einbringen geeigneter Laichsubstrate
- Im Zuge der Planung und Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen sollte in Anbetracht der komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen die Berücksichtigung sämtlicher Einflussfaktoren gewährleistet sein.

## 2 Danksagung

Wir danken den Fischereiberechtigten für die Erlaubnis zur Durchführung der Befischungen und zur Entnahme von Fischen für die Nahrungsuntersuchungen und Altersbestimmungen. Weiters möchten wir uns bei den Fischereivereinen und Fischern, speziell Herrn Alfred Pleyer, für die Bekanntgabe der Besatzlisten und Ausfangstatistiken sowie für einzelne Beobachtungen bedanken. Besonderer Dank geht an Herrn Christian Rauper (Fähre Glainach) für die Zurverfügungstellung eines Lagerraumes während der Befischungsdurchgänge. Des weiteren sei die AHP Warte Feistritz erwähnt, die uns kooperativ zur Seite stand, ebenso Herr Dr. Werner Petutschnig (Abt. 20) mit detaillierten Informationen bezüglich der relevanten Wasservögel. Herrn Dipl. Ing. Wilhelm Kugi (AHP) und Herrn Dipl. Ing. Karlhans Ogertschnig (AHP) wird für die gute Zusammenarbeit und den zur Verfügung gestellten Daten gedankt, Herrn Mag. Thomas Friedl (AKL, Abt. 15) für die Durchsicht des Manuskriptes und für spezielle Anregungen und fachliche Hinweise. Bei Herrn Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg möchten wir uns abschließend für die konstruktive Diskussion bezüglich der Erreichung des Zielzustandes des guten ökologischen Potentials bedanken.

## 3 Einleitung

In den letzten Jahren häuften sich die Beschwerden seitens der Fischereiberechtigten bzw. Pächter von Fischwässern an der Drau, im Stauraum Annabrücke, dass der Fischbestand im Stau zusehends rückläufig sei. Laut Aussage der Fischereiberechtigten sei trotz intensiver Besatzmaßnahmen ein kontinuierlicher Rückgang der Ausfänge zu beobachten.

Aus diesem Grund wurde 2008 das Projekt „Fischereiliche und gewässerökologische Untersuchung Stau Annabrücke“, finanziert durch das AKL, Abt. 15 – Umwelt und durch die AHP, ins Leben gerufen. Ziel des Projektes waren fischereiliche und gewässerökologische Untersuchungen des Stauraumes, um eine Datengrundlage für eine fischökologische Bewertung zu erhalten. Es ist hier festzuhalten, dass für den vorliegenden Stau, der als heavy modified water body (stark veränderter Wasserkörper) ausgewiesen wurde, die Bewertung anhand der ökologischen Zustandsklassen nicht zulässig ist, sondern über das ökologische Potential (pendant zu den ökologischen Zustandsklassen der naturnahen Gewässer, außerdem werden für die Bewertung nur die Fische verwendet) erfolgt.

Die Ergebnisse dieses Projektes sollen in weiterer Folge die Basis für die Beurteilung der Gewässerstrecke im Rahmen der Vorgaben der WWRL zur Erreichung des guten ökologischen Potentials des Stauraumes dienen. Die Ergebnisse des gegenständlichen Projektes sollen publiziert werden.

Das gesamte Untersuchungsprogramm setzt sich aus folgenden Punkten zusammen:

Fischereiliche Statuserhebung:

Faunistische und floristische Begleituntersuchungen

Strukturerhebungen

Chemismus und physikalische Rahmenbedingungen

- Literaturrecherche, Recherche vorhandene Daten

## 4 Untersuchungsgebiet

### 4.1 Allgemeines zur Drau

Die Drau entspringt oberhalb des Toblacher Feldes im Pustertal in Südtirol (Italien) in einer Seehöhe von 1450 m und ist mit einer Länge von 749 km und einem mittleren Abfluss von 670 m<sup>3</sup>/s nach Save, Theiß und dem Inn der viertgrößte Nebenfluss der Donau. Bei Dravski Kut (Draueck bei Osijek) in Kroatien mündet die Drau in einer Seehöhe von 90 m in die Donau (Abb. 1). Der Höhenunterschied zwischen Quelle und Mündungsgebiet beträgt 1360 m. Größere Nebenflüsse von rechts sind Gail, Vellach, Mieß und Dravinja und von links Isel, Möll, Lieser, Gurk, Lavant und Mur. Mit einem Einzugsgebiet innerhalb von Österreich von 11.997 km<sup>2</sup> hat die Drau das drittgrößte Einzugsgebiet in Österreich nach der Donau und dem Inn.

In Österreich wird die Drau durch zehn Laufkraftwerke der Austrian Hydro Power AG zur Stromversorgung aufgestaut und deshalb als „heavily modified“ eingestuft. Von Paternion flussabwärts bis zur slowenischen Grenze wird die Drau auf ca. 140 km fast durchgehend energetisch genutzt. In Slowenien folgen acht weitere Kraftwerke und in Kroatien gibt es noch zwei weitere Draukraftwerke, bevor die Drau in die Donau mündet.



Abb. 1: Karte der Drau mit Staatsgrenzen.



## 4.2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Im Rahmen dieses Projektes wird der Stauraum Annabrücke (südlich von Klagenfurt, Abb. 2) untersucht. Das Kraftwerk wurde 1981 in Betrieb genommen. Der Stauraum hat eine Länge von ca. 14,6 km (Draukilometer 148,85 – 165,22) und eine Fläche von rund 3,5 km<sup>2</sup>. Die Breite variiert zwischen 90 m im Stauwurzelbereich und rund 500 m vor der Staumauer. Die mittlere Tiefe liegt bei 7,5 m, die maximale Tiefe bei rund 19 m.

Für alle großen Fließgewässer wurden aufgrund der WRRL eigene sog. „adaptierte Leitbilder“ von der BAW Scharfling bzw. für Kärnten gemeinsam mit dem AKL erstellt. Der Stauraum Annabrücke befindet sich in der Fischregion „adaptiertes Leitbild Drau – Villach bis Lavamünd“ (Kapitel 11.6.1, Tab. 60).



Abb. 2: Projektgebiet: Stauraum Annabrücke (Quelle: © KAGIS).

Die für die aktuelle Untersuchung zur Orientierung wichtigen Profile sind in Abb. 3 wiedergegeben.

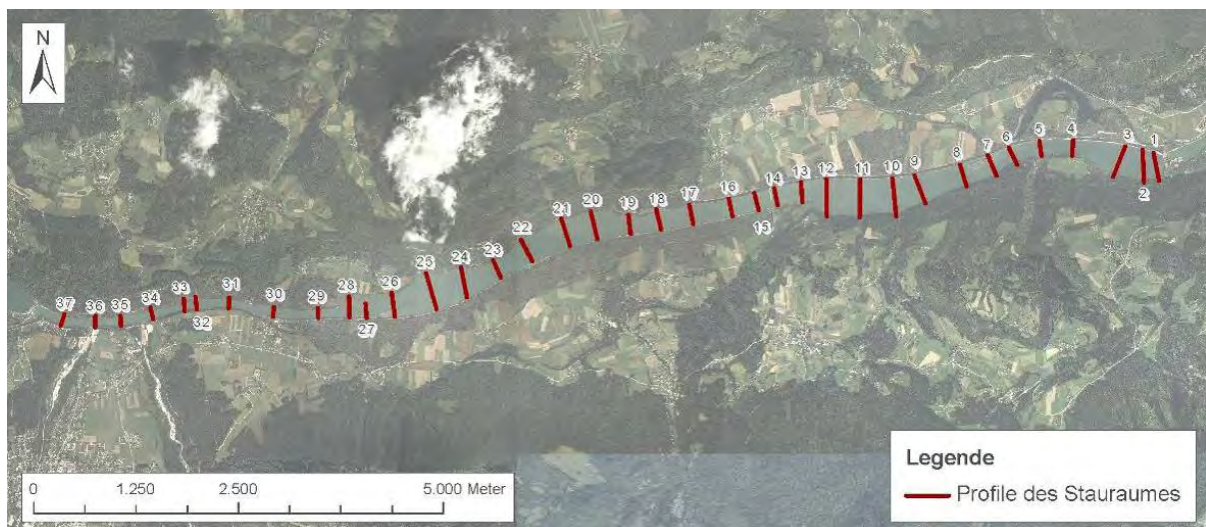


Abb. 3. Lage der Profile im Stauraum Annabrücke



Im oberen Bereich des Stauraumes bilden die auf der Nordseite gelegenen Steilhänge des Sattnitzzuges die natürliche Stauraumbegrenzung. Auf der Südseite ist es der 7,2 km lange Damm Seidolach, der das Gebiet von Glainach bis Dullach eindeicht. Der linksufrig im mittleren Bereich erbaute Damm Rottenstein schützt auf einer Länge von 4,2 km den Abschnitt von Rottenstein bis Kohldorf.

Am südlichen Ufer ist der Konglomeratstock von Abtei am Fuße eingestaut. Im unteren Teil des Stauraumes schließt an den Linsendorfer Durchstich, nordseitig bis zum Hauptbauwerk verlaufend, der 700 m lange Damm Haslach an. Der natürliche südseitige Uferverlauf im unteren Abschnitt entspricht jenem im Mittelbereich.

Die Entwässerung dieser Gebiete erfolge ursprünglich durch einige kleine Bäche, die entweder in die Drau oder in deren Altarme mündeten. Durch Zusammenfassung der Draualtarme zu einem künstlichen Entwässerungssystem (im Süden) entstand ein rund 10,7 km langes Vorflutgerinne, das mit dem rund 6 km langen Vorfluter Seidolach beginnt. Ein in der Flußsohle quer zur Fließrichtung verlegter zweirohriger Düker verbindet das im Polder Seidolach angelegte Entwässerungssystem Seidolach mit dem ähnlich ausgeführten 3,5 km langen Vorfluter Rottenstein (im Norden). Von dort wird der gesamte Zulauf der Seitenbäche über den in der ehemaligen Linsendorfer Drauschleife geschaffenen Badensee und dem anschließenden 1,3 km langen Vorfluter Haslach in den Unterwasserbereich der Kraftstation geführt. Von den drei direkt in den Stauraum einmündenden, stark geschiebeführenden, großen Bachläufen sind der Loibl- und der Waidischbach (im obersten Stauraumbereich) bereits seit der Errichtung des Oberliegerwerkes Ferlach-Maria Rain mit großräumigen Geschiebeauffangbecken ausgestattet. Für das Resteinzugsgebiet des Freibaches unterhalb des Freibachspeichers der Kelag bietet die natürliche Trichtermündung in den Stausee einen ausreichenden Platz für die Geschiebeablagerung (VERBUND, 2002). Die für die vorliegende Arbeit wesentlichen Orientierungspunkte sind in Abb. 4 eingetragen.

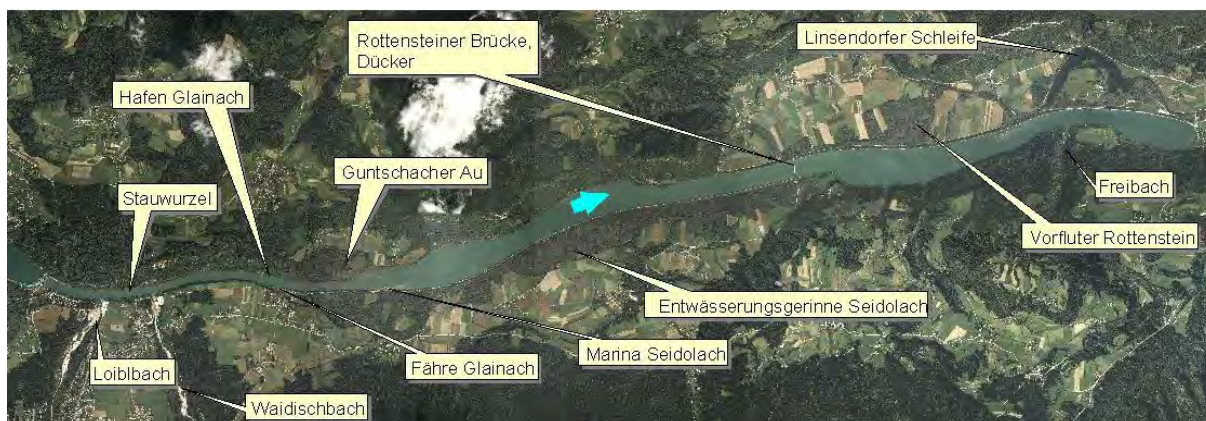


Abb. 4: Übersicht über die wesentlichen Orientierungspunkte im Stauraum Annabrücke (Pfeil: Fließrichtung)

Die aktuellen Fischereirechte sind in Tab. 1 wiedergegeben.

## STAURAU ANNABRÜCKE

Tab. 1: Fischereiberechtigte Stau Annabrücke (Stand Nov. 2009)

Gewässer	Gewässerabschnitt	Fischereiberechtigter
<b>Stau Annabrücke</b>	<p>linksufrig</p> <p>Vom Kraftwerk Ferlach bis zur Westgrenze der KG. Rottenstein in den Gemeinden Maria Rain und Ebenthal.</p> <p>rechtsufrig:</p> <p>Vom Kraftwerk Ferlach bis zur Mündung des Freibaches (Bezirksgrenze KL / VK) in den Gemeinden, Ferlach, St.Margareten/Ros. (Stausee Annabrücke) samt den in den folgenden Revieren Nr.(91 - 139) nicht gesondert bezeichneten Zuflüssen.</p>	<b>Dr. Johannes Kyrle &amp; Dr. Alexander Paul Kyrle</b>
	<p>linksufrig</p> <p>innerhalb der KG. Rottenstein, sowie auf Höhe der Linsendorfer Schleife bis zur Bezirksgrenze KL / VK.</p> <p>Von der Bezirksgrenze Klagenfurt-Land/Völkermarkt bis zur Fischereigrenztafel (Pkt.Nr. 28 u. 28.1)</p>	<b>Rupert POGORIUTSCHNIG</b>
	<p>linksufrig</p> <p>von der Fischereigrenztafel (Pkt.Nr. 28) bis zur Bezirksgrenze VK/KL (d.s. Teile der Grundstücke Nr. 1516, 1502/130, 1502/121, KG Gallizien).</p>	<b>Heinz Primus MORITZ</b>
	<p>rechtsufrig</p> <p>von der Einmündung des Freibaches (Pkt.Nr. 26 - 26.5) bis zur Einmündung des Vellachbaches (Pkt.Nr. 1 - 1.1).</p>	<b>Ferdinand ORSINI-ROSENBERG</b>

Anhand der von der AHP bereitgestellten Geschwindigkeitsprofile, die im Stauraum Annabrücke in der Zeit von 21. bis 23. Oktober 2008 erstellt wurden, wurde die Fließgeschwindigkeit graphisch dargestellt.

Das Datenmaterial wurde in Form von Powerpoint-Dateien übergeben. Mit dem Bildmaterial wurde jeweils auch eine Farbskala mitgeliefert, die die jeweilige der Pixelfarbe zuzuordnende Fließgeschwindigkeit ausweist.

Am Beispiel der Powerpointgraphik (Querprofil 35; Abb. 5) zeigt sich die Auflösung und die Tiefenverteilung der Geschwindigkeitsmessungen. Für jedes Profil (1 bis 36; Abb. 3) wird eine eigene Farbskala mitgeführt, die gemeinsam mit dem gesamten Bild in ein Excel-Sheet (©Image to Excel) überführt wird. Im Tabellenblatt des Excel-Sheets wird jeder Zelle eine der Pixelfarbe des Bildes entsprechende Hintergrundfarbe zugeordnet. Das solcherart erhaltene Tabellenblatt wird anschließend jeweils mit der der jeweiligen Zellhintergrundfarbe entsprechenden Geschwindigkeit aufgefüllt. So entsteht eine Tabelle aus Einzelgeschwindigkeiten, die nun weiter bearbeitet werden kann.

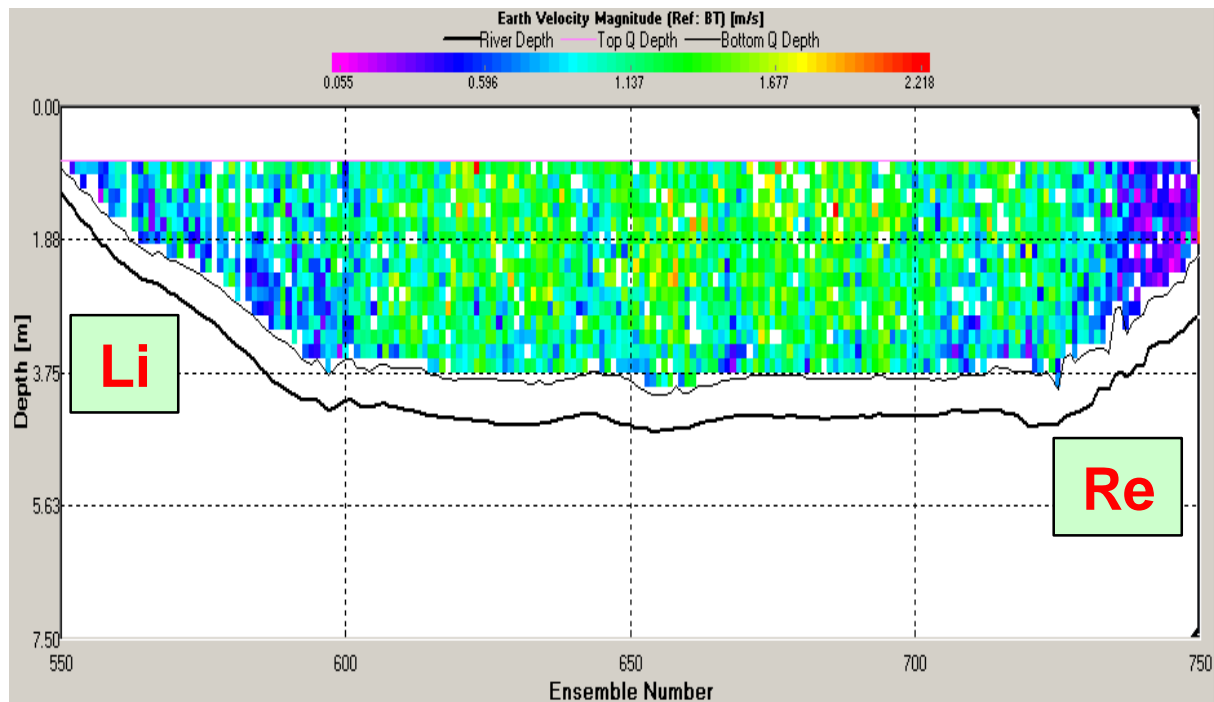


Abb. 5: Beispiel für Powerpointgraphik (Profil 35)

In einem weiteren Schritt können quer durch das Bild beliebige Linien gezogen werden, wobei die unterhalb der Linie liegenden Fließgeschwindigkeiten in einem Diagramm darstellbar sind und in einer Tabelle ausgewiesen werden können.

Zur vereinfachten Darstellung wurden die Fließgeschwindigkeiten in 0,1 m/s Cluster geclustert. Die Cluster wurden 5 Querzonen zugeordnet (Rechts, Rechts-Mitte, Mitte, Links-Mitte, Links). Diese Clusterwerte wurden ihrer relativen Lage im Profil zugeordnet und zwischen den Werten interpoliert.

Wenig überraschend zeigen sich die höchsten Fließgeschwindigkeiten im Bereich der Stauwurzeln. Hier werden oberflächlich Geschwindigkeiten bis ca. 1,6 m/s erreicht. Bereits 8 Profile (Profil 28) weiter flussab, im Bereich der Guntschacher Au hat sich die maximale Fließgeschwindigkeit auf 0,8 m/s halbiert. Bis zur Wehranlage sinkt die maximale oberflächliche Fließgeschwindigkeit auf rund 0,1 m/s (Abb. 6).



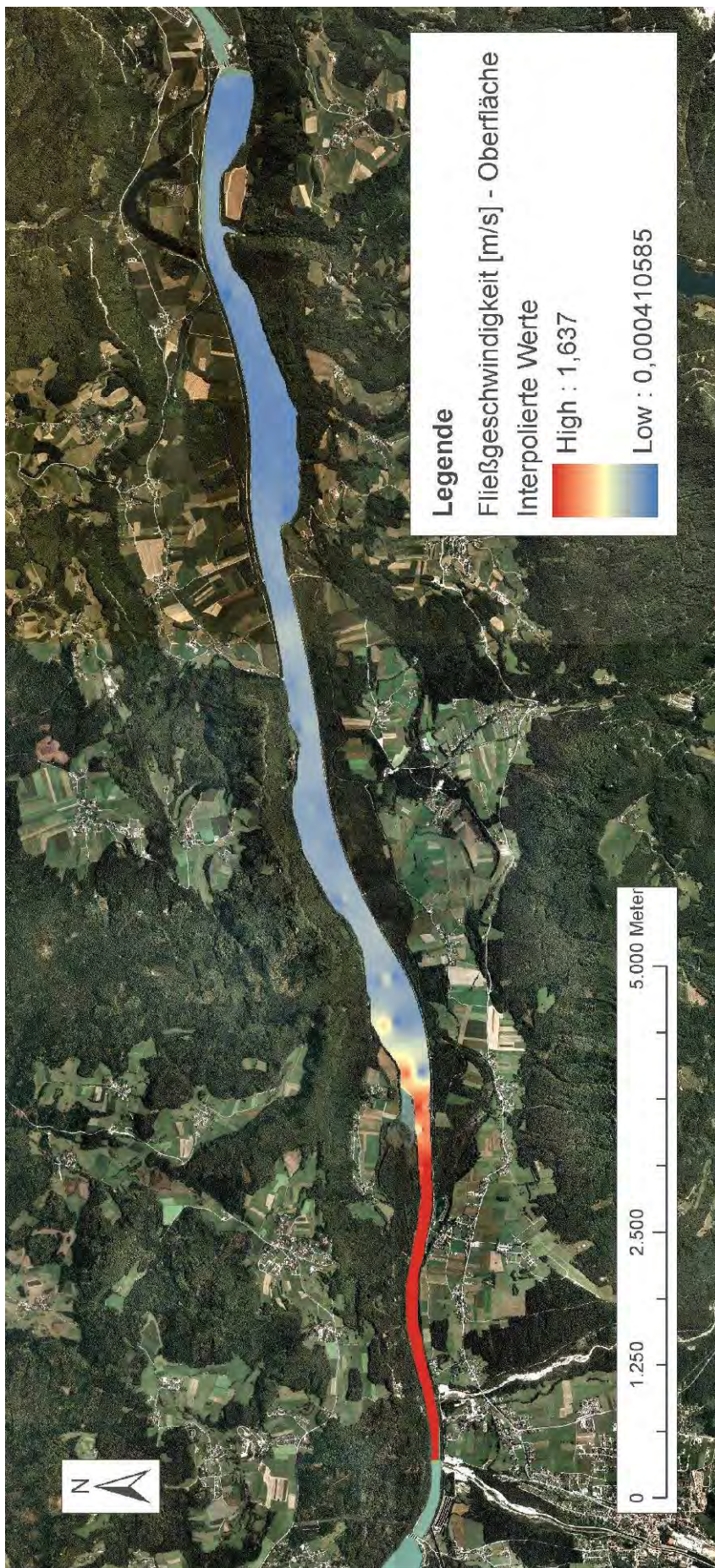


Abb. 6: Strömungsverhältnisse im Stau Annabrücke.



## 5 Hydromorphologische und hydrologische Verhältnisse der Hauptzubringer des Stauraums Annabrücke

Der Zustand der Morphologie und die hydrologischen Verhältnisse in Gewässern beeinflussen die Habitatvielfalt aquatischer Lebensräume in hohem Maße und stellen somit eine Schlüsselfunktion für den Zustand der Biozönosen dar. Weitgehend intakte variable Gewässerstrukturen sowie möglichst natürliche hydrologische Verhältnisse sind eine Grundvoraussetzung für das Erreichen des guten ökologischen Zustands und damit unverzichtbarer Bestandteil der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme.

Im Rahmen der Hydromorphologischen Bewertung der Kärntner Fließgewässer (AKL, Abt. 18 und KIS) wurden auch die Hauptzubringer des Stauraums Annabrücke erfasst. Gemäß dem aktuellen Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern (BMLFUW, 2009) setzt sich die hydromorphologische Zustandsbewertung aus den beiden morphologischen Hauptparametern Uferdynamik und Sohldynamik (nach 5-stufiger Bewertung - wie Schulnotensystem), den hydrologischen Einflussfaktoren Restwasser, künstlicher Schwall sowie Stauhaltung und den vorhandenen Querbauwerken zusammen.

Die folgende Angaben über die Hauptzubringer des Stauraums Annabrücke stammen zum Großteil aus dem Wasserinformationssystem Kärnten (WIS Dataexplorer, Abt. 18, Amt der Kärntner Landesregierung).

### 5.1 Loiblbach

Der Loiblbach mündet bei Unterferlach in die Drau (Abb. 7). Der Bach entwässert ein Einzugsgebiet von etwa 60 km<sup>2</sup>.



Abb. 7: Mündung des Loiblaches (= Grießbach) in die Drau.

Im Mündungsbereich des Loiblbachs sind seit 2008 mehrere fischpassierbare Abstürze mit unterschiedlichem Niveauunterschied vorhanden. Einen Überblick gibt Tab. 2. Von der Brücke in Ferlach bis zur Mündung in die Drau liegt aktuell Restwasser vor.

Tab. 2: Querbauwerke im Mündungsbereich des Loiblbachs (Flkm 0 – 2).

Loiblbach	Querbauwerke			
	Flkm	Niveauunterschied	Fischaufstieg	Fischtreppe
	0,0	0,5	möglich	ja
	0,2	0,5	möglich	
	0,3	0,7	möglich	
0,4	0,5	möglich		

Die Morphologie des Ufers- bzw. der Gewässersohle weist einen naturnahen Zustand mit geringen baulichen Maßnahmen auf (Tab. 3).

Tab. 3: Morphologische Hauptparameter des Loiblbachs im Mündungsbereich (Flkm 0 – 2).

Loiblbach	0-0,5	0,5-1	1-1,5	1,5-2
Uferdynamik	2	2	2	2
Sohldynamik	2	2	2	1

Im Bereich der Tscheppaschlucht (Flkm 7,05) befindet sich im Loiblbach die nächstgelegene Pegelstation. Die mittleren Monatsmittel der Abflussstation über den Untersuchungszeitraum von 1971 bis 2005 sind in Abb. 8 dargestellt. Das Jahresmittelwasser liegt bei 1,77 m<sup>3</sup>/s (HYDROGRAFISCHES JAHRBUCH, 2005).

**Mittleres Monatsmittel am Pegel Tscheppaschlucht (Loiblbach)  
(Reihe 1971 - 2005)**

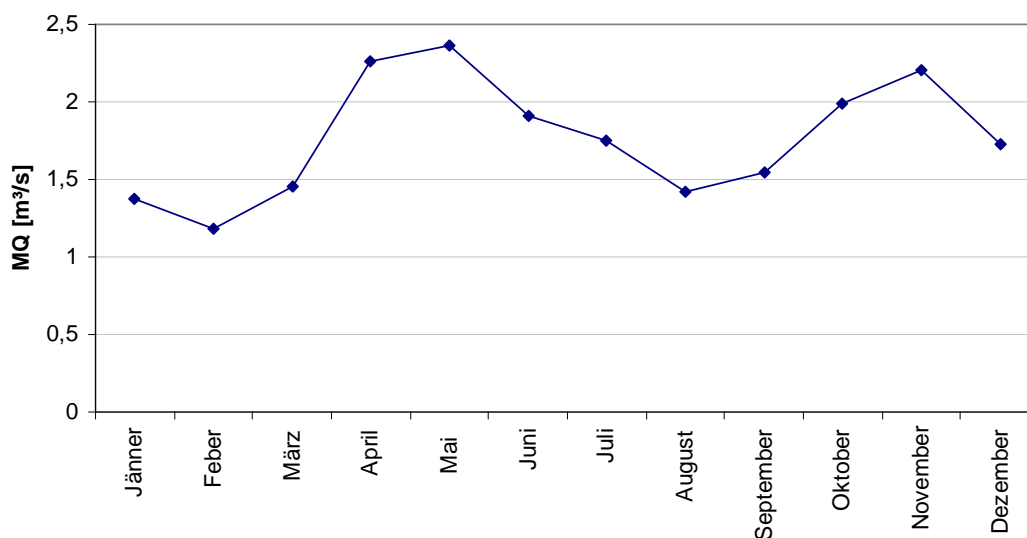


Abb. 8: Mittlerer monatlicher Abfluss des Loiblbachs am Pegel Tscheppaschlucht (Reihe 1971 bis 2005).

## 5.2 Waidischbach

Der Waidischbach ist das größte Fließgewässer in den Gemeinden Zell Pfarre und Ferlach (Abb. 9), er hat ein Wildbacheinzugsgebiet von 65 km<sup>2</sup>. Sein Quellgebiet liegt in der Südkärntner Koschuta (GOTTSCHLING, 1998).

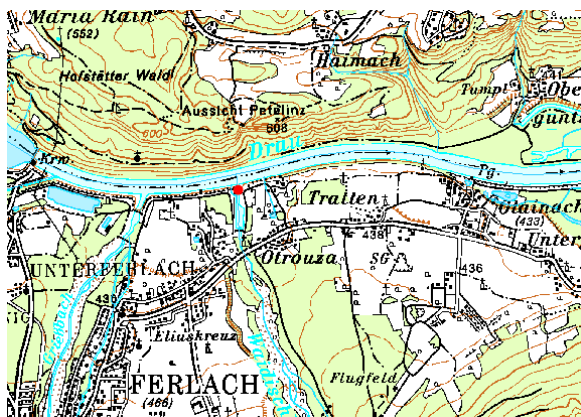


Abb. 9: Mündung des Waidischbachs in die Drau.

Der Waidischbach weist im Mündungsbereich 3 Querbauwerke mit Fischtreppe auf. Die Hydrologie ist unbeeinflusst (Tab. 4).

Tab. 4: Querbauwerke im Mündungsbereich des Waidischbachs (Flkm 0 – 2).

Waidischbach	Querbauwerke			
	Flkm	Niveauunterschied [m]	Fischaufstieg	Fischtreppe
	0,1	0,5	möglich	ja
	0,35	1,5	möglich	ja
	0,5	Rampe 0,5	möglich	ja

Mit Ausnahme des unmittelbaren Mündungsbereiches (Flkm 0 – 0,5), in welchem sowohl die Ufer- als auch die Sohldynamik anthropogene Veränderungen aufweisen, wurde die Morphologie von Flkm 0,5 bis Flkm 2 als natürlich eingestuft (Tab. 5).

Tab. 5: Morphologische Hauptparameter des Waidischbachs im Mündungsbereich (Flkm 0 – 2).

Hydromorphologie				
Waidischbach	0-0,5	0,5-1	1-1,5	1,5-2
Uferdynamik	2	1	1	1
Sohldynamik	2	1	1	1

Das Abflussregime des Waidischbaches gleicht dem des Loiblbachs.



### 5.3 Freibach

Der Freibach entwässert ein Einzugsgebiet von etwa 38 km<sup>2</sup> und mündet rechtsufrig auf Höhe der Linsendorfer Schleife in die Drau (Abb. 10).

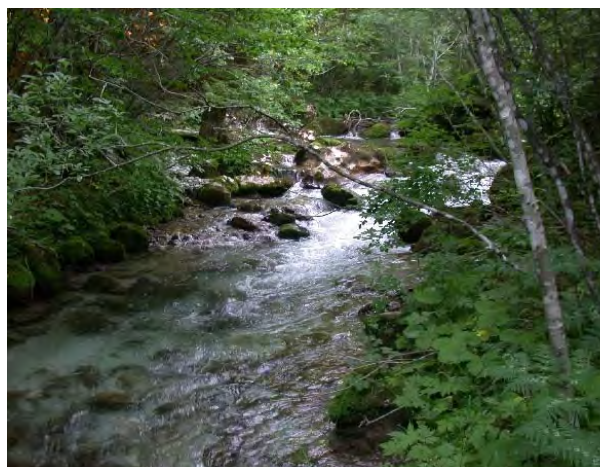
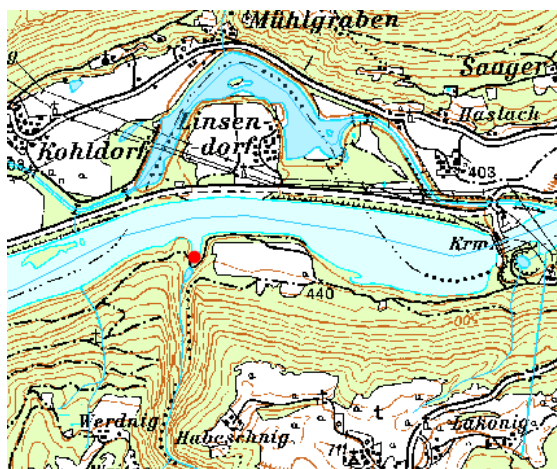


Abb. 10: Mündungsbereich des Freibachs in die Drau.

Im Mündungsbereich des Freibachs befindet sich kein Querbauwerk. Es befindet sich bei Flkm 1 jedoch ein natürlicher nicht fischpassierbarer Absturz von etwa 1 m Höhe (Abb. 10). Der Bach ist unverbaut und morphologisch im natürlichen Zustand (Tab. 6), allerdings handelt es sich um eine Restwasserstrecke. Das Wasser des Freibacher Stausees wird in das Unterwasser des KW Annabrücke abgearbeitet.

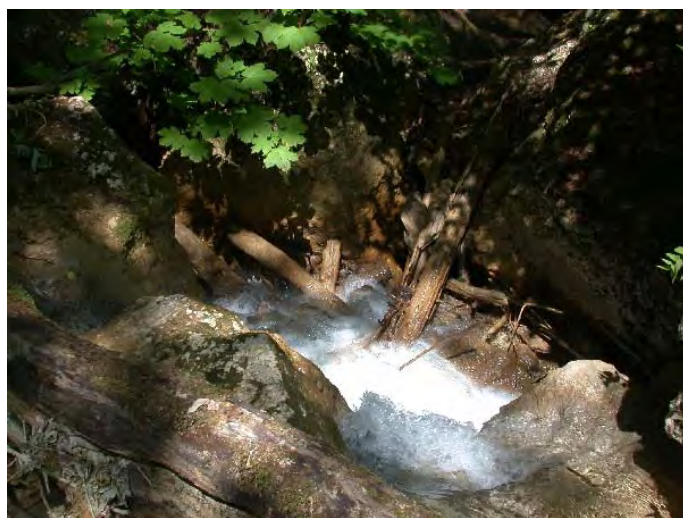


Abb. 11: Natürlicher nicht fischpassierbarer Absturz am Freibach bei Flkm 1.

Tab. 6: Morphologische Hauptparameter des Freibachs im Mündungsbereich (Flkm 0 – 2).

Hydromorphologie				
Freibach	0-0,5	0,5-1	1-1,5	1,5-2
Uferdynamik	1	1	1	1
Sohldynamik	1	1	1	1

## 5.4 Zusammenfassung

- Die relevanten Zubinger sind zumindest in ihrem unteren Bereich fischpassierbar angebunden.
- Ufer- und Sohldynamik sind in einem naturnahen Zustand.

## 6 Chemismus und physikalische Rahmenbedingungen

### 6.1 Ist-Zustand

#### 6.1.1 Methodik

Aus dem Unterwasser des Stauraums des KW Annabrücke und aus der Drau bei Ferlach wurden von der technischen Gewässeraufsicht der Abteilung 15 des Amtes der Kärntner Landesregierung im Jahr 2009 monatlich Wasserproben entnommen. Die Analyse der Proben erfolgte durch das Umweltlabor der Abteilung entsprechend dem Parameterblock „Fließgewässer“.

Insgesamt gelangen hier die Ergebnisse von 8 Terminen (27.01.2009, 16.02.2009, 18.03.2009, 14.04.2009, 18.05.2009, 15.06.2009, 14.07.2009 und 17.08.2009) zur Auswertung. Die Probennahme und Analyse wird jedoch bis zum Ende des Jahres fortgesetzt.

#### 6.1.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse sind im Detail in nachstehenden Tabellen (Tab. 7 und Tab. 8) zusammengefasst. Im Nachfolgenden sollen die wichtigsten Parameter, für welche gültige Umweltqualitätsnormen (UQN) bestehen gesondert diskutiert werden.

##### 6.1.2.1 Abfiltrierbare Stoffe

Beim KW Ferlach wurde eine mittlere Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen von 7,9 mg/l gemessen. Im Unterwasser des KW Annabrücke beinhalten die Proben im Mittel 8,45 mg/l an abfiltrierbaren Stoffen. Das Maximum wurde im Mai mit 37,2 bzw. 29,6 mg/l gemessen.

##### 6.1.2.2 Ammoniak frei

Die Konzentration an freiem Ammoniak betrug an beiden Messstellen zwischen 0,0002 und 0,001 mg/l. Zum Sommer hin zeigt sich eine stetige Zunahme. Ab Juni nimmt die Konzentration wieder ab. Im April sank die Ammoniak-Konzentration infolge des niedrigen pH-Wertes.

##### 6.1.2.3 Ammonium-Stickstoff

Die QUALITÄTSZIELVERORDNUNG CHEMIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER (QZV CHEMIE OG) sieht für Ammonium-Stickstoff, in Abhängigkeit von pH-Wert und Wassertemperatur eine Umweltqualitätsnorm vor. Die Berechnung der Norm folgt folgender Formel:

$$UQN \text{ N-NH}_4 = (14.425 / (1 + 10^{(7.688 - \text{pH})}) + 621.75 / (1 + 10^{(\text{pH} - 7.688)})) \times \min(2.85, 1.45 \times 10^{0.028 \times (25 - T)})$$

Die eruierten Konzentrationen betragen zwischen 0,016 und 0,060 mg/l. Die berechnete UQN wurde an allen Terminen deutlich unterschritten.

#### 6.1.2.4 Arsen gelöst

Für Arsen in der filtrierten Probe legt die QZV CHEMIE OG ein UQN von 0,024 mg/l fest. Die Arsenkonzentration beträgt jedoch stets nur knapp über 0,001 mg/l.

#### 6.1.2.5 Blei gelöst

Die UQN für Blei setzt sich lt. QZV CHEMIE OG aus der Hintergrundkonzentration (0,0002 mg/l) und einer zulässigen Zusatzkonzentration von 0,011 mg/l zusammen. Die in den Proben gemessenen Konzentrationen liegen stets unter der Bestimmungsgrenze (0,005 mg/l) bzw. Nachweisgrenze (0,0013 mg/l).

#### 6.1.2.6 BSB<sub>5</sub> ohne Nitrifikationshemmung

Der biologische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (ohne Nitrifikationshemmstoff) beträgt an beiden Messstellen im Mittel rund 0,6 mg/l (Min.: 0,25 mg/l; Max.: 1,3 mg/l). Entsprechend dem „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL – Endfassung 2008) und unter Zugrundelegung eines saprobiellen Grundzustandes von 1,75 wäre zur Erreichung eines sehr guten chemischen Zustandes ein BSB<sub>5</sub> zwischen 2 und 3,5 mg/l (im 90. Perzentil) ausreichend. Eine genauere Zuteilung ist dzt. nicht möglich, da die Drau der Bioregion „große Flüsse“ zugeordnet wird, für die es dzt. noch keine eindeutige UQN gibt.

#### 6.1.2.7 Cadmium gelöst

Lt. QZV CHEMIE OG beträgt die UQN für Cadmium in der filtrierten Probe 0,001 mg/l. Die Analyse der Wasserproben ergab in allen Fällen Cadmium-Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 0,0001 mg/l.

#### 6.1.2.8 Chlorid

Für den Parameter Chlorid beträgt die UQN lt. QZV CHEMIE OG 150 mg/l. Zwar zeigen sich in den Monaten Jänner bis März deutlich höhere Konzentrationen als in den Folgemonaten, jedoch wird an keinem Termin eine Konzentration von 8,5 mg/l überschritten.

#### 6.1.2.9 Chrom gelöst

Das UQN für das Schwermetall Chrom setzt sich aus einer Hintergrundkonzentration von 0,0005 mg/l und einer zulässigen Zusatzkonzentration von 0,0085 mg/l zusammen. Somit beträgt die Konzentration für die UQN 0,009 mg/l. In den Proben lag die Konzentration an gelöstem Chrom stets unter der Nachweisgrenze von 0,00008 mg/l.

#### 6.1.2.10 DOC

Für den Parameter „Gelöster organischer Kohlenstoff“ (**D**issolved **O**rganic **C**arbon) wird unter denselben Voraussetzungen wie beim Parameter „BSB<sub>5</sub>“ zur Erreichung des „sehr guten chemischen Zustandes“ eine UQN zwischen 2 und 5 mg/l vorgeschlagen. An den beiden Messstellen erreicht dieser Parameter jedoch nur eine mittlere Konzentration von rd. 0,9 mg/l. Selbst das Maximum beträgt lediglich rd. 1,3 mg/l.

### 6.1.2.11 Kupfer gelöst

Die Konzentration der UQN für gelöstes Kupfer steht in Abhängigkeit von der Calciumkarbonat-Konzentration. Durch Multiplikation der Gesamthärte mit dem Faktor 17,8 wurde auf die  $\text{CaCO}_3$ -Konzentration rückgerechnet. Es errechnen sich Werte zwischen 90 und 175 mg/l. D.h., dass die zulässige Zusatzkonzentration bei 0,0048 bzw. 0,0088 mg/l beträgt. Mit der Hintergrundkonzentration von 0,005 mg/l ergibt sich eine UQN von 0,0098 bzw. 0,0138 mg/l. Die gemessenen Werte liegen immer unter der Bestimmungsgrenze von 0,001 mg/l.

### 6.1.2.12 Nitrat-Stickstoff

Entsprechend dem „LEITFADEN ZUR TYPESPEZIFISCHEN BEWERTUNG DER ALLGEMEINEN PHYSIKALISCH-CHEMISCHEN PARAMETER IN FLIEßGEWÄSSERN gemäß WRRL (Endfassung 2008) und unter Zugrundelegung eines saprobiellen Grundzustandes von 1,75 wäre zur Erreichung eines sehr guten chemischen Zustandes eine Nitrat-Stickstoff-Konzentration zwischen 2,0 und 3,0 mg/l (im 90. Perzentil) ausreichend. In den analysierten Proben betrug die Nitrat-N-Konzentration im Mittel jedoch nur rd. 0,6 mg/l (Max.: 0,8 mg/l).

### 6.1.2.13 pH-Wert

Für den pH-Wert wird, unabhängig von Bioregion und saprobiellem Grundzustand eine UQN von 6-9 vorgeschlagen. An beiden Messstellen wurden pH-Werte zwischen 7,5 und 8,1 gemessen.

### 6.1.2.14 Quecksilber

Lt. QZV CHEMIE OG beträgt die UQN für den Parameter Quecksilber 0,001 mg/l. In den analysierten Proben lag die Quecksilber-Konzentration stets unter der Nachweisgrenze von 0,00005 mg/l.

### 6.1.2.15 Sauerstoffsättigung

Für die Sauerstoffsättigung wird, unabhängig von Bioregion und saprobiellem Grundzustand eine UQN von 80 bis 120 % vorgeschlagen. Im Unterwasser des KW Annabrücke wurden Sättigungen zwischen 94 und 111 % gemessen. Beim KW Ferlach betrug die Sättigung zwischen 88 und 108 %.

### 6.1.2.16 Wassertemperatur

Der Temperaturverlauf von 1983 bis 2009 ist in Abb. 12 mit den Schwankungsbreiten für die jeweiligen Monate wiedergegeben. 2009 wurde im Mittel eine Wassertemperatur von 9,75 °C festgeteilt, das Minimum der gemessenen Temperatur 2009 betrug 2,9 °C, das Maximum 17°C (Tab. 7).



## STAURAUM ANNABRÜCKE

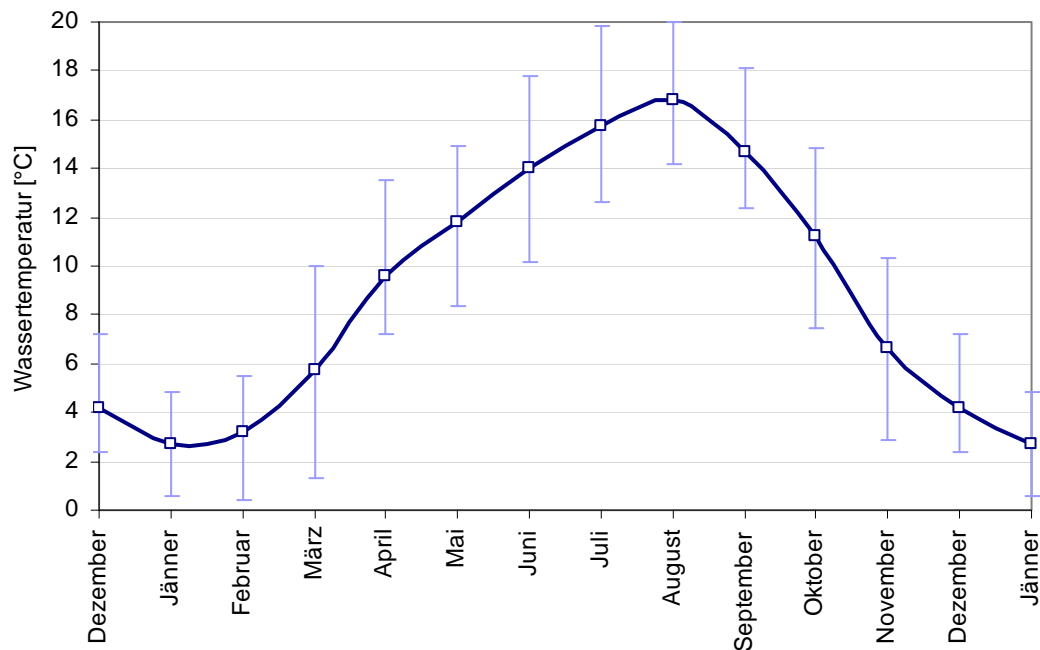


Abb. 12: Wassertemperaturverlauf im Stauraum Annabrücke 1983-2009 mit Schwankungsbreiten in den einzelnen Monaten.

### 6.1.2.17 Zink gelöst

Beim Zink beträgt die Hintergrundkonzentration 0,001 mg/l. die zulässige Zusatzkonzentration beträgt in Abhängigkeit von der Calciumkarbonat-Konzentration zwischen 0,0351 und 0,0520 mg/l. Der maximal gemessene Wert erreicht jedoch nur 0,023 mg/l.

Tab. 7: Drau Unterwasser KW Annabrücke - Parameterblock Fließgewässer 2009.

	Mittelwert	Min.	Max.	90-Perzentil	n
<b>ABFILTRIERBARE STOFFE mg/l</b>	8,45	0,5	37,2	23,76	8
<b>ALUMINIUM gelöst mg/l</b>	0,0160775	0,00589	0,02682	0,023481	8
<b>ALUMINIUM gesamt mg/l</b>	0,19543625	0,0735	0,49206	0,37439	8
<b>AMMONIAK frei mg/l</b>	0,000685	0,00019	0,00107	0,001035	8
<b>Ammoniak-N</b>	0,00056375	0,00016	0,00088	0,000852	8
<b>AMMONIUM-N mg/l</b>	0,0370625	0,0159	0,0597	0,05256	8
<b>ARSEN gelöst mg/l</b>	0,00125375	0,00112	0,00145	0,001394	8
<b>ARSEN gesamt mg/l</b>	0,00164125	0,0014	0,0021	0,001855	8
<b>BLEI gelöst mg/l</b>	0,000257222	0,000257222	0,000257222	0,000257222	8
<b>BLEI gesamt mg/l</b>	0,00203625	0,00136	0,00299	0,002661	8
<b>BOR gelöst mg/l</b>	0,007285	0,0028	0,01143	0,010702	8
<b>BSB<sub>5</sub> OHNE NITRIF.-HEMMUNG mg/l</b>	0,5625	0,25	1,3	1,09	8
<b>CADMIUM gelöst mg/l</b>	5,0303E-05	5,0303E-05	5,0303E-05	5,0303E-05	8

CADMIUM gesamt mg/l	5,11111E-05	5,11111E-05	5,11111E-05	5,11111E-05	8
CALCIUM in TS Gew.-% TS<40µm	35,3080075	26,21155	48,73481	44,40678	8
CHLORID mg/l	4,34552875	1,66286	8,50003	7,966462	8
CHROM gelöst mg/l	2,77822E-07	1,5313E-08	9,80035E-07	6,86024E-07	7
CHROM gesamt mg/l	0,000109415	7,85038E-06	0,000251212	0,000251212	8
DOC mg/l	0,91875	0,5	1,27	1,158	8
EISEN gelöst mg/l	0,016362904	0,010131522	0,02356	0,023002	7
EISEN gesamt mg/l	0,2847225	0,08186	0,80079	0,581396	8
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT µS/cm	248,06875	174,95	327,35	321,96	8
FREIE KOHLENSÄURE mg/l	2,003405	1,70867	2,33134	2,27562	8
GESAMTHÄRTE °dH	7,01739875	5,07224	9,8686	8,978074	8
HYDROGENKARBONAT mg/l	124,2539	89,7563	168,95663	163,233213	8
KALIUM in TS Gew.-% TS<40µm	1,3301275	1,02	1,67532	1,550538	8
KARBONATHÄRTE °dH	5,7099325	4,12464	7,76419	7,501179	8
KUPFER gelöst mg/l	0,00052	0,00052	0,00052	0,00052	8
KUPFER gesamt mg/l	0,0007125	0,000525	0,00135	0,001245	8
LUFTTEMPERATUR °C	12,25	-1	27	23,5	8
MAGNESIUM in TS Gew.-% TS<40µm	9,00243125	6,08827	13,21744	11,982444	8
MANGAN gelöst mg/l	0,00677125	0,00315	0,01157	0,009708	8
MANGAN gesamt mg/l	0,01587625	0,00885	0,02716	0,020804	8
NATRIUM in TS Gew.-% TS<40µm	3,3338325	1,60679	5,66	5,611	8
NICKEL gelöst mg/l	0,000453578	0,00025025	0,0005005	0,0005005	8
NICKEL gesamt mg/l	0,000528613	0,000250313	0,0011	0,000680438	8
NITRAT-N mg/l	0,566855	0,38569	0,7888	0,744994	8
NITRIT-N mg/l	0,0043375	0,0021	0,007	0,00651	8
ORTHOPHOSPHAT-P mg/l	0,003	0,0023	0,0049	0,00399	8
PHOSPHOR GELÖST mg/l	0,005125	0,003	0,0073	0,00716	8
PHOSPHOR GESAMT mg/l	0,0191	0,011	0,0295	0,02796	8
pH-WERT	8,0184375	7,8055	8,121	8,09685	8
QUECKSILBER gelöst mg/l	5,36805E-12	2,95877E-13	1,89361E-11	1,32553E-11	7
QUECKSILBER gesamt mg/l	4,02743E-12	2,21984E-13	1,4207E-11	9,9449E-12	7
SAUERSTOFFGEHALT mg/l	11,2375	9,6	12,9	12,62	8
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG %	101,875	94	111	109,6	8
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3 mmol/l	2,036375	1,471	2,769	2,6752	8
SULFAT mg/l	20,96056	13,69101	28,92669	26,738742	8
SUMME ANIONEN mval/l	2,63583375	1,83621	3,61459	3,509037	8

## STAURAUM ANNABRÜCKE

<b>SUMME KATIONEN mval/l</b>	2,68169375	1,90985	3,77723	3,478365	8
<b>TOC (als C) Gew.-% TS&lt;40µm</b>	0,9125	0,5	1,27	1,193	8
<b>WASSTERTEMPERATUR °C</b>	9,75	2,9	17	16,692	8
<b>ZINK gelöst mg/l</b>	0,01040875	0,001	0,02133	0,021106	8
<b>ZINK gesamt mg/l</b>	0,01609875	0,0068	0,02801	0,028003	8
<b>C PARTIKULÄR mg/l</b>	0,007142857	0	0,05	0,02	7
<b>PHOSPHOR ORGAN.GEL. mg/l</b>	0,002125	0,0002	0,0046	0,00453	8
<b>PHOSPHOR PARTIKULÄR mg/l</b>	0,013975	0,0072	0,0265	0,02209	8

Tab. 8: Drau- KW Ferlach - Parameterblock Fließgewässer 2009.

	<b>Mittelwert</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>90-Perzentil</b>	<b>n</b>
<b>ABFILTRIERBARE STOFFE mg/l</b>	7,9375	0,5	29,6	26,38	8
<b>ALUMINIUM gelöst mg/l</b>	0,0137675	0,0025	0,0282	0,02589	8
<b>ALUMINIUM gesamt mg/l</b>	0,22085	0,05097	0,66618	0,466127	8
<b>AMMONIAK frei mg/l</b>	0,00064625	0,00019	0,00104	0,00097	8
<b>Ammoniak-N</b>	0,00053	0,00015	0,00086	0,000797	8
<b>AMMONIUM-N mg/l</b>	0,0349875	0,0126	0,0562	0,05417	8
<b>ARSEN gelöst mg/l</b>	0,00130125	0,00116	0,00149	0,001427	8
<b>ARSEN gesamt mg/l</b>	0,00183	0,00162	0,00205	0,002029	8
<b>BLEI gelöst mg/l</b>	0,0002825	0,0002825	0,0002825	0,0002825	8
<b>BLEI gesamt mg/l</b>	0,0021625	0,00127	0,00452	0,002938	8
<b>BOR gelöst mg/l</b>	0,00749625	0,0025	0,01195	0,011005	8
<b>BSB5 OHNE NITRIF.-HEMMUNG mg/l</b>	0,64375	0,25	1,4	1,05	8
<b>CADMIUM gelöst mg/l</b>	0,00006	0,00006	0,00006	0,00006	8
<b>CADMIUM gesamt mg/l</b>	0,00005	0,00005	0,00005	0,00005	8
<b>CALCIUM gelöst mg/l</b>	34,7039088	26,16495	45,83386	43,760061	8
<b>CHLORID mg/l</b>	4,10129375	1,76199	7,66812	7,047409	8
<b>CHROM gesamt mg/l</b>	0,00019061	7,95E-06	0,00068	0,00044478	8
<b>DOC mg/l</b>	0,94875	0,64	1,17	1,121	8
<b>EISEN gelöst mg/l</b>	0,01574656	0,0115125	0,02602	0,022667	8
<b>EISEN gesamt mg/l</b>	0,3155175	0,06897	0,7885	0,641164	8
<b>ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT µS/cm</b>	244,05	177,65	314,8	311,965	8
<b>FREIE KOHLENSÄURE mg/l</b>	2,02044125	1,66876	2,29727	2,287092	8
<b>GESAMTHÄRTE °dH</b>	6,902765	5,09986	9,30317	8,872236	8
<b>HYDROGENKARBONAT mg/l</b>	122,019146	89,32918	163,34304	159,627097	8
<b>KALIUM gelöst mg/l</b>	1,34668125	1,08	1,69	1,52473	8

KARBONATHÄRTE °dH	5,60723875	4,10501	7,50623	7,335465	8
KUPFER gelöst mg/l	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	8
KUPFER gesamt mg/l	0,000905	0,0005	0,00145	0,001415	8
LUFTTEMPERATUR °C	9,0625	-7	26	21,1	8
MAGNESIUM gelöst mg/l	8,87194625	6,23623	12,52604	11,915934	8
MANGAN gelöst mg/l	0,0083575	0,00488	0,01414	0,011543	8
MANGAN gesamt mg/l	0,01778625	0,01123	0,02434	0,021813	8
NATRIUM gelöst mg/l	3,223475	1,85	5,46	4,991	8
NICKEL gelöst mg/l	0,00051047	0,0005025	0,000545	0,00053013	8
NICKEL gesamt mg/l	0,00053203	0,0002525	0,0011	0,0006835	8
NITRAT-N mg/l	0,55458125	0,3713	0,74354	0,713552	8
NITRIT-N mg/l	0,0041875	0,0023	0,0076	0,00683	8
ORTHOPHOSPHAT-P mg/l	0,00272486	0,00099962	0,005	0,00493	8
PHOSPHOR GELÖST mg/l	0,004375	0,0025	0,0074	0,0074	8
PHOSPHOR GESAMT mg/l	0,017175	0,0092	0,029	0,02508	8
pH-WERT	8,0086875	7,8465	8,13	8,11355	8
QUECKSILBER gesamt mg/l	3,18E-06	9,99E-08	1,28E-05	8,31E-06	8
SAUERSTOFFGEHALT mg/l	10,6	9,4	12,6	11,62	8
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG %	97,375	88	108	104,5	8
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3 mmol/l	1,99975	1,464	2,677	2,6161	8
SULFAT mg/l	21,1204813	14,48957	28,30735	27,443788	8
SUMME ANIONEN mval/l	2,59477375	1,84826	3,49372	3,424616	8
SUMME KATIONEN mval/l	2,63643625	1,92689	3,55682	3,407734	8
TOC mg/l	0,95875	0,64	1,21	1,161	8
WASSERTEMPERATUR °C	10,0375	2,6	18	17,608	8
ZINK gelöst mg/l	0,01149875	0,00278	0,02355	0,023459	8
ZINK gesamt mg/l	0,01900875	0,01135	0,0301	0,030016	8
C PARTIKULÄR mg/l	0,0225	0,0025	0,04	0,04	7
PHOSPHOR ORGAN.GEL. mg/l	0,00262519	0,0003	0,00640039	0,00472039	8
PHOSPHOR PARTIKULÄR mg/l	0,0128	0,0018	0,0265	0,01999	8

## 6.2 Zeitliche Entwicklung der Nährstoffparameter

### 6.2.1 Methodik

In der Drau im Stau des KW Annabrücke wurden zwischen 1992 und 2002 im Rahmen der WGEV jährlich zwischen 4 und 14 Proben für die chemische Analyse entnommen. Im Folgenden soll die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen der Nährstoffparameter (TOC, BSB<sub>5</sub> und Gesamtphosphor) betrachtet werden.

Die im Rahmen der WGEV (entsprechend WRG BGBl. Nr. 252/90 i.d.g.F.) erhobenen Daten sind Eigentum des Bundes und des Landes Kärnten und wurden der KIS Kärntner Institut für Seenforschung GmbH im Sinne des UIG BGBl.6/2005 i.d.g.F. zur Verfügung gestellt.

### 6.2.2 Ergebnisse

#### 6.2.2.1 TOC (Total Organic Carbon)

Die TOC-Konzentration ist ein Maß für die Belastung mit organischen Substanzen. Der TOC-Gehalt bewegt sich in Fließgewässern gemeinhin um Konzentrationen zwischen 2 und 10 mg/l (HÜTTER, 1990).

Im Stauraum des KW Annabrücke wurden zwischen 1983 und 2009 an Messstellen im Oberwasser und im Unterwasser TOC-Konzentrationen zwischen 0,25 und 10,78 mg/l gemessen. Im zeitlichen Verlauf zeigt sich im Oberwasser nach 1986 eine sprunghafte Abnahme von rund 5,5 mg/l auf 3,4 mg/l im Jahresmittel. Ausgehend vom Jahr 1992 erfolgt eine kontinuierliche Verringerung der TOC-Konzentration von rd. 2 mg/l auf Werte um 1 mg/l (Abb. 13).

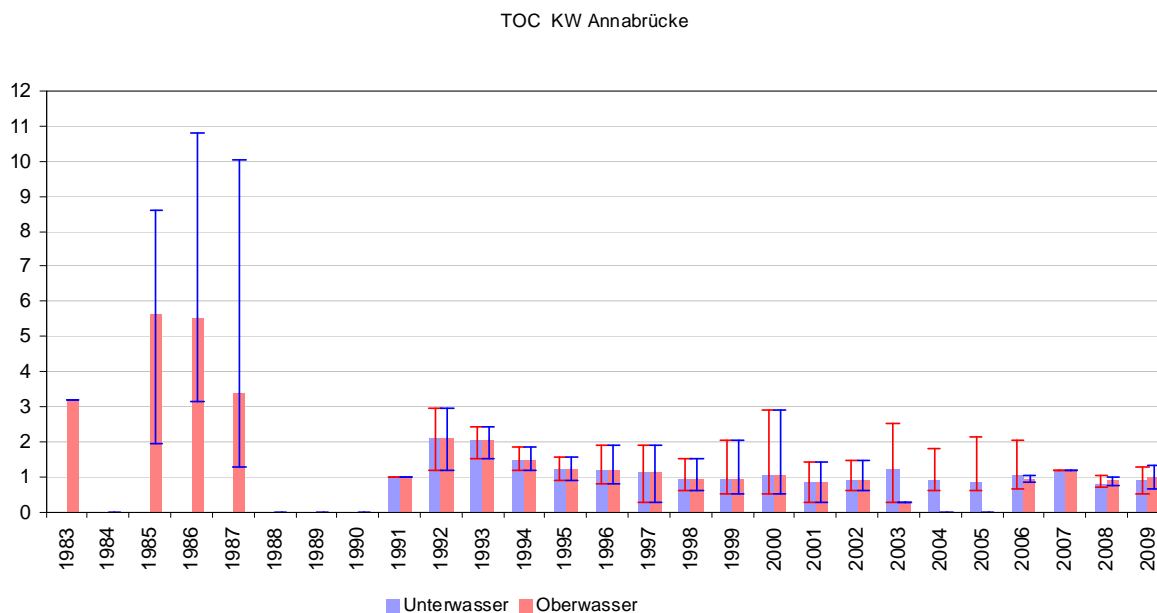


Abb. 13: Jahresmittel der TOC-Konzentration [mg/l] mit Minimum und Maximum.

### 6.2.2.2 BSB5 (Biologischer Sauerstoffbedarf)

Der BSB stellt ein Kriterium für die biologische Aktivität eines Gewässers dar. Im Stauraum des KW Annabrücke wurde ein Sauerstoffverbrauch zwischen 0,02 mg/l und 7,4 mg/l gemessen. Die Jahresmittel zwischen 1983 und 2009 erstrecken sich zwischen 0,6 und 2,4 mg/l. HÜTTER (1990, nach LEITHE) teilt oberösterreichische Flüsse mit einem BSB von 2 mg/l der niedrigsten Saprobitätsstufe zu (Güteklasse 1). Im Zeitlichen Verlauf lässt sich, anders wie beim TOC keine so deutliche Abnahme über die Zeit feststellen (Abb. 14). Vielmehr scheint der Sauerstoffbedarf zu oszillieren. Begründet werden kann dies sicherlich mit einer Anpassung der Mikrozönose. Seit 2002 wurden jedoch nur noch Werte unter 2 mg/l gemessen.

BSB5 KW Annabrücke

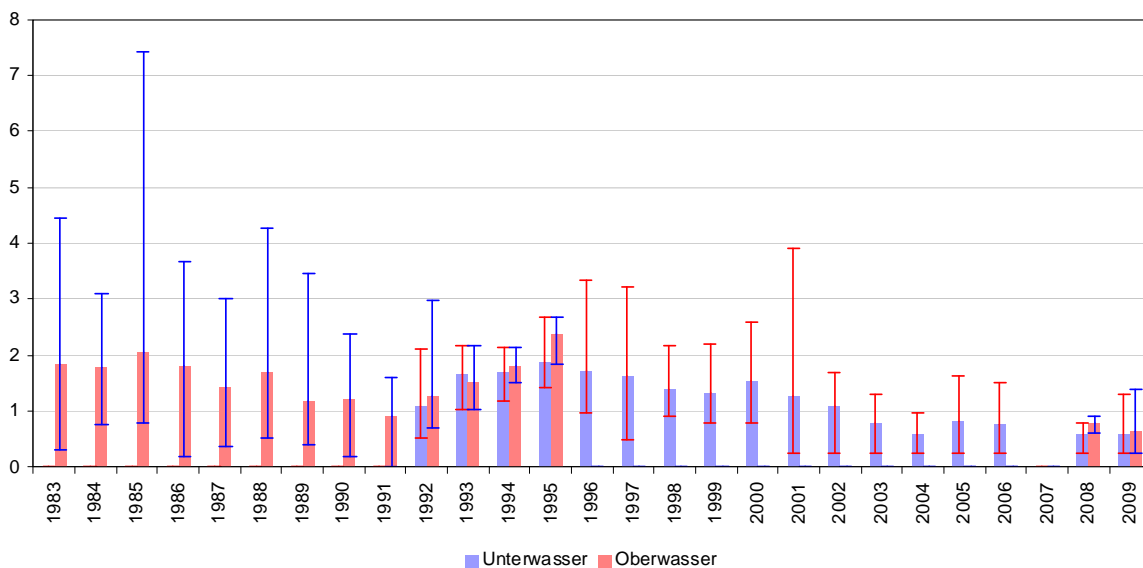


Abb. 14: Jahresmittel der BSB5-Konzentration [mg/l] mit Minimum und Maximum.

### 6.2.2.3 Gesamtphosphor

Phosphor ist in den meisten Gewässern der limitierende Nährstoff für das Algen- und Pflanzenwachstum. Da Phosphor auch durch Abschwemmung gedüngter Umlandflächen ins Gewässer gelangt, sind vereinzelte Spitzen der Konzentration infolge erhöhter Niederschläge erklärbar. So wurde etwa im KW Annabrücke eine Maximalkonzentration von 0,144 mg/l gemessen, während der Durchschnitt zwischen 1994 und 2007 bei nur rd. 0,02 mg/l bzw. 0,03 mg/l lag. Aus der Darstellung ist erkennbar, dass die Gesamtphosphor-Konzentration seit 1991 ebenfalls kontinuierlich abnimmt. Das Gewässer kann aufgrund der dzt. Gesamtphosphorkonzentration als oligo- bis schwach mesotroph eingestuft werden (Abb. 15).

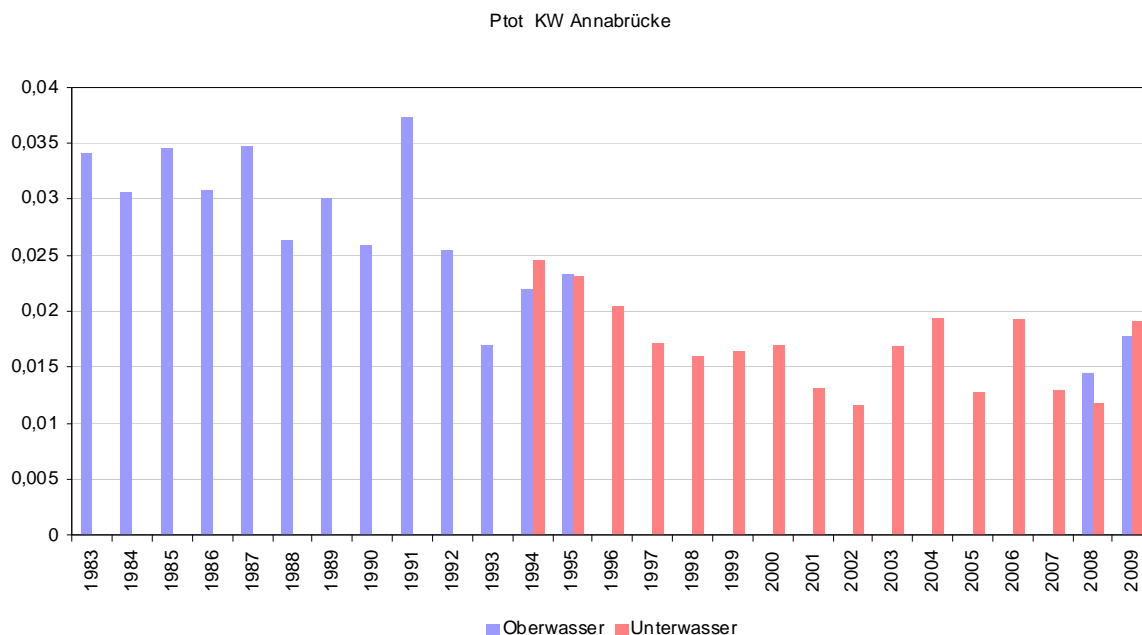


Abb. 15: Jahresmittel der Gesamtphosphor-Konzentration [mg/l].

### 6.3 Vergleich entlang der Staukette

An der Drau zwischen Paternion und Lavamünd befinden sich insgesamt 10 Laufkraftwerke. In diesem Kapitel wird einerseits die zeitliche Entwicklung einzelner Parameter in den Stauhaltungen betrachtet, andererseits wird auch die Veränderung der Parameter entlang der Fließstrecke betrachtet. Zur Auswertung gelangen die Daten zu den Stauräumen Paternion bis Edling. Die wichtigsten Eckdaten zu den Kraftwerken sind nachstehender Tabelle (Tab. 9) zu entnehmen. Zusätzlich wurden 2 Messstellen in der freien Fließstrecke (Berg und Kleblach) mit ausgewertet.

Tab. 9: Die Kraftwerke der Werksgruppe Drau.

KW	Typ	Flussgebiet	Inbetriebnahme	EPL/MW	RAV/GWh
Paternion	L/S	Drau	1988	3,5	95,0
Kellerberg	L/S	Drau	1985	24,6	96,0
Villach	L/S	Drau	1984	24,6	100,0
Rosegg	L/S	Drau	1974	80,0 1)	338,0 1)
Feistritz	L/S	Drau	1968	88,0	354,0
Ferlach	L/S	Drau	1975	75,0	318,0
Annabrücke	L/S	Drau	1981	90,0 2)	390,0 2)
Edling	L/S	Drau	1962	87,0	407,0
Schwabeck	L/S	Drau	1943/1995	79,0	378,0
Lavamünd	L/S	Drau	1945/1949	28,0	156,0
Summe		Drau		599,7	2.632,0

EPL Engpassleistung

RAV Regelarbeitsvermögen (durchschnittliche Jahreserzeugung aus natürlichem Zufluss)

MW Megawatt (= 1.000 Kilowatt)

GWh Gigawattstunde (= 1 Million Kilowattstunden)

L/S Lauf-Schwellkraftwerk

1) inkl. Wehrturbine

2) inkl. ÖBB-Maschine 16 ⅔ Hz

Quelle: [www.verbund.at](http://www.verbund.at)

### 6.3.1 Methodik

Zur Auswertung gelangten die in der Umweltdatenbank (UDB) der Abteilung 15 – Umwelt gespeicherten Daten, welche im Zuge der Umsetzung der WGEV bzw. GZÜV gesammelt wurden (Abb. 16, Tab. 10). Für die eingangs erwähnten Betrachtungen wurden jeweils die Parameterwerte eines Jahrzehntes (1980er, 1990er und 2000er) gemittelt.



Abb. 16: Darstellung der Lage der Messstellen.

Tab. 10: UDB-Messstellen die zur Auswertung gelangt sind.

Messstellenbezeichnung		Messstellen - ID
Drau Berg	162	1683
Drau Kleblach	161	1684
Drau KW Paternion	1685	6166
Drau KW Kellerberg	176	
Drau KW Villach	1665	6165
Drau KW Rosegg	201	1687
Drau KW Feistritz	194	
Drau KW Ferlach	193	17839
Drau KW Annabrücke	1688	6130
Drau KW Edling	1689	6131



## 6.3.2 Ergebnisse

### 6.3.2.1 Stickstoff - Ammonium- und Nitrat-Stickstoff

Mit Ausnahme der Stau Paternion und Villach ist die Ammonium-Stickstoff-Konzentration an allen Messstellen rückläufig. Erwartungsgemäß sind die Konzentrationen in der freien Fließstrecke am geringsten. Ein linearer Zusammenhang mit der Fließrichtung ist nur anhand der jüngsten Daten erkennbar, wohl aber zeigt sich, dass in den Stauräumen Annabrücke und Edling die geringsten Konzentrationen gemessen wurden (Abb. 17). Beim Nitrat-Stickstoff zeigt sich ebenfalls eine leichte Abnahme über die Zeit. Anders als beim Ammonium-Stickstoff steigt die Konzentration am Ende der Staukette jedoch an. Grund dafür ist die geringere Produktivität infolge des geringeren Nährstoffeintrages in die Stau Annabrücke und Edling (Abb. 18).

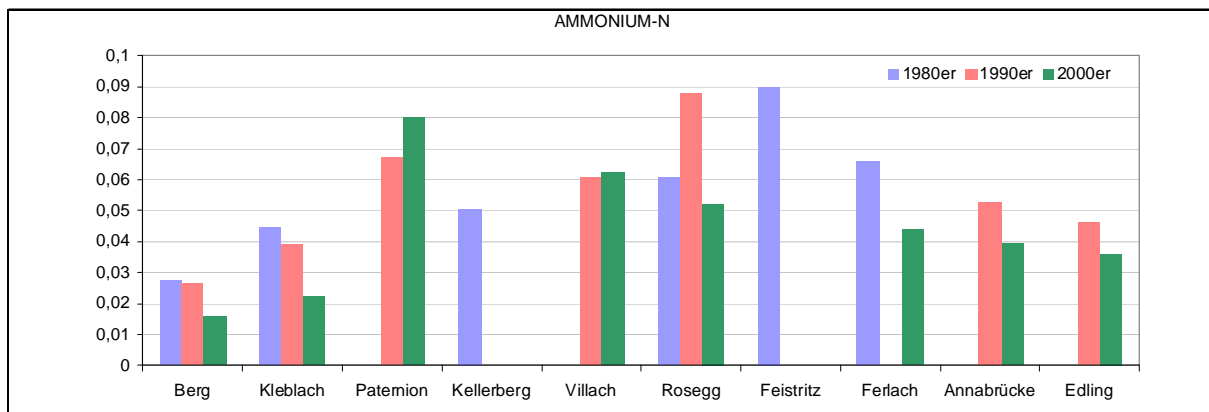


Abb. 17: Konzentrationen des Parameters „Ammonium-N“ [mg/l].

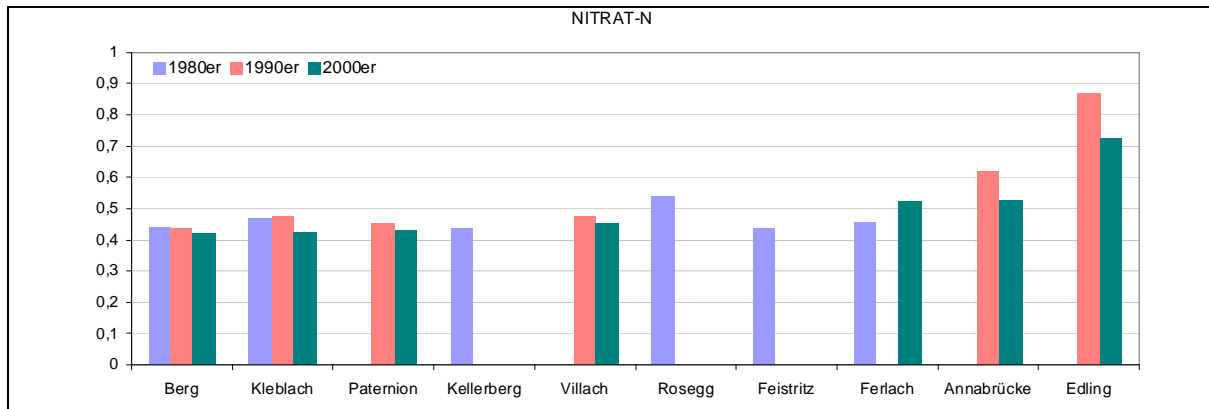


Abb. 18: Konzentrationen des Parameters „Nitrat-N“ [mg/l].

### 6.3.2.2 Nährstoffparameter - BSB<sub>5</sub>, TOC, Gesamtphosphor

Innerhalb der Staukette, und auch an den beiden Messstellen in der Fließstrecke war der BSB<sub>5</sub> während der 1990er und 2000er Jahre sehr konstant. Zwischen den beiden Zeiträumen ist jedoch eine deutliche Abnahme zu verzeichnen. Aktuell liegt der Mittelwert an allen Messstellen unter 1 mg/l (Abb. 19). In den 1980er Jahren war unterhalb der Gailmündung der BSB<sub>5</sub> noch deutlich höher. Ein ähnliches Bild zeigt sich beim Parameter TOC (Abb. 20). Hier beträgt die Abnahme über 80% der in den 1980ern gemessenen Konzentrationen. Die Phosphorkonzentration nimmt interessanterweise in der Fließstrecke zu. In den Stauhaltungen selbst zeigt sich hingegen durchwegs eine Abnahme, die mit Ausfällungsvorgängen in den langsam fließenden Gewässerabschnitten zusammenhängt (Abb. 21).

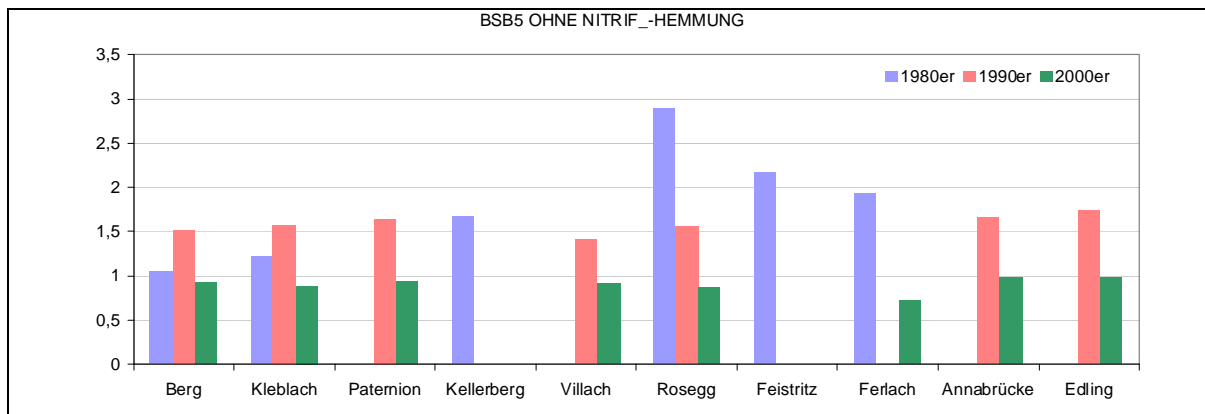


Abb. 19: Konzentrationen des Parameters „BSB<sub>5</sub>“ [mg/l].

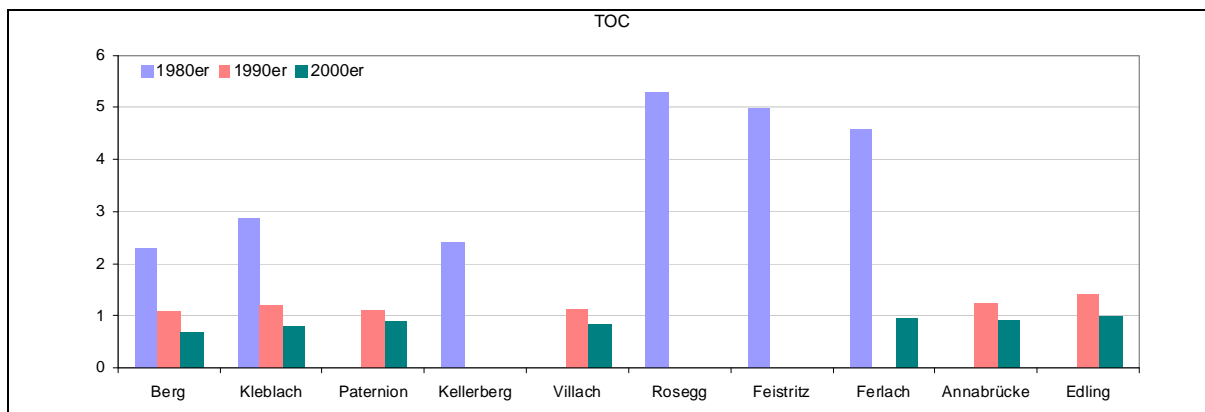


Abb. 20: Konzentrationen des Parameters „TOC“ [mg/l].

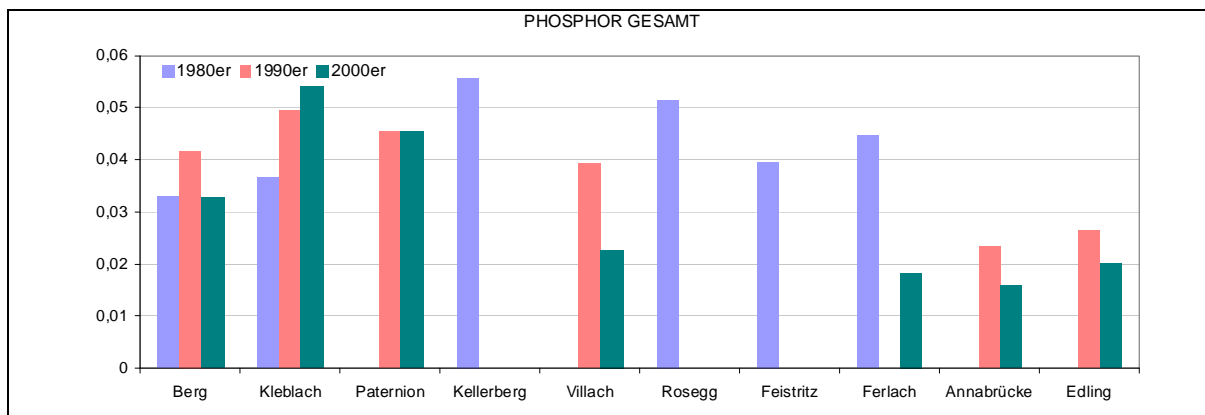


Abb. 21: Konzentrationen des Parameters „Phosphor gesamt“ [mg/l].

### 6.3.2.3 Salze - Chlorid und gelöstes Natrium

Chlorid und Natrium zählen zu den wenigen Parametern die eine Zunahme über die Zeit zeigen. Auch entlang der Fließrichtung steigen die Konzentrationen. Vor allem Chlorid wird kaum biologisch umgesetzt (Abb. 22 und Abb. 23).

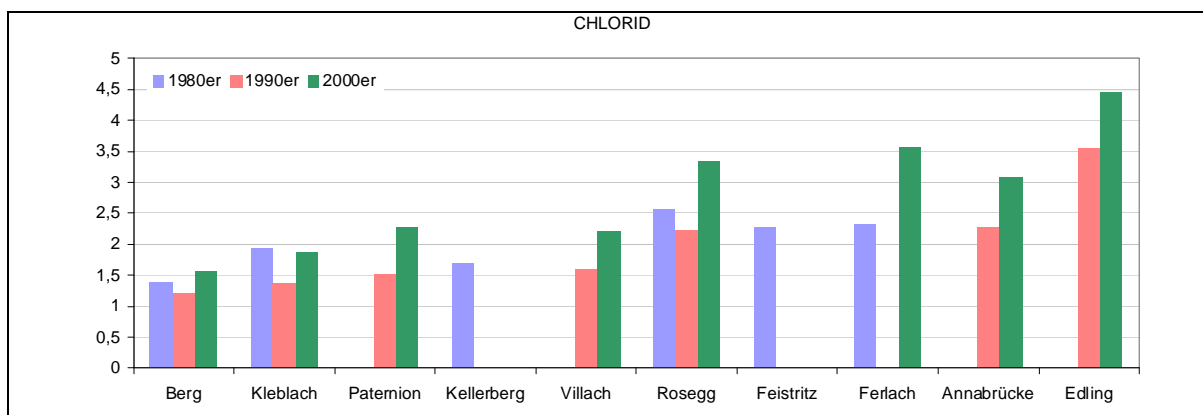


Abb. 22: Konzentrationen des Parameters „Chlorid“ [mg/l].

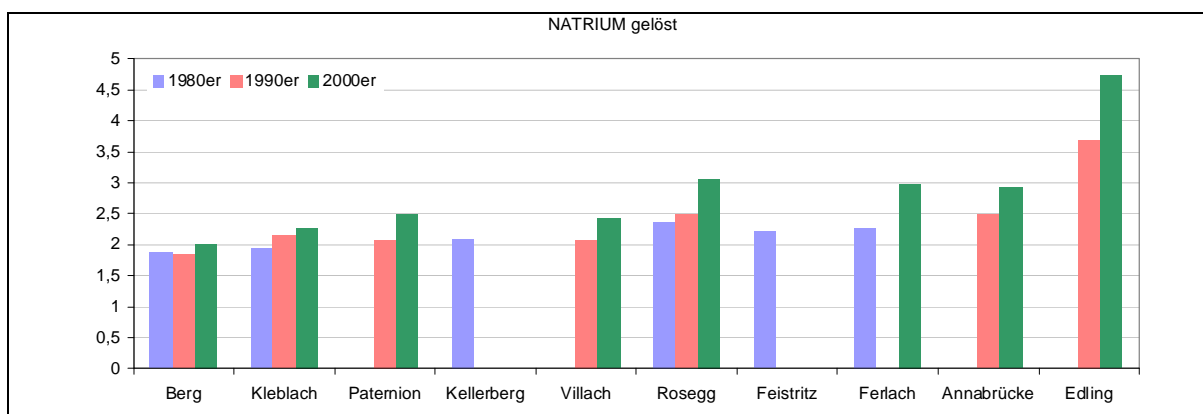


Abb. 23: Konzentrationen des Parameters „Natrium gelöst“ [mg/l].

### 6.3.2.4 Abfiltrierbare Stoffe

Bei den abfiltrierbaren Stoffen zeigt sich an den beiden Messstellen in der freien Fließstrecke ein kontinuierlicher Anstieg über die Zeit. In den Stauhaltungen ist die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen zumeist rückläufig oder gleichbleibend. Entlang der Staukette zeigt sich in Fließrichtung eine deutliche Abnahme (Abb. 24).

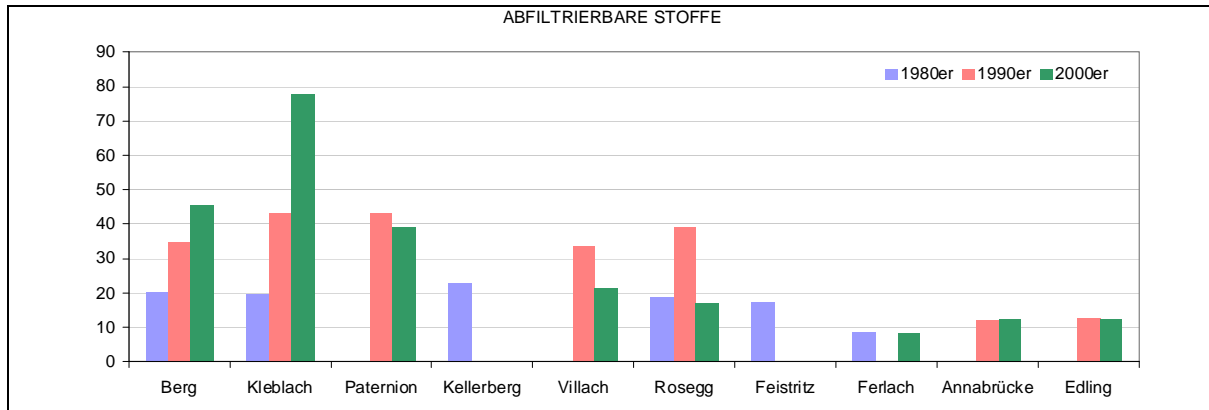


Abb. 24: Konzentrationen des Parameters „Abfiltrierbare Stoffe“ [mg/l].

### 6.3.2.5 Schwermetalle – Blei, Cadmium, Chrom

Bei den Schwermetallen zeigt sich an allen Messstellen ein deutlicher Rückgang. Während in den 1980er Jahren die Blei- und Cadmium-Belastung ab Rosegg noch relativ hoch war, ist seit der Stilllegung bzw. Produktionsumstellung der BBU ein deutlicher Rückgang zu beobachten. Beim Parameter Chrom kommt es ebenfalls zu einer Konzentrationsabnahme, allerdings war in den 80er Jahren die Bestimmungsgrenze sehr hoch, sodass ein Vergleich nicht möglich ist (Abb. 25, Abb. 26 und Abb. 27).

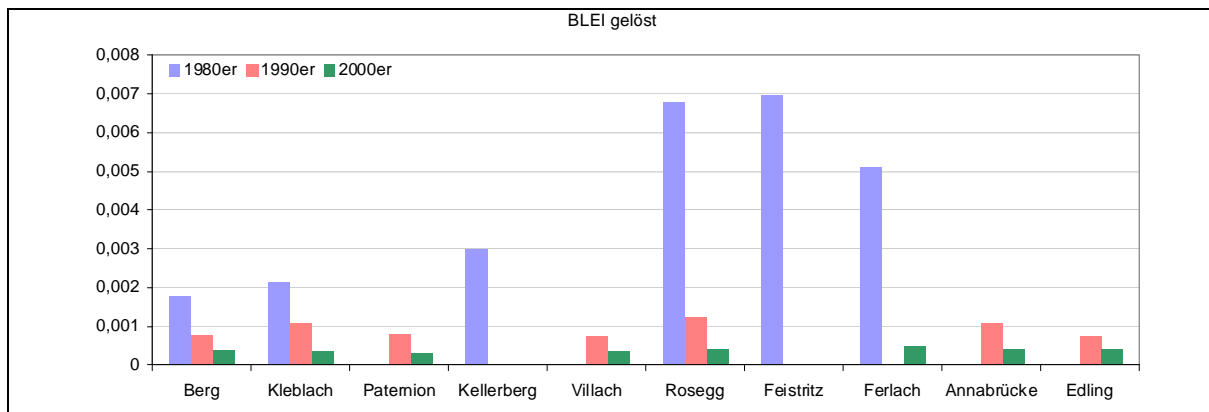


Abb. 25: Konzentrationen des Parameters „Blei gelöst“ [mg/l].

STAURAU ANNABRÜCKE

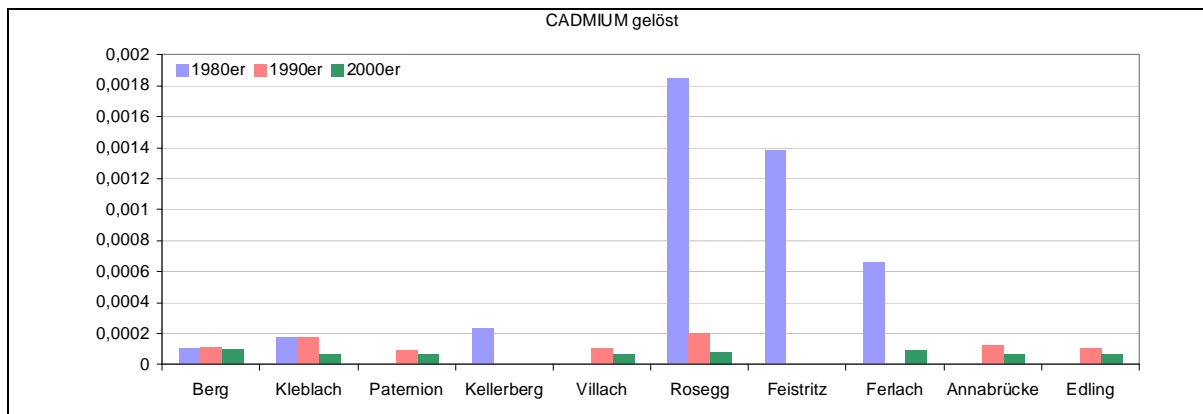


Abb. 26: Konzentrationen des Parameters „Cadmium gelöst“ [mg/l].

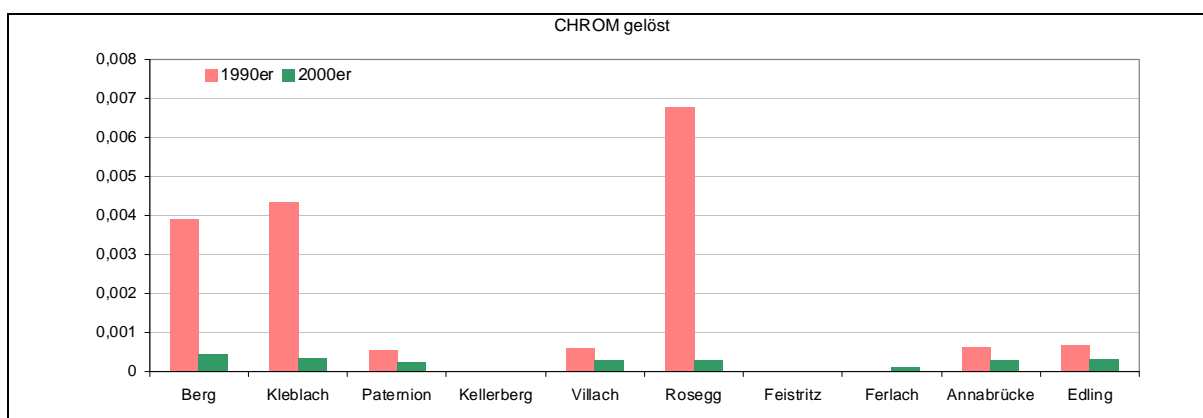


Abb. 27: Konzentrationen des Parameters „Chrom gelöst“ [mg/l].

## 6.4 Zusammenfassung

- Die Analyse der Wasserproben der beiden Messstellen KW Ferlach und Unterwasser KW Annabrücke zeigt für die einzelnen Parameter sehr ähnliche Konzentrationen. Der Stauraum dient weder als Nährstofffalle, noch finden darin größere Umsetzungen statt.
- Weder die im „LEITFADEN ZUR TYPESPEZIFISCHEN BEWERTUNG DER ALLGEMEINEN PHYSIKALISCH-CHEMISCHEN PARAMETER IN FLIEßGEWÄSSERN GEMÄß WRRL – Endfassung“ (DEUTSCH et al.; 2008) vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen noch jene gemäß „QUALITÄTSZIELVERORDNUNG CHEMIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER (96. VERORDNUNG 2006 UND 267. VERORDNUNG 2007)“ werden verfehlt.
- Die drei betrachteten Nährstoffparameter BSB<sub>5</sub>, TOC und Gesamtphosphor zeigen im zeitlichen Verlauf zumeist deutliche Abnahmen. Ursache dafür ist sicherlich der sukzessive Ausbau der Kanalisation und die Anpassung bestehender Kläranlagen an den Stand der Technik sowie die Stilllegung von Industriestandorten. Insgesamt kann als Folge des verringerten Nährstoffeintrages von einer geringen Primärproduktion ausgegangen werden.
- Zwischen den beiden Messstellen im Oberwasser des KW Annabrücke und in dessen Unterwasser sind keine auffälligen Konzentrationsunterschiede zu erkennen.
- Mit der Stilllegung der Zellstoffwerke St. Magdalen und Obir verringerte sich die Konzentration der Nährstoffparameter unterhalb des KW Villach deutlich. Die Einstellung des Betriebes der Bleiberger Bergwerksunion (BBU) in Arnoldstein im Jahr 1993 führte zu einem massiven Rückgang der Schwermetallbelastung.

## 7 Gewässerboden, Ufer und Makrophyten

### 7.1 Gewässerboden/Substrat

Im Gegensatz zum ursprünglichen Verlauf der Drau wurden die Uferlänge, Habitatsvielfalt und Sedimentzusammensetzung durch die Errichtung der Stauhaltung logischerweise verringert. Abb. 28 zeigt die Fläche des Stauraumes vor dem Hintergrund der ursprünglichen Situation.



Abb. 28: Ursprünglicher Verlauf der Drau zwischen Ferlach und Annabrunn und aktuelle Situation (hellblau) des Stauraumes.

Die Zusammensetzung des Sediments im Stauraum wurde aufgrund von Betauchungen und der makrozoobenthischen Probenahmen festgestellt.

Im obersten Bereich lassen sich Steine und gröberer Schotter ausmachen, die besonders im Bereich der beiden Hauptzubringer, dem Waidischbach und Loiblbach, gut zu fotografieren sind (Abb. 29). Das feinere Material ist zum Teil festliegend, zum Teil aber auch locker und als Laichsubstrat für Kieslaicher geeignet.



Abb. 29: Sedimente im Bereich der Stauwurzel.



Weiter nach unten bis etwas unterhalb von Glainach bleibt diese Situation relativ konstant (Abb. 30). Zwischen den größeren Steinen treten aber bereits Stellen mit feinem Ton auf.

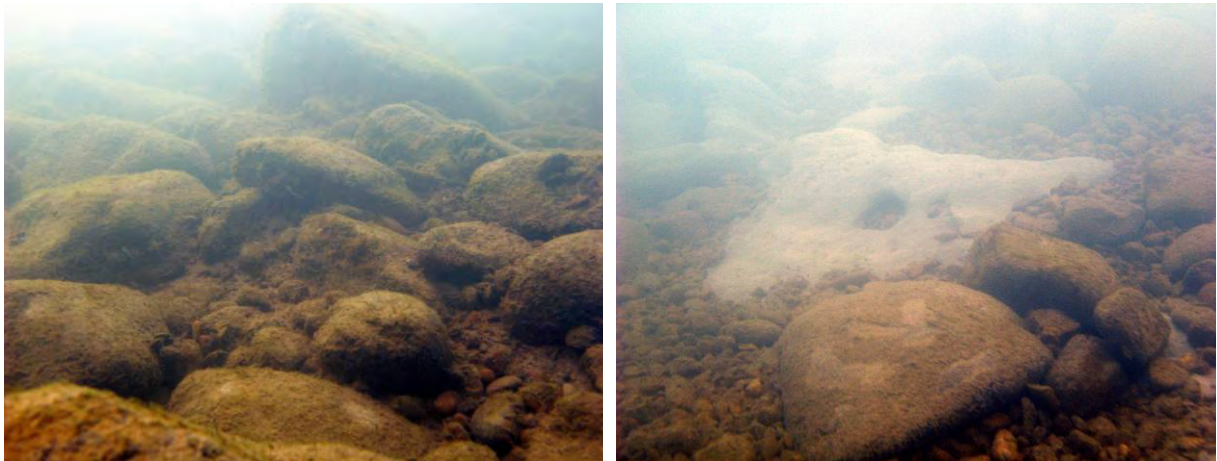
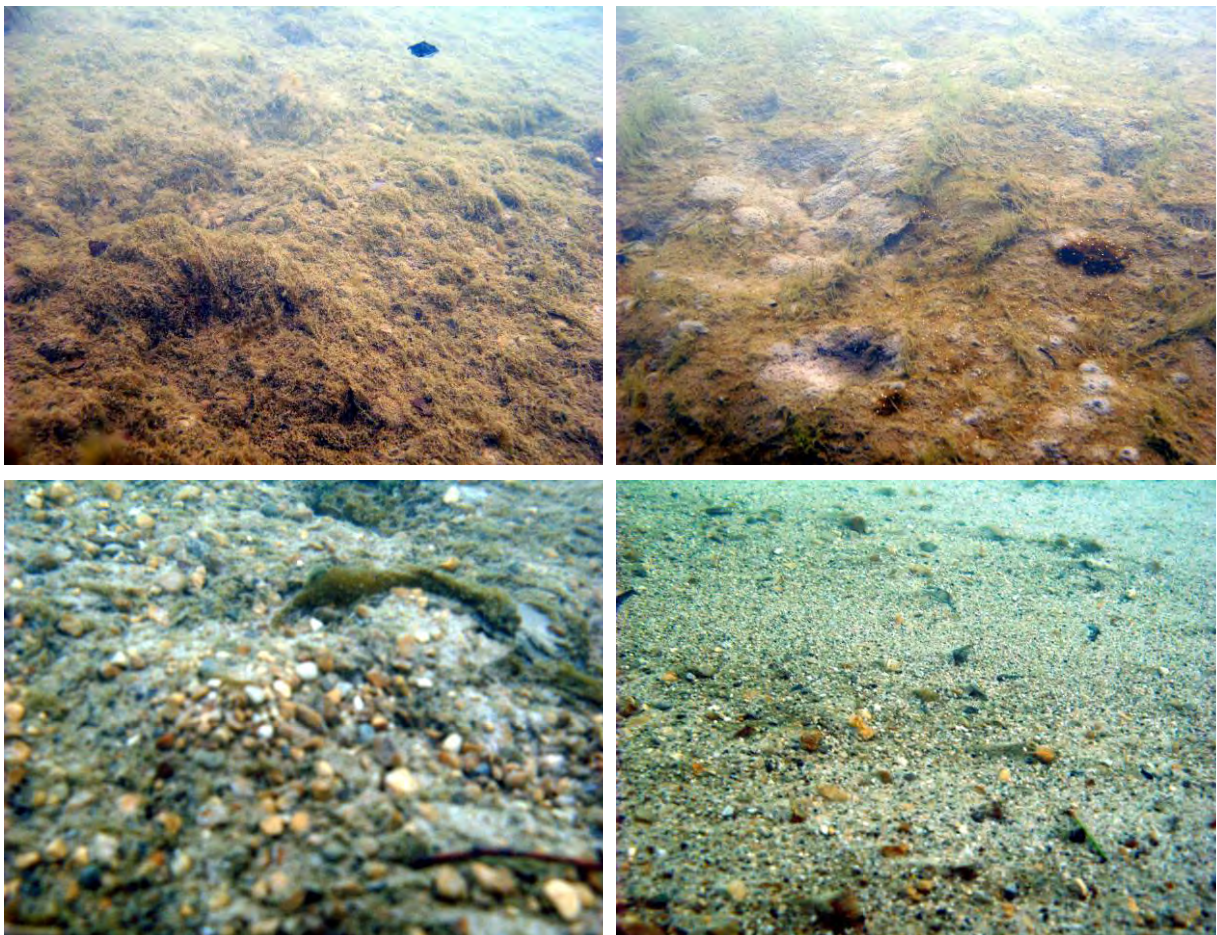


Abb. 30: Sedimente im Bereich von Glainach.

Unterhalb der Guntschacher Au ist die Situation relativ divers. Während mittig feinschottrige und grobsandige Bereiche vorherrschen, ist links- und rechtsseits bereits ein hoher Feinsedimentanteil gegeben (Abb. 31)





## STAURAUM ANNABRÜCKE

---

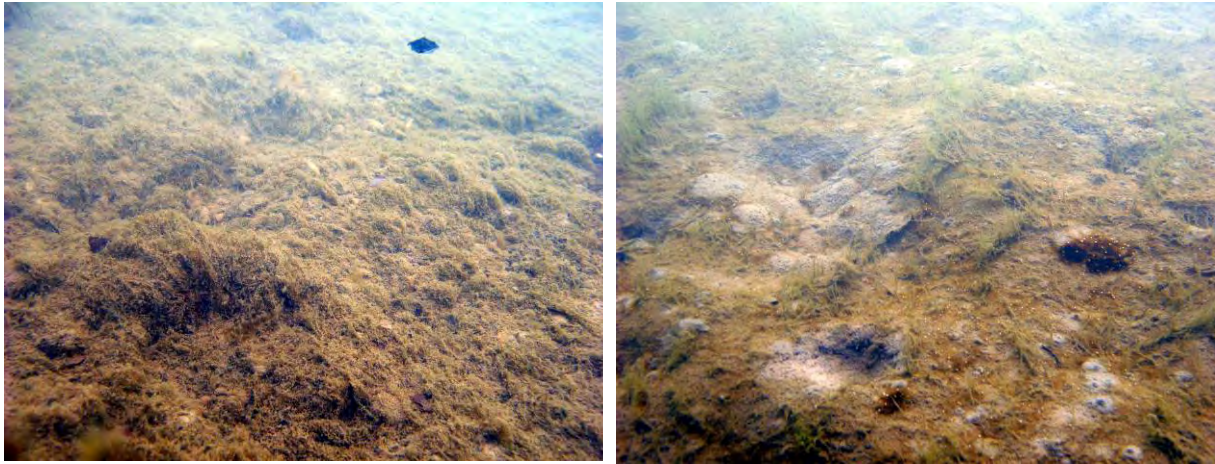


Abb. 31. Sedimente im Bereich uh. der Guntschacher Au.

Im weiteren Verlauf liegt am Gewässerboden sehr homogenes Feinmaterial (Pelal) vor, seitlich ist an einzelnen Punkten mit ins Wasser hängendes bzw. dort liegendes Totholz eine Strukturierung gegeben (Abb. 32).



Abb. 32: Habitate des mittleren bis unteren Teil des Stauraumes.

Wie bei den Benthos-Beprobungen festgestellt wurde, liegt im Mittelteil der Stauhaltung ein Bereich in Flussmitte, der offensichtlich periodisch zwischen Schlamm und freigespülter steiniger Sohle wechselt (Abb. 33).

Somit ergibt sich als größter Substratanteil mit weit über drei Viertel Anteil das Pelal, gefolgt weit abgeschlagen vom Lithal in der Stauwurzel und dem restlichen Anteil, als „Ufer“ bezeichnet inkl. der Guntschacher Au.

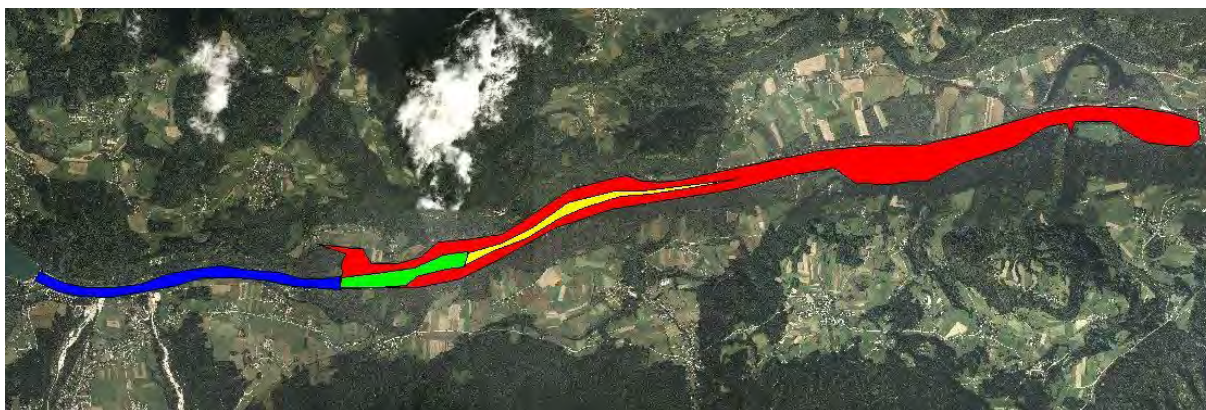


Abb. 33: Überblick über die relevanten Boden-Habitate im Stauraum Annabrücke. Blau: steinig-grobschottrig, grün: feinschottrig-sandig, rot: Schlamm, gelb: periodischer Wechsel. Die Uferlinie inkl. Guntschacher Au stellt ein eigenes Habitat dar.

Die großen relevanten Habitate lassen sich folglich grob in vier Kategorien aufteilen: Steinig-grobschottriges Substrat in der Stauwurzel, feinschottrig bis sandig im Bereich der Drau Höhe Guntschacher Au, schlammiges Substrat im Profundal über den größten Teil des Staues sowie als eigenes wichtiges Habitat die Uferbereiche inkl. Guntschacher Au.

## 7.2 Uferstruktur und Makrophyten

Die Uferhabitate setzen sich grob zusammen gefasst aus 53 % Naturufer, 39,5 % Blockwurf und 7,5 % Sonderstrukturen (Marina, Au, Mündungen) zusammen. Eine genauere Unterscheidung des Habitats wurde aufgenommen und ist Tab. 11 zu entnehmen. Die groben Habitate sind in Abb. 34 eingezeichnet.

Tab. 11: Uferhabitate mit Anteil (%) und genauer Habitats-Beschreibung.

Typen	Anteil in %	genaue Beschreibung
Typ III	30,83	BW mäßig verlandet
Typ IV	7,50	BW nicht verlandet
Typ VI	1,25	BW kaum erkennbar
Typ X	4,17	Naturufer flach abfallend
Typ XI	45,00	Naturufer steil abfallend
Typ XII	7,50	Sonderstrukturen (Au, Bachmündungen, Marina)
Typ XIII	3,75	Schilfgürtel

BW = Blockwurf

X + XI+ XIII = sonstiges Naturufer

XII aufgeteilt in: Zubringereinmündungen, Altarm (Au), Sonstiger technischer Bereich (Marina)



## STAURAUM ANNABRÜCKE

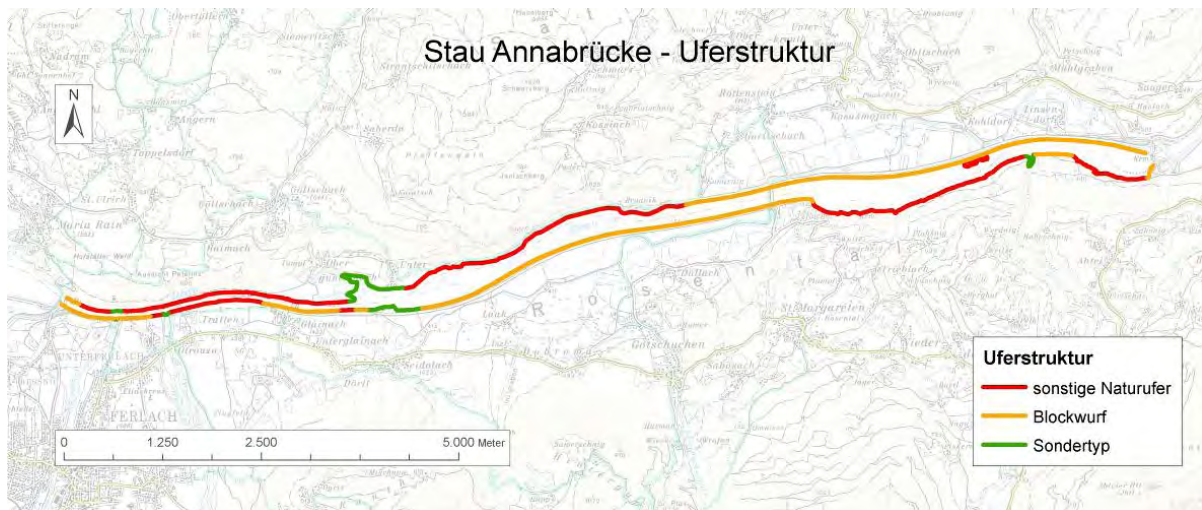


Abb. 34: Uferstrukturen grob (Quelle: © KAGIS).

## 7.2.1 Methodik der Makrophytenerhebung

Die Beprobung wurde nicht exakt nach der Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt, sondern in Hinblick auf quantitative Aussagenschätzungen adaptiert. Es wurde vermehrt darauf Wert gelegt Verortung und Pflanzenmenge zu erfassen.

Die Ufer wurden beidseitig mit einem Boot von der Stauwurzel bis zur Staumauer befahren. Die sichtbaren Makrophyten wurden bestimmt und die Pflanzenmengen (PM) nach KÖHLER (1978) (Tab. 12) geschätzt und verortet. Zusätzlich zu den Sichtungen wurden Flächen punktuell mit einem Rechen, dessen Stiel ausziehbar ist, bis zu einer Tiefe von ungefähr 4 m beprobt (Abb. 35). Dabei wurden die vorgefundenen Makrophyten bestimmt und ihre Pflanzenmenge auf die beprobte Fläche bezogen geschätzt.

Tab. 12: Schätzskala für die Pflanzenmenge (PM).

Schätzstufe (PMI)	Verbale Beschreibung ÖNORM	Erklärungen (entsprechend CB-GIG - Interkalibrierung)
1	sehr selten, vereinzelt	nur Einzelpflanzen, bis zu 5 Einzelexemplare
2	selten	ca. 6 bis 10 Einzelpflanzen, locker verteilt über die Untersuchungsstrecke oder bis zu 5 einzelne Pflanzenbestände
3	verbreitet	nicht zu übersehen, aber nicht häufig; "ist zu finden, ohne danach zu suchen"
4	häufig	häufig, aber nicht in Massen; unvollständige Deckung mit großen Lücken
5	sehr häufig, massenhaft	dominant, mehr oder weniger überall; deutlich mehr als 50 % Deckung

Zur Vereinfachung der Ergebnisdarstellung und Aufnahme wurde der Stau in 3 Abschnitte unterteilt:

Abschnitt I: Staumauer KW Ferlach bis Profil 29 (Guntschacher Au)

Abschnitt II: Guntschacher Au bis Rottensteiner Brücke

Abschnitt III: Rottensteiner Brücke bis Staumauer KW Annabrücke

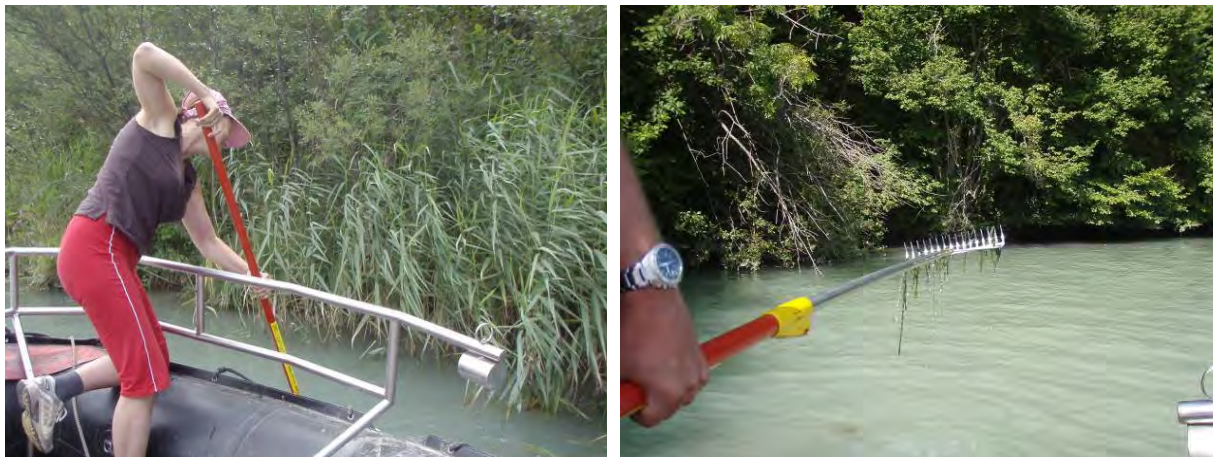


Abb. 35: Pflanzenerhebung mit Rechen.

## 7.2.2 Ergebnisse

### 7.2.2.1 Abschnitt I: Staumauer KW Ferlach bis Profil 29 (Beginn Guntschacher Au)

In der Flussmitte ist die Fließgeschwindigkeit zum Zeitpunkt der Probenahme sehr hoch. Es war aufgrund dieser hohen Strömungsgeschwindigkeit keine Beprobung möglich, es ist aber davon auszugehen, dass hier keine für die Fische relevanten Wasserpflanzen wachsen.

Direkt unterhalb der Staumauer sind beide Uferseiten mit Blockwurf befestigt, es wurden im Blockwurfbereich keine submersen Makrophyten nachgewiesen.

Beide Uferseiten werden hauptsächlich neben Weiden und Erlen durch Röhricht und Seggen bewachsen, vor allem in den strömungsberuhigten Buchten:

Schilf (*Phalaris arundinacea* PM 5), Seggen (wahrscheinlich *Carex flava* und *Carex rostrata od. vesicaria*, PM 5), Breitblättriger Rohrkolben (*Thypha latifolia*, PM 3) und vereinzelt Wasserschwertlilie (*Iris pseudacorus*, PM 1-2).

Ausschließlich in den strömungsberuhigten Buchten konnten Einzelfunde von untergetauchten Makrophytenarten nachgewiesen werden (Tab. 13, Tab. 14 und Tab. 15):

Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) (PM 1)

Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) (PM 1)

#### 7.2.2.1.1 Linkes Ufer

Die linke Uferlinie ist hauptsächlich natürlich und steil abfallend (Strukturtyp X), aber teilweise unterbrochen von flachen, strömungsberuhigten Buchten (Abb. 36). In diesen Buchten, die oft mit lockerem und schlammigem Sediment ausgestaltet sind, wurden punktuell auch untergetauchte Makrophyten gefunden. Vom Ufer aus ragen einige Seggen ins Wasser und bilden dort Horste (Tab. 13).

Im Bereich von Profil 31 und 32 befindet sich ein ausgedehnter Röhrichtgürtel (Schilf und Rohrkolben) (Strukturtyp XIII).

## STAURAUM ANNABRÜCKE

Im Bereich von Profil 30 ist das Naturufer flacher abfallend (Strukturtyp X) mit einer größeren Verlandungszone aus einem Röhricht / Seggengürtel.

Bereich ab Hafen Glainach bis Profil 29 (Beginn Guntschacher Au):

Dieser Abschnitt ist geprägt durch ein steil abfallendes Naturufer mit kleinen flacheren Buchten. Diese sind stark mit Seggen bewachsen. Untergetauchte Makrophyten konnten nicht nachgewiesen werden.

Tab. 13: Artenliste und Pflanzenmenge (PM) in den Buchten des linken Ufers (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt), im Abschnitt I

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Carex flava</i>	Gelbe Segge	5
<i>Carex sp.</i>	Segge	5
<i>Centaureum sp.</i>	Flockenblume	2
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel	1
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpfkatzdistel	2-3
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß	3
<i>Iris pseudacorus</i>	Wasser-Schwertlilie	1-2
<i>Juncus sp.</i>	Binse	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich	1
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	3-4
<i>Mentha aquatica</i>	Wasserminze	2
<i>Mentha longifolia</i>	Rossminze	3-4
<i>Myosotis palustris</i>	Sumpf- Vergißmeinnicht	1
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	5
<i>Thypha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	3
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	1
<b><i>Potamogeton pusillus</i></b>	Kleines Laichkraut	1
<b><i>Potamogeton perfoliatus</i></b>	Durchwachsenblättriges Laichkraut	1
<b><i>Bryophyta</i></b>	Wassermoose	1





Wehr Annabrücke: Blockwurf beidseitig: kein Makrophytenbewuchs.



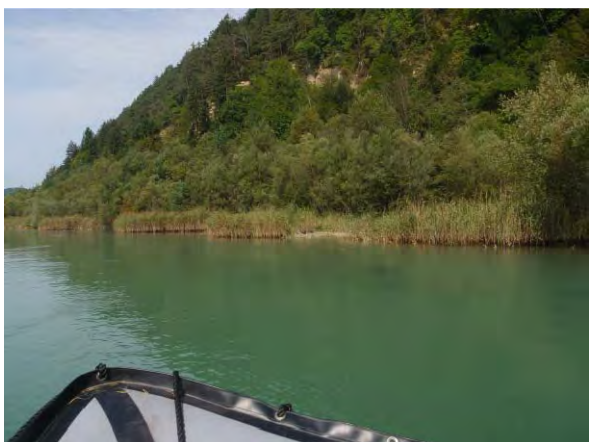
Überblicksfoto vom Bereich flussauf Hafen Glainach mit Blickrichtung Glainach: im Hintergrund steil abfallendes Ufer mit wenig Seggen und Röhricht, im Vordergrund Bucht mit dichtem Schilfbewuchs.



Strömungsberuhigte kleine Bucht mit hohem Seggenanteil: typisch Buchtausprägung für den Bereich zwischen Hafen Glainach und Wehr Annabrücke im ansonsten steil abfallendem Strukturtyp.



Bereich flussauf Hafen Glainach: große Buchtausprägung mit Schilf und Rohrkolben.



Bereich Profil 31-32: Röhrichtgürtel.



Flachwasserbereich bei Profil 30 mit Roßminze im Vordergrund.



typische Uferausbildung zwischen Profil 29 (flussauf Gunt-schacher Au) und Hafen Glainach: steil abfallendes Ufer.



Bereich zwischen Profil 29 und Hafen Glainach: Bucht mit Seggenbewuchs.

Abb. 36: Linkes Ufer, Staumauer Ferlach bis Profil 29.

#### 7.2.2.1.2 Rechtes Ufer

Auf dieser Uferseite befinden sich insgesamt im Vergleich zur linken Seite weniger Buchten (Abb. 37), der Röhricht- und Seggenbewuchs ist daher insgesamt geringer. Untergetauchte Wasserpflanzen kommen ebenfalls nur punktuell und vereinzelt vor (Tab. 14 und Tab.15).

Die rechte Uferseite ist ab dem Wehr bis ca. Profil 32 mit Blockwurf (Strukturtyp IV) gesichert: Hier sind vor allem überhängende Vegetation, wenig Röhricht und Seggen außer in Strömungsberuhigten Buchten zu finden.

Von Profil 31 bis ca. 32 befindet sich ein Schilfgürtel.

Anschließend erstreckt sich ein steil abfallendes Naturufer (Strukturtyp X) mit überhängender Vegetation bis zum Hafen Glainach.

Hafen Glainach bis Profil 29: Dieser Bereich ist gekennzeichnet durch ein monotones Ufer (überwach-sener Blockwurf) mit recht hoher Fließgeschwindigkeit (0,7 m/s). Es besteht eine ausgeprägte Strauch- und Baumschicht mit überhängender Vegetation. Röhricht und Seggen sind eher selten anzutreffen. Nur vereinzelt konnten submerse Makrophytenarten und Wassermoose angetroffen werden.

Tab. 14: Artenliste und Pflanzenmenge (PM) für die Buchtbereiche von Wehr Ferlach bis Hafen Glainach, rechtes Ufer (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt), im Abschnitt I.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	5
<i>Carex flava</i>	Gelbe Segge	5
<i>Carex sp.</i>	Segge	5
<i>Thypha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	3
<i>Iris pseudacorus</i>	Wasser-Schwertlilie	1-2
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	3-4
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß	3
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich	1
<i>Mentha longifolia</i>	Roßminze	3-4
<i>Mentha aquatica</i>	Wasserminze	2
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	1
<i>Petasites hybridus</i>	Gewöhnliche Pestwurz	1
<b><i>Ranunculus aquatilis</i></b>	Wasser- Hahnenfuß	1
<b><i>Potamogeton pusillus</i></b>	Kleines Laichkraut	1
<b><i>Bryophyta</i></b>	Wassermoose	1

Tab. 15: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Bereich zwischen Hafen Glainach und Profil 29 (oberhalb Hafen Seidolach), rechtes Ufer (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt), Abschnitt I.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Cyperaceae</i>	Seggen	2
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	2
<i>Thypha latifolia</i>	Rohrkolben	1
<b><i>Bryophyta</i></b>	Wassermoose	1
<b><i>Myriophyllum heterofolium</i></b>	Verschiedenblättriges Tausendblatt	1
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	1
<b><i>Ranunculus aquatilis</i></b>	Wasserhanenfuß	1



## STAURAUM ANNABRÜCKE



Überblicksfoto vom rechten Ufer mit Blickrichtung zum Wehr Annabrücke: überhängende Vegetation im Hintergrund, im Vordergrund flache Bucht mit Schilfbewuchs.



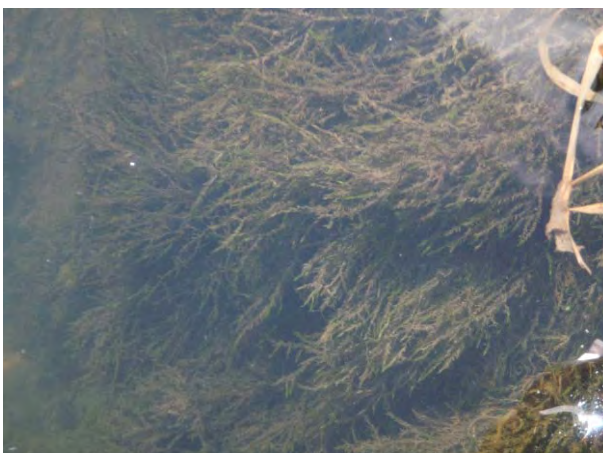
Überblicksfoto vom rechten Ufer mit Blickrichtung Glainach im Blockwurfbereich (Strukturtyp IV) unterhalb Wehr Annabrücke.



Naturuferbereich mit Bucht mit Schilf- und Seggenbewuchs (Strukturtyp XI), flussauf Hafen Glainach.



Typische kleine Buchtausprägung mit stärkerer Strömung, ohne Röhricht, aber hoher Anteil an Blutweiderich (Naturuferbereich), flussauf Hafen Glainach).



Moosbewuchs bei Bachmündung Loibl.



Flussab Hafen Glainach: überwachsener Blockwurf mit überhängender Vegetation, kaum Röhricht, Seggen und untergetauchte Wasserpflanzen.

Abb. 37: Rechtes Ufer, Wehr Ferlach bis Profil 29.

## 7.2.2.2 Abschnitt II: Aufweitungsbereich ab Profil 29 (Flachwasserbereich Guntschach) bis Rottensteiner Brücke

### 7.2.2.2.1 Rechtes Ufer

#### Rechtes Ufer gegenüber Guntschacher Au: Buchtbereich vor Marina Seidolach

In diesem Bereich war die Strömung gering, die Uferkante war stark von Seggen bewachsen, Schilf kam nur vereinzelt vor (Abb. 38). Ab einer Wassertiefe von ca. 1,5 m wurde *Elodea canadensis* nachgewiesen und ab ca. 1,5 m Tiefe *Myriophyllum spicatum*. Hier kann davon ausgegangen werden, dass ein Bewuchsstreifen mit *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* in einer Tiefe von 1,5 bis ca. 3 m entlang des Ufers ausgebildet war. Zusätzlich konnte punktuell *Ranunculus aquatilis* und *Potamogeton pusillus* vorgefunden werden (Tab. 16).

In der Marina wurden keine submersen Makrophyten nachgewiesen, am Ufertrand befanden sich allerdings bis zu 1 m breite Seggenbestände.



Bucht vor Marina Seidolach.



*Myriophyllum spicatum*.



Marina Seidolach.



Marina Seidolach.





*Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum*.

Abb. 38: Buchtbereich vor Marina Seidolach und Bereich Marina Seidolach, rechtes Ufer.

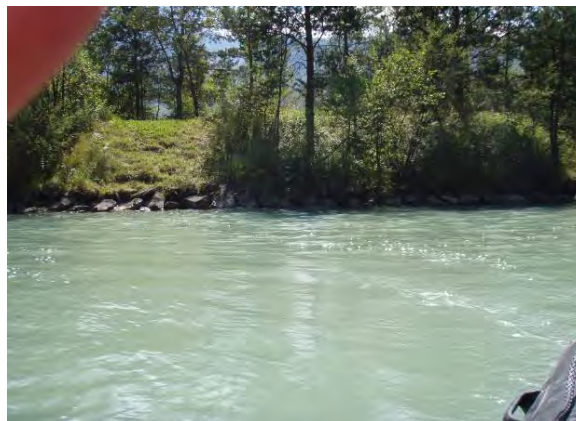
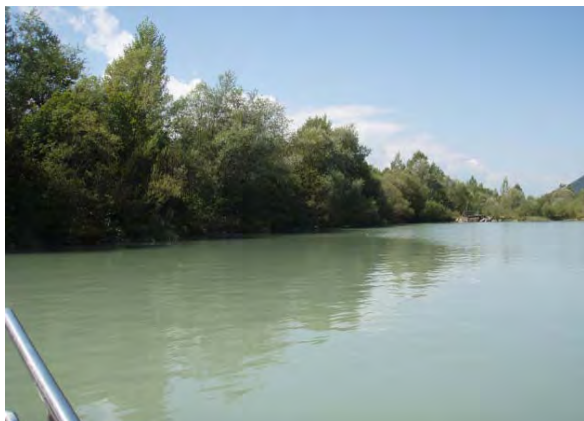
Tab. 16: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Buchtbereich vor Marina Seidolach, (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt), rechtes Ufer.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Cyperaceae</i>	Seggen	5
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	1
<b><i>Bryophyta</i></b>	Wassermoose	2
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	3
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	5
<b><i>Potamogeton densus (Groenlandia densa)</i></b>	Dichtes Fischlaichkraut	1
<b><i>Ranunculus aquatilis</i></b>	Wasserhanenfuß	1

#### Rechtes Ufer, unterhalb Marina Seidolach bis Engstelle (Profil 24)

Das Ufer ist eher flach mit Blocksteinen (Strukturtyp III\*, mit davor gelagerter Asphaltmauer) befestigt und mit Bäumen und Sträuchern dicht verwachsen (Abb. 39). Dazwischen sind immer wieder Seggenbereiche anzutreffen. Die Fließgeschwindigkeit ist hier gering mit ca. 0,2 m / sec.

Ab einer Tiefe von ca. 1,5 m bis ca. 3 m konnte auch hier ein Bewuchsstreifen mit *Myriophyllum spicatum* und *Elodea canadensis* vergesellschaftet mit Einzelfunden von *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pusillus* und *Potamogeton densus* festgestellt werden.



Typische Uferausprägung mit überhängender Vegetation.

Abb. 39: Rechtes Ufer, Bereich flussauf Profil 24.

Tab. 17: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt), am rechtes Ufer, Bereich flussauf Profil 24.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Carex ssp.</i>	Seggen	5
<b><i>Bryophyta</i></b>	WasserWassermoose	1
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	4
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	5
<b><i>Potamogeton pusillus</i></b>	Kleines Laichkraut	1
<b><i>Potamogeton crispus</i></b>	Krauses Laichkraut	1
<b><i>Potamogeton densus</i></b>	Dichtes Fischkraut	1

#### Rechtes Ufer, unterhalb Bucht Profil 24 bis ca. 50 m unterhalb Rottensteiner Brücke (Profil 14)

Dieser Bereich ist gekennzeichnet durch steile Ufer, die mit Blocksteinen befestigt und mit Bäumen und Sträuchern teilweise dicht und überhängend bewachsen sind (Abb. 40).

Die Röhrichtzone fehlt völlig, auch untergetauchte Wasserpflanzen konnten nicht nachgewiesen werden.



Ufer mit Blocksteinbefestigung.

Abb. 40: Rechtes Ufer, Bereich Profil 24 bis 14.

### 7.2.2.2 Linkes Ufer

#### Guntschacher Au

Die Au gliedert sich in einen südlichen und nördlichen Teil großteils getrennt durch eine Landzunge. Die Ufer sind durch stark überhängende Vegetation geprägt davor befinden sich stellenweise ausgedehnte Schilf- und Seggenbereiche. Im ganzen Auegebiet gibt es kleine Schilf- und Seggeninseln und Totholzteile (Abb. 41).

Der südliche, dem Hauptfluss zugewandte Teil ist weniger stark mit untergetauchten Makrophyten bewachsen *Myriophyllum spicatum* (PM 3) und vereinzelt *Elodea canadensis* (PM 1).

Der nordwestliche Teil der Au ist großteils flächendeckend dicht mit *Myriophyllum spicatum* (PM 5) verwachsen (Tab. 18).



Uferausschnitt mit Totholz und Schilf- und Seggeninseln, nordöstlicher Teil der Au.



Dichter Makrophytenbewuchs und Totholz, nordwestlicher Teil der Au.



Furt im südlichen Teil der Au mit Blick Richtung Westen.



Südlicher Teil der Au mit Blick Richtung Osten.

Abb. 41: Guntschacher Au.



Tab. 18: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Guntschacher Au, nördlicher und südlicher Teil Arm der Au (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM südl. Arm	PM nördl. Arm
<i>Carex ssp.</i>	Seggen	4	5
<b><i>Bryophyta</i></b>	Wassermoose	1	
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	1	1
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	3	5
<b><i>Phragmites australis</i></b>	Schilf	4	5

### Flussmitte zugewandter Uferbereich der Au (Au-Außenseite)

Dieser Bereich ist ebenfalls flach abfallend und stark mit Schilf und Seggen bewachsen. Untergetaucht konnte *Myriophyllum spicatum* nachgewiesen werden (Tab. 19, Abb. 42).



Au-Außenseite Seggenbewuchs.



Au-Außenseite Schilf- und Seggenbewuchs.

Abb. 42: linkes Ufer, Bereich Guntschacher Au (Au-Außenseite).

Tab. 19: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), linkes Ufer Guntschacher Au Außenseite (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Carex ssp.</i>	Seggen	4
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	4
<i>Iris pseudacorus</i>	Wasserschwertlilie	1
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	2

### Linkes Ufer, flussab Guntschacher Au bis Profil 24

Das Ufer ist hier wieder flacher und stellenweise wurde ein starker Bewuchs mit *Elodea canadensis* (PM 5) und *Myriophyllum spicatum* (PM 4) festgestellt. In der Flussmitte befinden sich viele kleine Röhricht- und Seggeninseln. Bei einigen Inseln war das davorgelagerte Substrat sandig bis schlammig. Hier wurde *Myriophyllum spicatum* nachgewiesen. Bei Inseln, die im Strömungsbereich liegen, ist

## STAURAUM ANNABRÜCKE

das umgebende Substrat kiesig und es konnten keine untergetauchten Wasserpflanzen festgestellt werden (Abb. 43, Tab. 20).

Tab. 20: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), linkes Ufer, Bereich flussab Guntschacher Au bis Profil 24 (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM - Ufer	PM Inseln
<i>Carex ssp.</i>	Seggen	3	4
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	2	4
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	5	
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	4	2

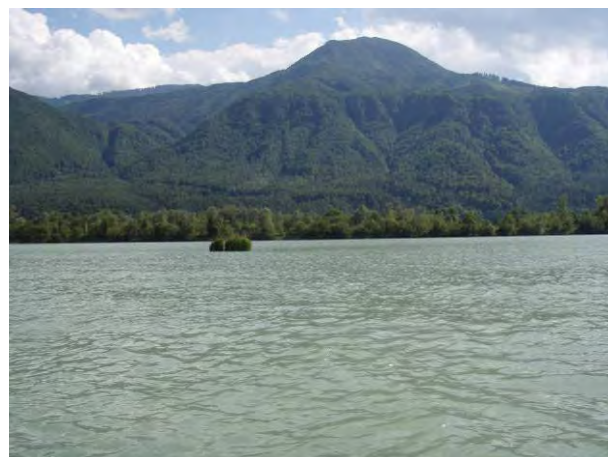
In der flachen Bucht unmittelbar flussab Guntschacher Au bei den Rohrdurchlässen war ein starker Bewuchs mit Schilf (PM 5) und untergetaucht *Elodea canadensis* (PM 5) gegeben.



Flacher abfallendes Naturufer mit Seggenbewuchs.



Flacher abfallendes Naturufer mit Elodeabewuchs.



Röhricht- und Seggeninsel in der Flussmitte.



Röhricht- und Seggeninsel in der Flussmitte.



Bucht flussab Gutschacher Au bei Rohr-durchlass mit Schilfansiedelung und Elodeabewuchs.

Abb. 43: Linkes Ufer, flussab Guntschacher Au bis Profil 24.

### Linkes Ufer, flussab Profil 24 bis Profil 17

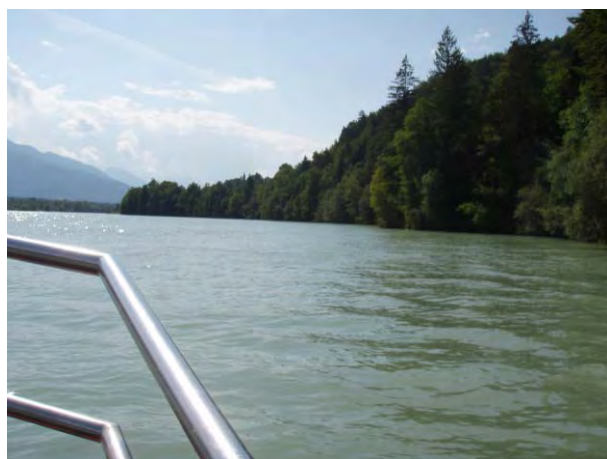
In diesem Bereich ist das Ufer natürlich, steil abfallend mit stark überhängender Vegetation und nur punktuell mit Blockwurf gesichert (Abb. 44).

Im Steiluferbereich konnten keine untergetauchten Makrophyten nachgewiesen werden.

An Stellen, wo das Ufer etwas flacher verläuft waren Seggen angesiedelt, die sich bis zu einer Bewuchsbreite von 2 m ausdehnten. Spärlich wurde punktuell *Elodea canadensis* nachgewiesen (Tab. 21).

Tab. 21: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), linkes Ufer, Bereich Profil 24 bis 17 (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Carex ssp.</i>	Seggen	2
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	2



Steil abfallendes Natuerufer.

Abb. 44: Linkes Ufer, Bereich Profil 24 bis 17.



**Linkes Ufer, ab Profil 17 bis Rottensteiner Brücke:**

Das Ufer ist mit Gebüsch und Bäumen großteils überhängend verwachsen. Vor dem Blockwurf befindet sich eine Asphaltwand (Abb. 45).

Es konnten immer wieder Stellen mit *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* nachgewiesen werden (Tab. 22).

Tab. 22: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Profil 17 bis Rottensteiner Brücke, (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

<b>Wissenschaftlicher Name</b>	<b>Deutscher Name</b>	<b>PM</b>
<i><b>Elodea canadensis</b></i>	Kanadische Wasserpest	3
<i><b>Myriophyllum spicatum</b></i>	Ähriges Tausendblatt	3



Linkes Ufer unterhalb Rottensteiner Brücke.

Abb. 45: Linkes Ufer, Bereich Profil 17 bis Rottensteiner Brücke.

### 7.2.2.3 Abschnitt III: Rottensteiner Brücke bis Staumauer

#### 7.2.2.3.1 Rechtes Ufer

##### Rechtes Ufer, ab ca. 50 unterhalb Rottensteiner Brücke – Aufweitung (Profil 14)

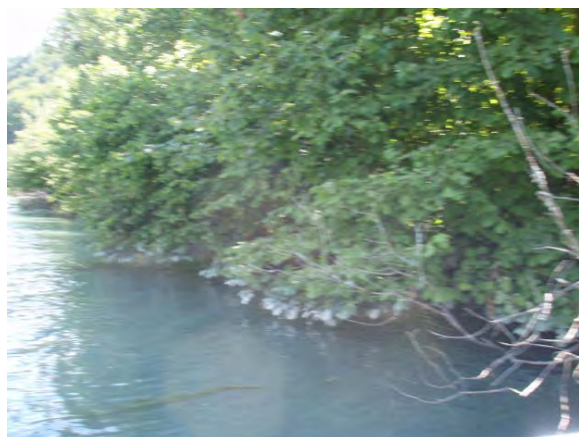
Die Ufer sind ähnlich gestaltet wie oberhalb, allerdings flacher abfallend und stellenweise befand sich kiesiges Substrat. Hier konnte punktuell *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Chara sp.* (Armleuchteralgen) und *Myriophyllum spicatum* und *heterofolium* in einer Tiefe von 1,5 bis 3 m nachgewiesen werden (Tab. 23).

Tab. 23: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), rechtes Ufer, 50 m flussab Rottensteiner Brücke bis Profil 14 (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

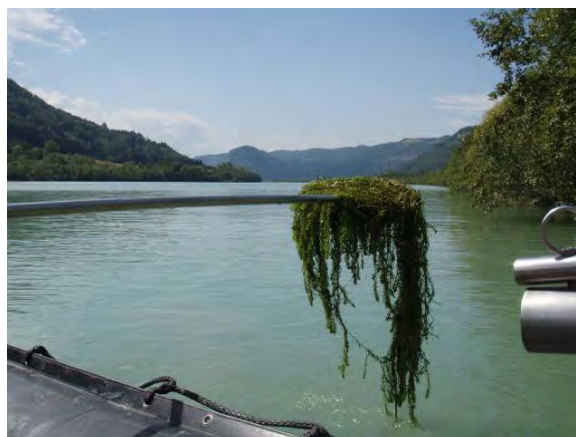
Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<b><i>Chara sp.</i></b>	Armleuchteralge	2
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	4
<b><i>Elodea nuttallii</i></b>	Nuttall-Wasserpest	1
<b><i>Myriophyllum heteropholium</i></b>	Verschiedenblättriges Tausendblatt	1
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	1

##### Rechtes Ufer, ab Aufweitung (Profil 14) bis Freibachmündung (Profil 6)

Kurz nach Beginn der Aufweitung (nahe unterhalb Profil 14) ist das Ufer naturbelassen und steil abfallend. Die Ufervegetation ist mit Bäumen dicht und überhängend verwachsen (Abb. 46). Das Ufersubstrat besteht hauptsächlich aus größeren Steinen mit Kies und Schotter, bedeckt von leichten Feinsedimentauflagerungen und stellenweise Veralgungen. Zum Zeitpunkt der Aufnahme gab es keine Strömung. Eine Röhrlichtzone fehlt völlig. Untergetauchte Makrophyten konnten nur bei der Einmündung des Triebwassers bei der Kraftwerksanlage Kropfitsch nachgewiesen werden. Hier war ein kleineres Areal dicht mit *Elodea canadensis* bewachsen. Unterhalb der Einmündung konnte punktuell *Myriophyllum verticillatum* gefunden werden (Tab. 24).



Naturufer mit stark überhängender Vegetation.



*Elodea canadensis*.

Abb. 46: rechtes Ufer, Bereich Profil 14 bis Bucht bei Freibachmündung.

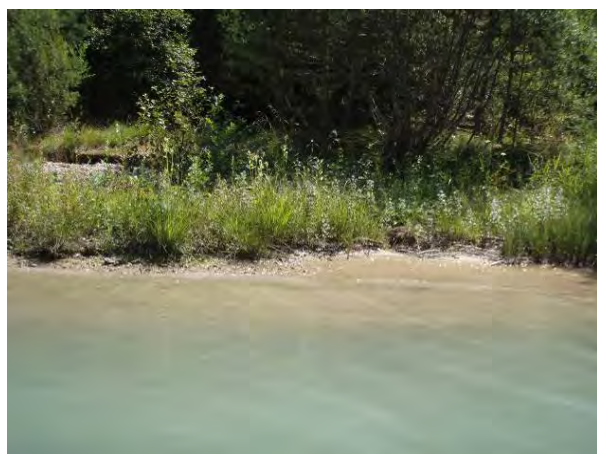


Tab. 24: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), rechtes Ufer, Triebwassereinmündung bei E-Werk Kropfitsch, (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	5
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Quirliges Tausendblatt	1

### Rechtes Ufer, Bucht im Bereich der Freibachmündung (Profil 6)

Im unmittelbaren Mündungsbereich ist das Ufer flach und stark verlandet (Abb. 47). Nur hier im flachen Bereich konnte *Myriophyllum verticillatum* nachgewiesen werden. Ansonsten ist das Ufer der Bucht ungesichert und eher steil abfallend und mit Feinsediment bedeckt. Vereinzelt befanden sich Seggeninseln an der Wasseranschlaglinie, untergetauchte Makrophytenarten wurden im Steiluferbereich nicht nachgewiesen (Tab. 25).



Flachufer in unmittelbarer Nähe der Freibachmündung.



Steilufer in der Bucht der Freibachmündung.

Abb. 47: Rechtes Ufer, Bucht bei Freibachmündung.

Tab. 25: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), rechtes Ufer, Bucht bei Freibachmündung (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Quirliges Tausendblatt	1

### Rechtes Ufer, Bereich unterhalb Bucht Freibachmündung bis ca. 1 km vor Staumauer (Profil 5)

Direkt flussab der Bucht ist das Ufer mit nicht verlandetem Blockwurf gesichert. Bewachsen ist es mit Sträuchern und Bäumen, die nur selten überhängen. Die Röhrichtzone fehlt, untergetauchte Makrophyten konnten ebenfalls keine nachgewiesen werden (Abb. 48).



Blocksteinsicherung ca. 1100 m vor Staumauer, rechtes Ufer.

Abb. 48: Rechtes Ufer Bereich flussab Freibachmündung.

### Rechtes Ufer: Ab (Profil 5) 1 km oh. Staumauer bis Staumauer

Ab Profil 5 (ca. 1 km vor der Staumauer) ist das Ufer ungesichert und abwechselnd bis zur Staumauer zuerst steil dann flach und dann wieder steil abfallend. Der Bereich unmittelbar vor der Staumauer ist wieder mit Blocksteinen gesichert. Direkt davor wurde punktuell *Elodea canadensis* nachgewiesen. Im Flachuferabschnitt befanden sich vereinzelt Seggeninseln (Abb. 49, Tab. 26).



Steil abfallendes Naturufer ca. 300 m vor Staumauer, rechtes Ufer.



Flachufer mit Seggenbewuchs ca. 700 m vor Staumauer, rechtes Ufer.

Abb. 49: Rechtes Ufer flussauf Profil 5.

Tab. 26: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), flussauf Profil 5.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Carex. ssp.</i>	Seggen	1
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	1

### 7.2.2.3.2 Linkes Ufer

#### Linkes Ufer, Staumauer KW Annabrücke bis ca. 300 m vor Inseln (Profil 5)

Von der Staumauer bis ca. 6 km flussauf ist das Ufer gesichert durch Blockwurf mit davor gelagerter Asphalt-/ Betonmauer. Die Uferböschung ist dicht mit Sträuchern und Bäumen mit wenig überhängenden Ästen bewachsen. Es ist hier wahrscheinlich aufgrund der Asphaltmauer keine Röhrichtzone ausgebildet. Ab 1,5 m bis 3 m waren *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* mäßig dicht nachweisbar (Tab. 27, Abb. 50).



Blockwurf mit davor gelagerter Asphaltmauer ca. 100 m nach Staumauer, linkes Ufer.



Blockwurf mit davor gelagerter Asphaltmauer bei Profil 5, linkes Ufer.

Abb. 50: Linkes Ufer Bereich Staumauer KW Edling bis Profil 5.

Tab. 27: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Bereich Staumauer bis Profil 5, (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	2
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	1



### Linkes Ufer, Bereich 300 m flussab Inseln (Profil 5) bis Insel

Das Ufer ist gleich strukturiert wie unterhalb (Abb. 51). Der Makrophytenbewuchs war allerdings stärker. Folgende Unterwasserpflanzen konnten erhoben werden: Kanadische Wasserpest, Ähriges Tausendblatt und Armleuchteralgen (Tab. 28).



Linkes Draufer im Bereich der Insel.

Abb. 51: Linkes Ufer Bereich Inseln.

Tab. 28: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Linkes Draufer im Bereich der Inseln (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<b><i>Chara</i> sp.</b>	Armleuchteralgen	1
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	3
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	3

### Linkes Ufer, Bereich Inseln

Direkt im linken Uferbereich der Drau konnten *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* vereinzelt nachgewiesen werden (Tab. 29).

Die Ufer der Inseln sind unbefestigt und flach, stark verlandet und weisen stellenweise einen breiten Schilf- und Seggengürtel auf. Außerdem wurde *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* in verstärktem Ausmaß nachgewiesen (Tab. 30, Abb. 52).



linkes Ufer der unteren Insel, stark ausgeprägter Schilfbereich. linkes Ufer der oberen Insel.

## STAURAU ANNABRÜCKE



Linkes Draufer und linkes Ufer der Insel.

Abb. 52: Linkes Ufer Bereich Inseln.

Tab. 29: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Linkes Draufer im Bereich der Inseln (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	2
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt	1

Tab. 30: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), rechte Ufer der Inseln (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Cyperaceae</i>	Seggen	4
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	4
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	4
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt	4

### Linkes Ufer, ab Inseln (Profil 8) flussauf bis Profil 14 Rottensteiner Brücke

Das Ufer ist mit Blockwurf gesichert und mit Gebüsch und Bäumen großteils überhängend verwachsen. Vor dem Blockwurf befindet sich eine Asphaltwand (Abb. 53).

Profil 8 bis zur Rottensteiner Brücke / Profil 14: Hier konnten einige Stellen mit *Elodea canadensis* (PM 2) nachgewiesen werden.

Unmittelbar vor der Rottensteiner Brücke wurde auf einem kleineren Areal *Myriophyllum spicatum* und *Elodea canadensis* massig gefunden, sowie im Uferbereich Seggen (Tab. 31).

Tab. 31: Artenliste und Pflanzenmenge (PM), Bereich Rottensteiner Brücke, (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	PM
<i>Cyperaceae</i>	Seggen	3
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	4
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähriges Tausendblatt	4





Linkes Ufer direkt unterhalb Rottensteiner Brücke.

Abb. 53: Linkes Ufer, Bereich Profil 8 bis 14.

### 7.2.3 Diskussion

Die Makrophytenuntersuchung wurde im August 2009 vom Boot aus mit einem Rechen durchgeführt. Aufgrund der schlechten Sicht durch die natürliche Gletschertrübe der Drau beruht die Einschätzung des Pflanzenvorkommens und der Pflanzenmenge (PM) fast ausschließlich auf die Erhebungsmethodik mit dem Rechen, optisch. Ohne weitere Hilfsmittel konnten nur die Wasserpflanzen erhoben werden, die bis an die Oberfläche reichten oder im seichten Uferbereich vorkamen.

Das Untersuchungsgebiet wurde für die Untersuchung in 3 Teile gegliedert. Der 1. Abschnitt reicht von der Staumauer KW Ferlach bis Beginn Guntzacher Au (Profil 29), der Abschnitt II reicht von der Guntzacher Au bis Rottensteiner Brücke und der der Abschnitt III anschließend bis zur Staumauer Annabrücke. Die Fließgeschwindigkeit war im Abschnitt I, Stauwurzelbereich, noch recht hoch, im Abschnitt II bereits gering bist stehend und im Abschnitt III stehend.

#### Abschnitt I

Die Ufer sind hier beidseitig geprägt von strömungsberuhigten Buchten, wobei diese Buchten linksufrig stärker und größer ausgeprägt sind. Diese Buchten sind mit Schilf, Seggen und vielen anderen Uferpflanzen, die nicht direkt im Wasser stehen aber Nässezeiger sind, bewachsen. In den strömungsberuhigten Buchten konnten punktuell geringfügig untergetauchte Wasserpflanzen nachgewiesen werden (Tab. 32).

Die linke Uferlinie ist hauptsächlich natürlich und steil abfallend (Strukturtyp X) aber teilweise unterbrochen von flachen, strömungsberuhigte Buchten mit lockerem und schlammigem Sediment, in denen stellenweise auch untergetauchte Makrophyten gefunden wurden. Es gibt keinen dichten Unterwasserpflanzenbewuchs. In die Buchten ragen vom Ufer aus einige Seggen ins Wasser und bilden dort Horste.

- Im Bereich von Profil 31 und 32 befindet sich ein ausgedehnter Röhrichtgürtel (Schilf und Rohrkolben) (Strukturtyp XIII).
- Im Bereich von Profil 30 ist das Naturufer flacher abfallend (Strukturtyp X) mit einer größeren Verlandungszone mit einem Röhricht / Seggengürtel.
- Bereich ab Hafen Glainach bis Profil 29 (Beginn Guntzacher Au).

Dieser Abschnitt ist geprägt durch ein steil abfallendes Naturufer mit kleinen flachern Buchten. Diese sind stark mit Seggen bewachsen. Untergetauchte Makrophyten kommen nicht vor.

Auf der rechten Uferseite befinden sich insgesamt im Vergleich zur linken Seite weniger Buchten, der Röhricht- und Seggenbewuchs ist daher insgesamt geringer. Untergetauchte Wasserpflanzen kommen ebenfalls nur vereinzelt und punktuell vor.

- Die rechte Uferseite ist ab Wehr bis ca. Profil 32 mit Blockwurf (Strukturtyp IV) gesichert: hier sind vor allem überhängende Vegetation, wenig Röhricht und Seggen außer in strömungsberuhigten Buchten vorhanden.
- danach befindet sich ein Schilfgürtel von Profil 31 bis ca. 32.
- anschließend erstreckt sich ein steil abfallendes Naturufer (Strukturtyp X) mit überhängender Vegetation bis Hafen Glainach.
- Hafen Glainach bis Profil 29: Dieser Bereich ist gekennzeichnet durch ein monotones Ufer (überwachsener Blockwurf) mit recht hoher Fließgeschwindigkeit (0,7 m/s). Es besteht eine ausgeprägte Strauch- und Baumschicht mit überhängender Vegetation. Röhricht und Seggen sind eher selten anzutreffen. Nur vereinzelt konnten untergetauchte Makrophytenarten und Wassermoose angetroffen werden.

Tab. 32: Gesamtartenliste der vorkommenden Wasserpflanzen (untergetauchte Makrophytenarten sind fett gedruckt), die Pflanzenmenge (PM) stellt eine grobe Schätzung dar.

		<b>Ab- schnitt I</b>	<b>Ab- schnitt II</b>	<b>Ab- schnitt III</b>
<b>Wissenschaftlicher Name</b>	<b>Deutscher Name</b>	<b>PM</b>	<b>PM</b>	<b>PM</b>
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	1		
<i>Carex flava</i>	Gelbe Segge	5		
<i>Carex sp.</i>	Segge	5	3	1 (4)
<i>Centaureum sp.</i>	Flockenblume	2		
<b><i>Chara sp.</i></b>	Armleuchteralge			1
<i>Cirsium oleraceum</i>	Kohldistel	1		
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpfkatzdistel	2-3		
<i>Cyperaceae</i>	Seggen	2	5	5
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß	3		
<i>Iris pseudacorus</i>	Wasser-Schwertlilie	1-2	1	
<i>Juncus sp.</i>	Binse	1		
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich	1		
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	3-4		
<i>Mentha aquatica</i>	Wassermintze	2		
<i>Mentha longifolia</i>	Rossmintze	3-4		
<i>Myosotis palustris</i>	Sumpf- Vergißmeinnicht	1		
<i>Petasites hybridus</i>	Gewöhnliche Pestwurz	1		
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	5	3 (5)	2 (4)
<i>Thypha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	3		
<b><i>Bryophyta</i></b>	Wassermoose	1	1	1
<b><i>Elodea canadensis</i></b>	Kanadische Wasserpest	1	3 (4)	3 (4)
<b><i>Elodea nuttallii</i></b>	Nuttall-Wasserpest			1
<b><i>Myriophyllum heterofolium</i></b>	Verschiedenblättriges Tausendblatt	1		1
<b><i>Myriophyllum spicatum</i></b>	Ähriges Tausendblatt	1	3 (5)	2 (4)
<b><i>Myriophyllum verticillatum</i></b>	Quirliges Tausendblatt			1
<b><i>Potamogeton perfoliatus</i></b>	Durchwachsenblättriges Laichkraut	1		
<b><i>Potamogeton crispus</i></b>	Krauses Laichkraut		1	
<b><i>Potamogeton densus (Groenlandia densa)</i></b>	Dichtes Fischkraut		1	
<b><i>Potamogeton pusillus</i></b>	Kleines Laichkraut	1	1	
<b><i>Ranunculus aquatilis</i></b>	Wasserhahnenfuß	1	1	

## Abschnitt II

In diesem Abschnitt nimmt die Strömung immer mehr ab und er ist geprägt von ausgedehnten Flachwasserbereichen, der Guntschacher Au und Marina Seidolach.

Die Guntschacher Au selbst war im nördlichen Teil flächendeckend dicht mit *Myriophyllum spicatum* und im südlichen Teil ebenfalls immer noch recht dicht mit *Myriophyllum spicatum* und weniger dicht mit *Elodea canadensis* verwachsen. Schilf und Seggen kamen hier ebenfalls noch recht dicht vor. Im Flachwasserbereich linksufrig im Anschluss an die Guntschacher Au war der Uferbereich noch stellenweise mit Schilf und Seggen bewachsen und außerdem befanden sich bis zur Flussmitte immer wieder kleine Schilf/ Seggeninseln.

Punktuell konnten kleine Flächen mit *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* nachgewiesen werden.

Rechts ist die Uferkante ab Höhe Guntschacher Au stark mit Seggen bewachsen, Schilf kam nur vereinzelt vor. Ab einer Wassertiefe von ca. 1,5 m wurde *Elodea canadensis* nachgewiesen, ab ca. 1,5 m Tiefe *Myriophyllum spicatum*. Hier kann davon ausgegangen werden, dass ein Bewuchsstreifen mit *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* in einer Tiefe von 1,5 bis ca. 3 m entlang des Ufers bis zum Hafen Seidolach ausgebildet war.

Zusätzlich konnte punktuell *Ranunculus aquatilis* und *Potamogeton pusillus* vorgefunden werden.

In der Marina konnten keine untergetauchten Makrophyten nachgewiesen werden, am Ufertrand befanden sich allerdings bis zu 1 m breite Seggenbestände.

Unterhalb der Flachwasserbereiche wurden linksufrig nur mehr Seggenhorste nachgewiesen und spärlich, punktuell *Elodea canadensis* im steil abfallenden Naturuferbereich. Im Anschluss an das Naturufer ab ca. der Höhe Profil 17 ist das Ufer mit Blockwurf und davor gelagerter Asphaltwand (Strukturtyp III\*) befestigt. Hier konnte in größerer Ausdehnung *Elodea canadensis* gefunden werden (Tab. 32).

Das rechte Ufer, ab Höhe Profil 24, ist ebenfalls mit Strukturtyp III\* ausgestaltet, hier konnten bis zur Rottensteiner Brücke keine Wasserpflanzen nachgewiesen werden.

### Abschnitt III

Grob zusammengefasst kann man hier feststellen, dass sich ein stärkeres Wasserpflanzenvorkommen auf 2 Bereiche einschränken lässt: Bereich Rottensteiner Brücke und linksufrig ab den Inseln bis zur Staumauer.

Im Bereich direkt unterhalb der Rottensteiner Brücke linksufrig konnte flächig und dicht *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* und am Ufer Seggen nachgewiesen werden, weiter flussab punktuell und vereinzelt bis zu den Inseln *Elodea canadensis*. Rechtsufrig ca. 50 m unterhalb der Rottensteiner Brücke befand sich eine Stelle mit dichtem *Elodea canadensis* – Bewuchs (PM 4) und vereinzelt *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum heteropholium* und *Chara sp.* (Armleuchteralge).

Die Ufer der Inseln sind unbefestigt und flach, stark verlandet und weisen stellenweise einen breiten Schilf- und Seggengürtel auf. Außerdem wurde *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* in verstärktem Ausmaß nachgewiesen. Direkt im linken Uferbereich der Drau konnte *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* vereinzelt nachgewiesen werden. Unterhalb der Inseln von der Staumauer bis ca. 6 km flussauf ist das Ufer gesichert durch Blockwurf mit davor gelagerter Asphalt / Betonmauer. Die Uferböschung ist dicht mit Sträuchern und Bäumen, mit wenig überhängenden Ästen, bewachsen. Es ist hier aufgrund der Asphaltmauer keine Röhrlichtzone ausgebildet. Ab 1,5 m bis 3 m sind mäßig dicht *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum* nachweisbar (Tab. 32).

Makrophyten sind als untergetauchte Wasserpflanzen ein bedeutender Strukturgeber für Fische und weitere Lebewesen. Sie dienen als Laichsubstrat, als Jungfischstube, als Versteck- und Rückzugsraum und auch als Nahrungsbasis für verschiedene Fischarten und wirbellose Organismen (u.a. Krebse). Ihr Vorhandensein und ihre Ausdehnung ist also für die Fischzönose von hoher Bedeutung. Nach Aussagen langgedienter Fischer war vor über 20 Jahren ein extrem starker Makrophytenbewuchs gegeben. Hier könnte ein Zusammenhang mit dem Rückgang der Nährstoffparameter vorliegen.

Das Vorkommen von Makrophyten ist aber nicht nur von Nährstoffen, sondern auch von der abiotischen Struktur abhängig. Dort wo flachere Bereiche vorhanden sind, können auch Makrophyten vorkommen und sind in der Regel auch vorhanden. Andernfalls liegen die Bestände nur mehr punktuell vor, was sich auch in der Abnahme der Dichten im unteren Teil der Stauhaltung zeigt, wo die Ufer steil abfallend ohne strukturierte Gegebenheiten vorliegen und die Pflanzen im lichtdurchflutenden Bereich keinen Halt zur Verankerung finden.

Der aktuelle Makrophytenbestand aufgrund der vorliegenden Untersuchung ist Abb. 54 zu entnehmen.



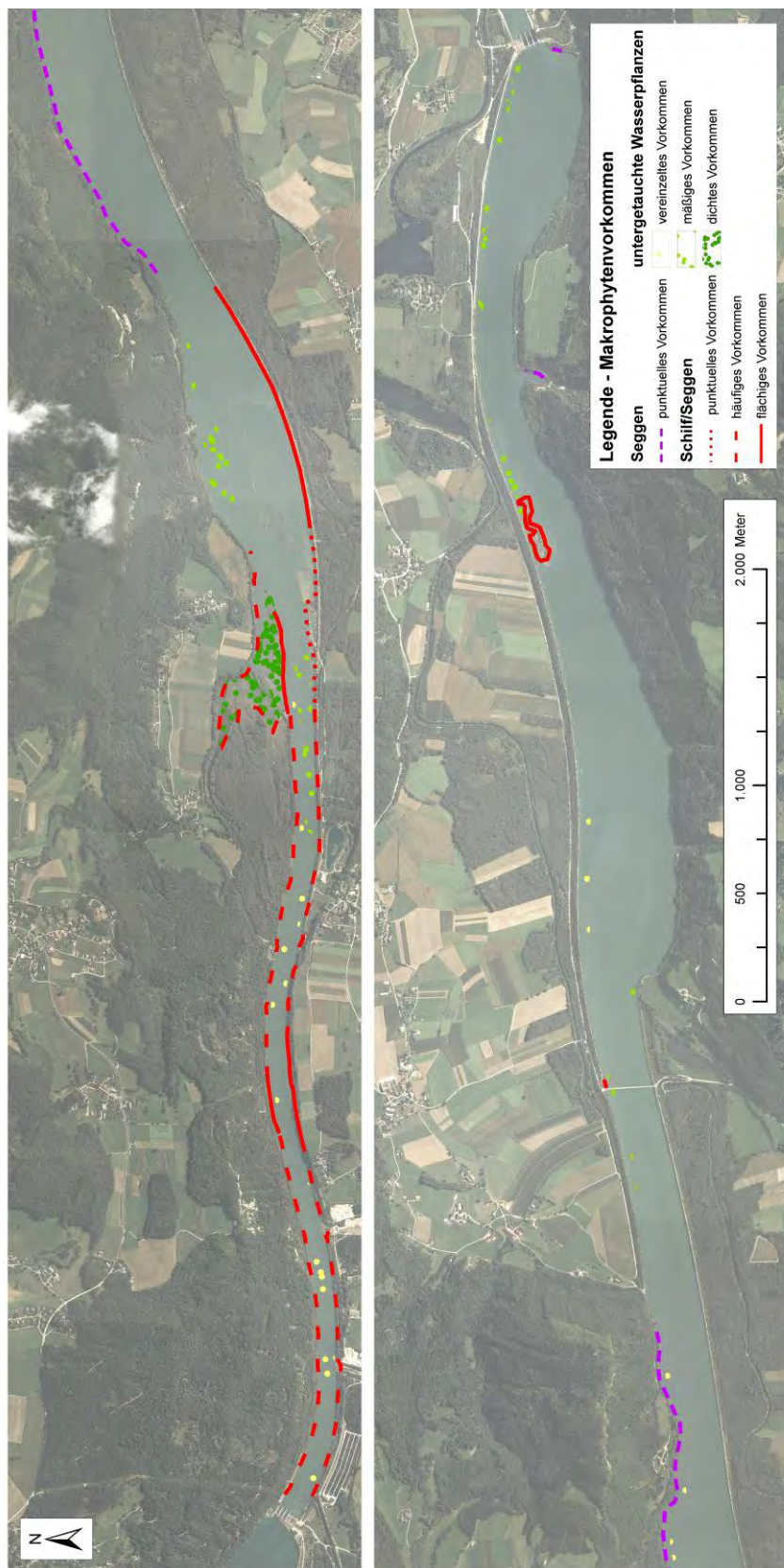


Abb. 54: Makrophytenvorkommen im Stauraum Annabrücke – Übersicht.

## 7.2.4 Zusammenfassung

- Es wurden 30 relevante Pflanzenarten festgestellt, davon 12 submerse Makrophyten.
- Die Makrophyten und der Uferbewuchs sind auf die Stauwurzel, die Guntschacher Au und die flacheren Uferbereiche konzentriert.
- Von oben nach unten nimmt die Menge der Makrophyten ab.

## 8 Phytobenthos

### 8.1 Untersuchungsstellen

Im Jahr 2009 fanden Untersuchungen der Algenbiocönose an insgesamt 4 Messstellen innerhalb des Stauraumes Annabrücke statt. Die genaue Verortung der untersuchten Bereiche ist in Abb. 55 ersichtlich.



Abb. 55: Verortung der PHB-Probestellen.

### 8.2 Untersuchungsmethodik

Die Phytobenthosaufnahmen erfolgten entsprechend dem aktuell gültigen Leitfaden (Stand April 2009) des Lebensministeriums, der im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG für die österreichischen Gewässer entwickelt wurde. Ziel dieser Methodik ist es, den Grad der Abweichung vom ursprünglichen Zustand der Algengemeinschaften (oder Referenzzustand) von Gewässern zu beschreiben und zu bewerten.

Die Arbeitsschritte der Methodik der Phytobenthoserhebung sind in Abb. 56 dargestellt. Hier ist anzumerken, dass mittels Phytobenthos zwar der ökologische Zustand berechnet werden kann, für den vorliegenden Stauraum aufgrund seiner Eigenschaften nur als Richtwert für die Uferbereiche gilt und nicht als generelle Bewertung zulässig ist.

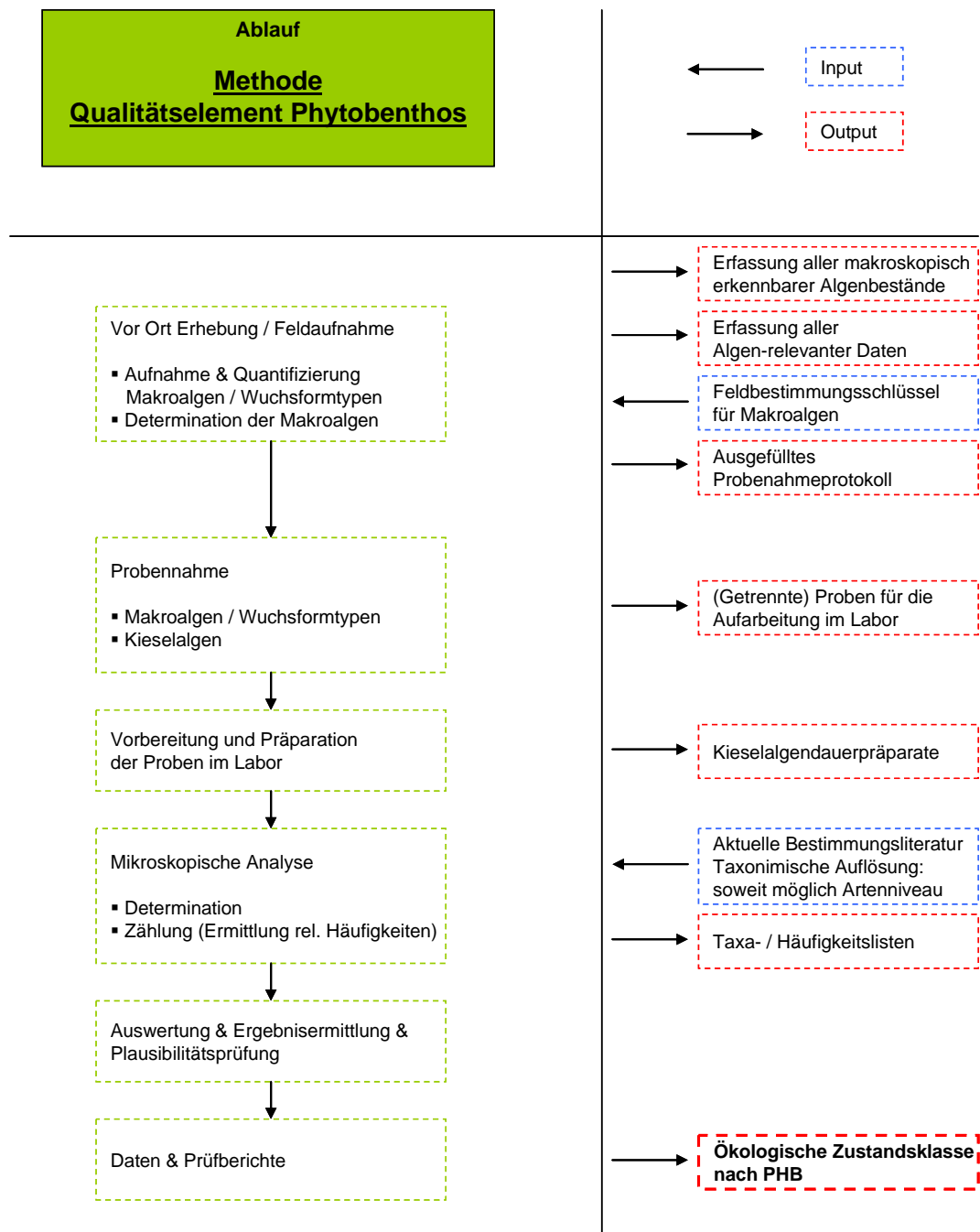


Abb. 56: Workflow einer Phytobenthosuntersuchung (siehe PFISTER & PIPP, 2009).

Der erste Schritt sieht die Vor-Ort-Untersuchung eines repräsentativen Abschnittes des Gewässers vor. Hierbei erfolgt mit Hilfe eines Sichtglases die Besammlung und Abschätzung der prozentuellen Deckungsgrade der Makroalgen sowie weiterer Wuchsformtypen. Für jene Arten bzw. Wuchstypen, die im Freiland nicht eindeutig bestimmt werden konnten, folgen mikroskopische Nachuntersuchungen bei bis zu 1000-fachen Vergrößerungen.

Gleiches gilt für die entnommenen Kieselalgenproben, wobei die Vorbereitung für die Mikroskopie um einiges komplexer und zeitaufwendiger ist. Der Ablauf zur Erstellung von Kieselalgendauerpräparaten nach KRAMMER & BERTALOT (1986) ist schematisiert in Abb. 57 dargestellt.

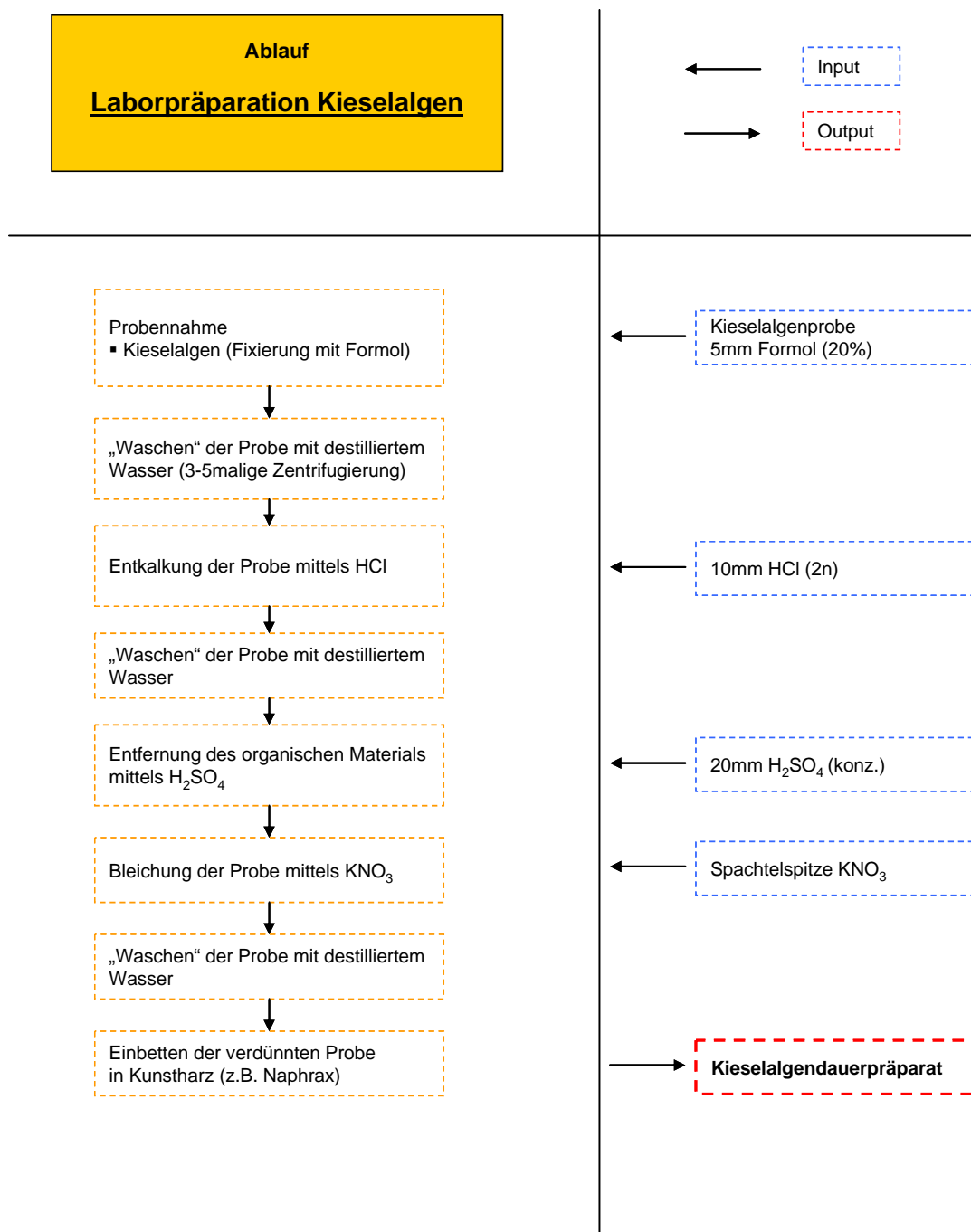


Abb. 57: Workflow einer Kieselalgenpräparation.

Die durch die Vor-Ort-Erhebungen und mikroskopischen Nachuntersuchungen erhaltenen Taxa- bzw. Abundanzlisten werden mittels der Software *EcoProf* ausgewertet. Die Software berechnet den ökologischen Zustand eines Gewässers durch Kombination von drei Teilmodulen, die die unterschiedlichen Auswirkungen externer Faktoren auf die Algenbiocönose widerspiegeln.

Die Methodik beruht auf einem multimetrischen Ansatz und beinhaltet folgende Teilmodule:

**Modul Trophie:** bewertet die Nährstoffbelastung und beruht auf dem Trophie-Index nach ROTT ET AL. (1999)

**Modul Saprobie:** bewertet die organische Belastung und beruht auf dem Saprobie-Index nach ROTT ET AL. (1997)

**Modul Referenzarten:** bewertet die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von der zu erwartenden Referenzbiocönose und zeigt Synergieeffekte zwischen Nährstoffbelastung und organi-



scher Belastung, sowie Auswirkungen hydrologischer Eingriffe auf das Gewässer (Ausleitung, Schwall, Rückstau).

Durch Vergleiche der Artenzusammensetzungen und der Abundanzen mit den jeweiligen bioregions-spezifischen Grundzuständen (trophischer/saprobieller Grundzustand bzw. den zu erwartenden Referenzarten), können eventuelle Abweichungen von den Referenzzuständen quantifiziert werden.

Die Ausmaße der Abweichungen definieren letztendlich den IST-Zustand des Gewässers, wobei generell das „worst-case-Prinzip“ zur Anwendung kommt: die schlechteste Bewertung der drei Teilmodule muss herangezogen werden.

Für die detaillierte Methodikbeschreibung wird auf den Leitfaden verwiesen.

## 8.3 Befund der Probestellen

### 8.3.1 Probestelle „Profil 20“

Die Beprobung der Probestelle wurde am nördlichen Ufer der Drau in Höhe des Profils 20 durchgeführt. Durch das steile Ufer und den dichten Bewuchs des Uferstreifens war nur eine beschränkte Untersuchung der Algengemeinschaften möglich. Insgesamt konnte ein 10 m langer und circa 1,5 m breiter Abschnitt mittels Sichtglas analysiert und beprobt werden.

Vor Ort konnte der Deckungsgrad der Algen auf dem großteils durch Feinsediment bedecktem Substrat auf circa 50 % geschätzt werden (Tab. 33). Es dominierten fädige Grünalgen, die der Gattung *Spirogyra* zugeordnet werden konnten. Neben diesen konnte zusätzlich lediglich das Vorkommen der flache Lager bildenden Blaualgenart *Homoeothrix varians* festgestellt werden.

Tab. 33: Deckungsgrad an der Probestelle „Profil 20“.

Untersuchungsstelle	Drau/Annabrücke – Profil 20
Gesamtdeckungsgrad inkl. Moose und Kieselalgen [%]	60
Gesamtalgendeckung inkl. Kieselalgen [%]	60
Algendeckung exkl. Kieselalgen [%]	50

Die mikroskopischen Analysen der Diatomeen zeigten eine deutliche Dominanz der *Achnanthes*-Arten *A. minutissima* (Abb. 58) und *A. biasolettiana*, deren relative Häufigkeit sich auf 30,5 % bzw. 9,6 % belief. Mengenmäßig folgte die Art *Cymbella silesiaca*, während alle weiteren Taxa unter der 5 %igen Häufigkeitsgrenze blieben (Tab. 34).



Abb. 58: *Achnanthes minutissima*.

## STAURAUM ANNABRÜCKE

Tab. 34: Taxaliste und Abundanzen der Untersuchungsstelle.

	Referenz- art	Saprobie		Trophie		Abundanz
		Index	Gew.	Index	Gew.	
MAKROALGEN						
<i>Homoeothrix varians</i> GEITLER		1,8	3,0	1,4	2,0	10,0
<i>Spirogyra</i> sp.		-	-	0,0	0,0	45,0
<i>Spirogyra</i> sp.2		-	-	0,0	0,0	45,0
KIESELALGEN						
<i>Achnanthes biasoletiana</i> GRUNOW	A	1,4	3,0	1,3	1,0	9,6
<i>Achnanthes bioretii</i> GERMAIN		1,2	4,0	1,8	0,0	0,4
<i>Achnanthes laevis</i> OESTRUP	A	1,3	3,0	1,2	2,0	0,4
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> var. <i>rostratiformis</i> LANGE-BERTALOT				3,0	2,0	0,4
<i>Achnanthes minutissima</i> KÜTZING 1833	A	1,7	1,0	1,2	1,0	30,5
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT		1,3	3,0	2,3	2,0	1,0
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,1	2,0	2,8	2,0	1,6
<i>Caloneis bacillum</i> (GRUNOW) CLEVE		2,0	4,0	2,5	1,0	0,2
<i>Caloneis silicula</i> (EHRENBERG) CLEVE		1,2	4,0	2,5	0,0	0,2
<i>Cocconeis pediculus</i> EHRENBERG		2,0	3,0	2,6	2,0	0,2
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> EHRENBERG		-	-	2,3	2,0	0,4
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (EHRENBERG) VAN HEURCK		-	-	2,3	2,0	0,2
<i>Cyclotella ocellata</i> PANTOCSEK		-	-	1,5	1,0	0,2
<i>Cyclotella</i> sp.		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Cymbella affinis</i> KÜTZING	A	1,2	4,0	0,7	4,0	1,2
<i>Cymbella caespitosa</i> (KÜTZING) BRUN		1,6	2,0	2,1	0,0	0,4
<i>Cymbella cesatii</i> (RABENHORST) GRUNOW	A	1,0	5,0	0,6	4,0	0,2
<i>Cymbella microcephala</i> GRUNOW	A	1,2	4,0	1,2	1,0	4,1
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	A	1,6	2,0	2,0	1,0	0,6
<i>Cymbella prostrata</i> (BERKELEY) CLEVE		1,8	3,0	2,3	1,0	0,2
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	A	2,0	0,0	2,0	0,0	5,7
<i>Cymbella sinuata</i> GREGORY		2,0	2,0	2,1	1,0	0,6
<i>Denticula tenuis</i> KÜTZING	A	1,3	4,0	1,4	3,0	1,4
<i>Diatoma ehrenbergii</i> KÜTZING	A	1,3	3,0	1,6	2,0	1,2
<i>Diatoma mesodon</i> (EHRENBERG) KÜTZING	A	1,3	4,0	0,7	4,0	0,2
<i>Diatoma moniliformis</i> KÜTZING		2,2	4,0	2,0	3,0	0,8
<i>Diatoma tenuis</i> AGARDH	A	1,3	4,0	1,4	0,0	0,2
<i>Diatoma vulgare</i> BORY		2,1	4,0	2,0	0,0	0,8
<i>Diatoma vulgare</i> Morphotyp <i>capitulata</i> KRAMMER & LANGE-BERTALOT		2,1	4,0	0,0	0,0	0,4
<i>Diploneis oblongella</i> (NÄGELI) CLEVE-EULER	A	1,0	5,0	1,0	2,0	0,2
<i>Eunotia</i> sp.				0,0	0,0	0,2
<i>Fragilaria arcus</i> (EHRENBERG) CLEVE	A	1,5	2,0	1,0	3,0	1,2
<i>Fragilaria brevistriata</i> GRUNOW		1,3	4,0	3,0	1,0	0,2
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZIERES		-	-	1,8	2,0	0,4

<i>Fragilaria capucina perminuta</i> -Sippen KRAMMER & LANGE-BERTALOT	A	1,5	3,0	2,1	4,0	0,2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT	A	1,0	5,0	0,5	4,0	3,3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (OESTRUP) HUSTEDT	A	1,3	4,0	1,1	2,0	0,2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT		2,5	2,0	1,8	1,0	2,3
<i>Fragilaria pinnata</i> EHRENBERG		1,4	3,0	2,2	1,0	0,4
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT		3,2	1,0	3,5	4,0	0,2
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i> (HORNEMANN) BREBISSON		2,1	4,0	2,9	1,0	0,6
<i>Gomphonema pumilum</i> (GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	A	1,6	3,0	1,1	1,0	1,0
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (GRUNOW) REIMER		2,0	4,0	2,7	2,0	0,2
<i>Meridion circulare</i> (GREVILLE) AGARDH		1,9	3,0	2,5	2,0	0,4
<i>Navicula capitatoradiata</i> GERMAIN		2,3	3,0	3,3	4,0	0,8
<i>Navicula contenta</i> GRUNOW		1,4	3,0	1,4	0,0	0,2
<i>Navicula costulata</i> GRUNOW		1,5	3,0	2,9	2,0	0,2
<i>Navicula cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT		1,5	2,0	2,3	1,0	2,5
<i>Navicula elginensis</i> (GREGORY) RALFS		1,5	3,0	2,1	2,0	0,4
<i>Navicula exigua</i> (GREGORY) GRUNOW		1,5	3,0	2,9	3,0	0,2
<i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT	A	1,2	4,0	1,2	1,0	0,2
<i>Navicula gregaria</i> DONKIN		2,5	2,0	3,5	4,0	0,4
<i>Navicula menisculus</i> SCHUMANN		1,1	5,0	2,7	2,0	1,6
<i>Navicula praeterita</i> HUSTEDT	A	1,0	5,0	0,9	2,0	1,4
<i>Navicula pupula</i> KÜTZING		2,4	2,0	3,7	5,0	0,6
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.MÜLLER) BORY		2,0	3,0	3,1	3,0	0,6
<i>Navicula trivialis</i> LANGE-BERTALOT		2,7	3,0	3,3	1,0	1,2
<i>Nitzschia angustata</i> GRUNOW		1,3	4,0	1,9	1,0	0,2
<i>Nitzschia angustatula</i> LANGE-BERTALOT		1,9	4,0	2,6	2,0	1,2
<i>Nitzschia bacillum</i> HUSTEDT		1,1	4,0	1,9	2,0	0,2
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,0	3,0	2,4	2,0	4,1
<i>Nitzschia fonticola</i> GRUNOW		2,1	4,0	1,9	0,0	0,6
<i>Nitzschia heufferiana</i> GRUNOW		2,0	5,0	3,3	4,0	0,2
<i>Nitzschia linearis</i> (AGARDH) W.SMITH		1,9	2,0	3,4	4,0	0,6
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING) W.SMITH		3,4	2,0	3,3	3,0	1,0
<i>Nitzschia perminuta</i> (GRUNOW) M.PERAGALLO		1,3	3,0	2,3	1,0	0,8
<i>Nitzschia pura</i> HUSTEDT	A	1,8	2,0	1,9	3,0	2,5
<i>Nitzschia recta</i> HANTZSCH		1,5	2,0	3,0	3,0	1,8
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (NITZSCH) W.SMITH		2,1	4,0	3,8	4,0	0,2
<i>Nitzschia sublinearis</i> HUSTEDT		1,6	2,0	2,7	4,0	0,6
<i>Stauroneis smithii</i> GRUNOW		1,5	2,0	3,3	2,0	0,2
<i>Surirella bifrons</i> EHRENBERG		-	-	2,3	2,0	0,2

### 8.3.2 Probestelle „Profil 15“

Die Probestelle mit der Bezeichnung „Profil 15“ liegt am Südufer der Drau auf der Höhe des gleichnamigen Querprofils. Der untersuchte Abschnitt liegt in einem stark regulierten Uferbereich, in dem eine stark durch Feinsediment überdeckte Betonmauer den Algengemeinschaften als Aufwuchsunterlage dient. Diese ist zu 70 % durch fädige Grünalgen charakterisiert, des Weiteren konnten keine anderen makroskopischen Taxa ausgemacht werden (Tab. 35).

Tab. 35: Deckungsgrad an der Probestelle „Profil 15“.

Untersuchungsstelle	Drau/Annabrücke – Profil 15
Gesamtdeckungsgrad inkl. Moose und Kieselalgen [%]	80
Gesamtalgendeckung inkl. Kieselalgen [%]	80
Algendeckung exkl. Kieselalgen [%]	70

Die Laboruntersuchungen der Kieselalgenbiocönose ergaben eine deutliche Dominanz dreier Arten: *Achnanthes minutissima* (18,5 %), *Nitzschia palea* (15,2 %) (Abb. 59) und *Achnanthes biasolettiana* (12,5 %). Auch *Nitzschia dissipata* wies mit einer Abundanz von 6,4 % noch eine wichtige Abundanz auf (Tab. 36).



Abb. 59: *Nitzschia palea*.

Tab. 36: Taxaliste und Abundanzen der Untersuchungsstelle.

	Referenz-art	Saprobie		Trophie		Abundanz
		Index	Gew.	Index	Gew.	
MAKROALGEN						
<i>Spirogyra</i> sp.		-	-	0,0	0,0	100,0
KIESELALGEN						
<i>Achnanthes biasolettiana</i> GRUNOW	A	1,4	3,0	1,3	1,0	12,5
<i>Achnanthes bioretii</i> GERMAIN		1,2	4,0	1,8	0,0	0,2
<i>Achnanthes clevei</i> GRUNOW		1,6	3,0	2,1	0,0	0,2
<i>Achnanthes laevis</i> OESTRUP	A	1,3	3,0	1,2	2,0	0,2
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> var. <i>rostratiformis</i> LANGE-BERTALOT		-	-	3,0	2,0	0,2
<i>Achnanthes minutissima</i> KÜTZING 1833	A	1,7	1,0	1,2	1,0	18,5
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT		1,3	3,0	2,3	2,0	1,9
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,1	2,0	2,8	2,0	1,0
<i>Cocconeis placentula</i> EHRENBERG		1,8	2,0	2,6	2,0	0,2



<i>Cyclotella</i> sp.		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Cymbella descripta</i> (HUSTEDT) KRAMMER & LANGE-BERTALOT	A	1,0	5,0	0,6	2,0	0,6
<i>Cymbella microcephala</i> GRUNOW	A	1,2	4,0	1,2	1,0	3,1
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	A	1,6	2,0	2,0	1,0	0,8
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	A	2,0	0,0	2,0	0,0	2,3
<i>Denticula tenuis</i> KÜTZING	A	1,3	4,0	1,4	3,0	1,0
<i>Diatoma ehrenbergii</i> KÜTZING	A	1,3	3,0	1,6	2,0	0,2
<i>Diatoma mesodon</i> (EHRENBERG) KÜTZING	A	1,3	4,0	0,7	4,0	0,4
<i>Diatoma moniliformis</i> KÜTZING		2,2	4,0	2,0	3,0	0,2
<i>Diatoma vulgare</i> BORY		2,1	4,0	2,0	0,0	0,2
<i>Diploneis oculata</i> (CLEVE) BREBISSON		1,2	4,0	1,0	0,0	0,2
<i>Fragilaria arcus</i> (EHRENBERG) CLEVE	A	1,5	2,0	1,0	3,0	0,2
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZIERES		-	-	1,8	2,0	1,2
<i>Fragilaria capucina capitellata</i> -Sippen KRAMMER & LANGE-BERTALOT	A	-	-	0,0	0,0	1,3
<i>Fragilaria capucina perminuta</i> -Sippen KRAMMER & LANGE-BERTALOT	A	1,5	3,0	2,1	4,0	0,4
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT	A	1,0	5,0	0,5	4,0	2,1
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (OESTRUP) HUSTEDT	A	1,3	4,0	1,1	2,0	0,4
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT		2,5	2,0	1,8	1,0	1,5
<i>Fragilaria pinnata</i> EHRENBERG		1,4	3,0	2,2	1,0	0,2
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT		3,2	1,0	3,5	4,0	0,2
<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>crassinervia</i> (BREBISSON) ROSS	A	1,0	5,0	0,4	2,0	0,2
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i> (HORNEMANN) BREBISSON		2,1	4,0	2,9	1,0	0,2
<i>Gomphonema pumilum</i> (GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	A	1,6	3,0	1,1	1,0	0,8
<i>Navicula bryophila</i> PETERSEN	A	1,1	4,0	1,3	2,0	0,2
<i>Navicula capitata</i> EHRENBERG		2,7	3,0	3,4	3,0	0,2
<i>Navicula capitatoradiata</i> GERMAIN		2,3	3,0	3,3	4,0	0,4
<i>Navicula costulata</i> GRUNOW		1,5	3,0	2,9	2,0	0,6
<i>Navicula cryptocephala</i> KÜTZING		2,5	2,0	3,5	4,0	0,8
<i>Navicula cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT		1,5	2,0	2,3	1,0	1,9
<i>Navicula gregaria</i> DONKIN		2,5	2,0	3,5	4,0	0,2
<i>Navicula lenzii</i> HUSTEDT	A	1,1	4,0	1,2	2,0	0,2
<i>Navicula menisculus</i> SCHUMANN		1,1	5,0	2,7	2,0	4,4
<i>Navicula minuscula</i> GRUNOW		-	-	1,1	0,0	0,2
<i>Navicula praeterita</i> HUSTEDT	A	1,0	5,0	0,9	2,0	0,6
<i>Navicula pupula</i> KÜTZING		2,4	2,0	3,7	5,0	0,4
<i>Navicula reichardtiana</i> LANGE-BERTALOT		2,1	4,0	2,3	1,0	1,9
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.MÜLLER) BORY		2,0	3,0	3,1	3,0	0,2
<i>Navicula trivialis</i> LANGE-BERTALOT		2,7	3,0	3,3	1,0	1,2
<i>Nitzschia angustata</i> GRUNOW		1,3	4,0	1,9	1,0	0,2
<i>Nitzschia angustatula</i> LANGE-BERTALOT		1,9	4,0	2,6	2,0	0,2

## STAURAUM ANNABRÜCKE

<i>Nitzschia bacillum</i> HUSTEDT		1,1	4,0	1,9	2,0	0,4
<i>Nitzschia bryophila</i> (HUSTEDT) HUSTEDT	A	-	-	0,0	0,0	0,4
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,0	3,0	2,4	2,0	6,4
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING) W.SMITH		3,4	2,0	3,3	3,0	15,2
<i>Nitzschia paleacea</i> GRUNOW		2,7	3,0	2,3	2,0	4,2
<i>Nitzschia perminuta</i> (GRUNOW) M.PERAGALLO		1,3	3,0	2,3	1,0	0,2
<i>Nitzschia pura</i> HUSTEDT	A	1,8	2,0	1,9	3,0	4,8
<i>Nitzschia recta</i> HANTZSCH		1,5	2,0	3,0	3,0	1,0
<i>Nitzschia sociabilis</i> HUSTEDT		2,1	4,0	2,8	1,0	1,0
<i>Nitzschia sublinearis</i> HUSTEDT		1,6	2,0	2,7	4,0	0,2

### 8.3.3 Probestelle „Insel“

Der Name „Insel“ bezeichnet die Uferbereiche der Inselgruppe, die sich ungefähr 2 km flussauf der Staumauer des KW Annabrücke befinden. Dort wurden Ufer- und Flachwasserbereiche auf einer Länge von circa 80 m und einer Breite von maximal 10 m untersucht. Makroskopisch wurde der Aufwuchs von fädigen Grünalgen dominiert (Tab. 37). Diese gehörten zum überwiegenden Teil der Gattung *Spirogyra* an, aber auch Vertreter der Art *Cladophora glomerata* konnte auf dem stark durch Feinsediment dominiertem Substrat nachgewiesen werden. Ebenso wiesen die mikroskopischen Nachuntersuchungen das Vorkommen verschiedener Taxa der Gattung *Homoeothrix* nach: neben in kalkhaltigen Gebirgsgewässern weit verbreiteten *H. varians*, waren ebenfalls *H. juliana* als auch *H. fusca* vertreten.

Tab. 37: Deckungsgrad an der Probestelle „Insel“.

Untersuchungsstelle	Drau/Annabrücke - Insel
Gesamtdeckungsgrad inkl. Moose und Kieselalgen [%]	80
Gesamtalgendeckung inkl. Kieselalgen [%]	80
Algendeckung exkl. Kieselalgen [%]	70

Unter den Bacillariophyceen waren es die beiden ubiquitären *Achnanthes*-Arten *A. minutissima* und *A. biasoletiana*, die, zusammen mit *Cymbella microcephala* (Abb. 60), über 60 % der gezählten Schalen ausmachten. Bis auf *Cymbella silesiaca*, die noch in 4,7 % der Fälle aufgenommen werden konnte, handelte es sich bei allen weiteren verzeichneten Taxa um Einzelfunde.

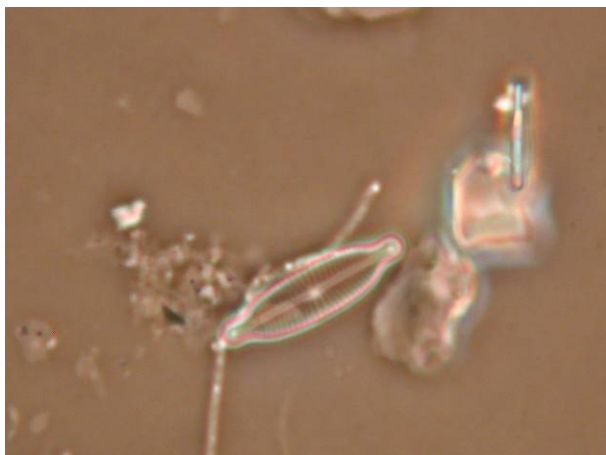


Abb. 60: *Cymbella microcephala*.

Tab. 38: Taxaliste und Abundanzen der Untersuchungsstelle.

MAKROALGEN	Referenz-art	Saprobie		Trophie		Abundanz
		Index	Gew.	Index	Gew.	
<i>Chaetophora elegans</i> (ROTH) AGARDH		1,4	3,0	1,2	2,0	1,0
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) KÜTZING		2,1	4,0	2,4	2,0	3,0
<i>Homoeothrix fusca</i> STARMACH		1,3	4,0	0,6	3,0	1,0
<i>Homoeothrix juliana</i> (BORNET et FLAHAULT) KIRCHNER		1,9	2,0	1,3	2,0	1,0
<i>Homoeothrix varians</i> GEITLER		1,8	3,0	1,4	2,0	2,0
<i>Spirogyra</i> sp.		-	-	0,0	0,0	23,0
<i>Spirogyra</i> sp.2		-	-	0,0	0,0	23,0
<i>Spirogyra</i> sp.3		-	-	0,0	0,0	23,0
<i>Spirogyra</i> sp.4		-	-	0,0	0,0	23,0
KIESELALGEN						
<i>Achnanthes biasoletiana</i> GRUNOW	A	1,4	3,0	1,3	1,0	23,6
<i>Achnanthes exilis</i> KÜTZING		1,3	4,0	1,2	3,0	2,5
<i>Achnanthes laevis</i> OESTRUP	A	1,3	3,0	1,2	2,0	0,4
<i>Achnanthes minutissima</i> KÜTZING 1833	A	1,7	1,0	1,2	1,0	24,7
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT		1,3	3,0	2,3	2,0	1,9
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,1	2,0	2,8	2,0	0,7
<i>Cocconeis pediculus</i> EHRENBERG		2,0	3,0	2,6	2,0	0,2
<i>Cocconeis placentula</i> EHRENBERG		1,8	2,0	2,6	2,0	0,2
<i>Cyclotella ocellata</i> PANTOCSEK		-	-	1,5	1,0	0,2
<i>Cyclotella</i> sp.		-	-	0,0	0,0	0,5
<i>Cymbella amphicephala</i> NÄGELI	A	1,1	4,0	1,1	3,0	0,2
<i>Cymbella caespitosa</i> (KÜTZING) BRUN		1,6	2,0	2,1	0,0	0,9
<i>Cymbella helvetica</i> KÜTZING	A	1,1	4,0	1,4	2,0	0,2
<i>Cymbella microcephala</i> GRUNOW	A	1,2	4,0	1,2	1,0	18,0
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	A	1,6	2,0	2,0	1,0	0,5
<i>Cymbella prostrata</i> (BERKELEY) CLEVE		1,8	3,0	2,3	1,0	0,2
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	A	2,0	0,0	2,0	0,0	4,7
<i>Cymbella sinuata</i> GREGORY		2,0	2,0	2,1	1,0	0,2
<i>Denticula tenuis</i> KÜTZING	A	1,3	4,0	1,4	3,0	1,4
<i>Diatoma ehrenbergii</i> KÜTZING	A	1,3	3,0	1,6	2,0	0,2
<i>Diatoma tenuis</i> AGARDH	A	1,3	4,0	1,4	0,0	0,2
<i>Diatoma vulgare</i> BORY		2,1	4,0	2,0	0,0	0,2
<i>Diploneis pseudovalis</i> HUSTEDT		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Fragilaria arcus</i> (EHRENBERG) CLEVE	A	1,5	2,0	1,0	3,0	0,2
<i>Fragilaria capucina perminuta</i> -Sippen KRAMMER & LANGE-BERTALOT	A	1,5	3,0	2,1	4,0	1,2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (GRUNOW) LANGE-BERTALOT	A	1,0	5,0	0,5	4,0	2,5
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT		2,5	2,0	1,8	1,0	0,5
<i>Fragilaria pinnata</i> EHRENBERG		1,4	3,0	2,2	1,0	0,4

## STAURAUM ANNABRÜCKE

<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT		3,2	1,0	3,5	4,0	0,2
<i>Fragilaria ulna acus</i> -Sippen KRAMMER & LANGE-BERTALOT		-	-	1,8	2,0	0,2
<i>Gomphonema angustum</i> AGARDH	A	1,6	3,0	1,0	3,0	0,2
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i> (HORNEMANN) BREBISSON		2,1	4,0	2,9	1,0	0,4
<i>Gomphonema pumilum</i> (GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	A	1,6	3,0	1,1	1,0	0,5
<i>Gomphonema tergestinum</i> FRICKE	A	1,9	4,0	1,4	1,0	0,5
<i>Gomphonema truncatum</i> EHRENBERG		1,5	2,0	1,9	1,0	0,2
<i>Navicula cryptocephala</i> KÜTZING		2,5	2,0	3,5	4,0	0,2
<i>Navicula cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT		1,5	2,0	2,3	1,0	1,6
<i>Navicula gregaria</i> DONKIN		2,5	2,0	3,5	4,0	0,2
<i>Navicula menisculus</i> SCHUMANN		1,1	5,0	2,7	2,0	0,2
<i>Navicula praeterita</i> HUSTEDT	A	1,0	5,0	0,9	2,0	0,5
<i>Navicula</i> sp.		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Navicula</i> sp.		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.MÜLLER) BORY		2,0	3,0	3,1	3,0	0,2
<i>Navicula veneta</i> KÜTZING		3,3	2,0	3,5	5,0	0,2
<i>Neidium dubium</i> (EHRENBERG) CLEVE		1,3	3,0	2,3	2,0	0,2
<i>Nitzschia angustata</i> GRUNOW		1,3	4,0	1,9	1,0	0,5
<i>Nitzschia angustatula</i> LANGE-BERTALOT		1,9	4,0	2,6	2,0	0,2
<i>Nitzschia bacillum</i> HUSTEDT		1,1	4,0	1,9	2,0	0,7
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,0	3,0	2,4	2,0	1,8
<i>Nitzschia fonticola</i> GRUNOW		2,1	4,0	1,9	0,0	0,2
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING) W.SMITH		3,4	2,0	3,3	3,0	0,5
<i>Nitzschia perminuta</i> (GRUNOW) M.PERAGALLO		1,3	3,0	2,3	1,0	0,2
<i>Nitzschia pura</i> HUSTEDT	A	1,8	2,0	1,9	3,0	1,4
<i>Nitzschia recta</i> HANTZSCH		1,5	2,0	3,0	3,0	1,6
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> (GRUNOW) GRUNOW		-	-	1,2	1,0	0,4
<i>Nitzschia sociabilis</i> HUSTEDT		2,1	4,0	2,8	1,0	0,2
<i>Oestrupia bicontracta</i> (OESTRUP) LANGE-BERTALOT & KRAMMER		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Surirella bifrons</i> EHRENBERG		-	-	2,3	2,0	0,2

### 8.3.4 Probestelle „Hafen“

Der Deckungsgrad beträgt an dieser Stelle ca. 80 % (Tab. 39).

Tab. 39: Deckungsgrad an der Probestelle „Hafen“.

Untersuchungsstelle	Drau/Annabrücke - Hafen
Gesamtdeckungsgrad inkl. Moose und Kieselalgen [%]	80
Gesamtalgendeckung inkl. Kieselalgen [%]	80
Algendeckung exkl. Kieselalgen [%]	70



Die mikroskopische Analyse der Kieselalgenpräparate ergab eine klare Dominanz des Taxon *Achnanthes biasolettiana* (Abb. 61). Diese Art erreichte eine fast 50 % Abundanz und war mit den Arten *Achnanthes minutissima* (19,6 %) und *Cymbella silesiaca* (18,2 %) eine der wenigen Arten die regelmäßig im Präparat angetroffen werden konnten (Tab. 40).



Abb. 61: *Achnanthes biasolettiana*.

Tab. 40: Taxaliste und Abundanzen der Untersuchungsstelle.

	Referenz-art	Saprobie		Trophie		Abundanz
		Index	Gew.	Index	Gew.	
MAKROALGEN						
<i>Chantransia</i> Stadien		-	-	0,0	0,0	10,0
Chlorophyceae Gen. sp., coccale Lager		-	-	0,0	0,0	10,0
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) KÜTZING		2,1	4,0	2,4	2,0	50,0
<i>Homoeothrix varians</i> GEITLER	A	1,8	3,0	1,4	2,0	10,0
<i>Oscillatoria</i> sp.		-	-	0,0	0,0	10,0
<i>Ulothrix zonata</i> KÜTZING		2,4	2,0	1,9	1,0	10,0
KIESELALGEN						
<i>Achnanthes biasolettiana</i> GRUNOW	A	1,4	3,0	1,3	1,0	46,3
<i>Achnanthes exigua</i> GRUNOW		-	-	0,0	0,0	0,2
<i>Achnanthes laevis</i> OESTRUP	A	1,3	3,0	1,2	2,0	0,7
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> var. <i>rostratiformis</i> LANGE-BERTALOT		-	-	3,0	2,0	0,3
<i>Achnanthes minutissima</i> KÜTZING 1833	A	1,7	1,0	1,2	1,0	19,6
<i>Achnanthes petersenii</i> HUSTEDT	A	1,0	5,0	0,6	1,0	0,2
<i>Amphipleura pellucida</i> (KÜTZING) KÜTZING		1,3	3,0	2,1	2,0	0,2
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,1	2,0	2,8	2,0	0,7
<i>Cocconeis pediculus</i> EHRENBERG		2,0	3,0	2,6	2,0	0,5
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> EHRENBERG		-	-	2,3	2,0	0,3
<i>Cymatopleura solea</i> (BREISSON) W.SMITH		2,1	3,0	3,1	3,0	0,2
<i>Cymbella affinis</i> KÜTZING	A	1,2	4,0	0,7	4,0	0,2
<i>Cymbella amphicephala</i> NÄGELI	A	1,1	4,0	1,1	3,0	0,2
<i>Cymbella caespitosa</i> (KÜTZING) BRUN		1,6	2,0	2,1	0,0	0,2
<i>Cymbella microcephala</i> GRUNOW	A	1,2	4,0	1,2	1,0	0,2
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	A	1,6	2,0	2,0	1,0	0,3
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	A	2,0	0,0	2,0	0,0	18,2

## STAURAUM ANNABRÜCKE

<i>Cymbella sinuata</i> GREGORY		2,0	2,0	2,1	1,0	0,2
<i>Denticula tenuis</i> KÜTZING	A	1,3	4,0	1,4	3,0	0,3
<i>Diatoma ehrenbergii</i> KÜTZING	A	1,3	3,0	1,6	2,0	0,5
<i>Diatoma moniliformis</i> KÜTZING		2,2	4,0	2,0	3,0	0,3
<i>Diatoma vulgare</i> BORY		2,1	4,0	2,0	0,0	0,2
<i>Didymosphenia geminata</i> (LYNGBYE) M.SCHMIDT	A	-	-	0,6	1,0	0,2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i> DESMAZIERES	A	-	-	0,0	0,0	0,9
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT		2,5	2,0	1,8	1,0	1,5
<i>Fragilaria pinnata</i> EHRENBERG		1,4	3,0	2,2	1,0	0,2
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT		3,2	1,0	3,5	4,0	0,5
<i>Fragilaria ulna acus</i> -Sippen KRAMMER & LANGE-BERTALOT		-	-	1,8	2,0	0,2
<i>Gomphonema augur</i> EHRENBERG		2,1	3,0	3,1	1,0	0,2
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i> (HORNE-MANN) BREBISSON		2,1	4,0	2,9	1,0	0,5
<i>Gomphonema parvulum</i> (KÜTZING) KÜTZING		3,2	2,0	3,6	2,0	0,2
<i>Gomphonema pumilum</i> (GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	A	1,6	3,0	1,1	1,0	0,3
<i>Gomphonema tergestinum</i> FRICKE	A	1,9	4,0	1,4	1,0	0,2
<i>Meridion circulare</i> (GREVILLE) AGARDH		1,9	3,0	2,5	2,0	0,2
<i>Navicula capitatoradiata</i> GERMAIN		2,3	3,0	3,3	4,0	0,2
<i>Navicula cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT		1,5	2,0	2,3	1,0	2,6
<i>Navicula lanceolata</i> (AGARDH) EHRENBERG		2,3	3,0	3,5	4,0	0,2
<i>Navicula mutica</i> KÜTZING		2,0	3,0	2,9	1,0	0,2
<i>Navicula reichardtiana</i> LANGE-BERTALOT		2,1	4,0	2,3	1,0	0,2
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.MÜLLER) BORY		2,0	3,0	3,1	3,0	0,5
<i>Nitzschia angustata</i> GRUNOW		1,3	4,0	1,9	1,0	0,2
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW		2,0	3,0	2,4	2,0	0,9
<i>Nitzschia pura</i> HUSTEDT	A	1,8	2,0	1,9	3,0	0,2
<i>Nitzschia recta</i> HANTZSCH		1,5	2,0	3,0	3,0	0,2
<i>Surirella brebissonii</i> KRAMMER & LANGE-BERTALOT		2,5	2,0	3,6	5,0	0,2

## 8.4 Diskussion

Algen sind einerseits Zeiger für die Gewässergüte bzw. für den Nährstoffgehalt, andererseits sind sie eine Nahrungsbasis für andere aquatische Organismen. So nehmen z.B. Rotalgen auch Fadenalgen als Nahrung auf, Nasen raspeln Aufwuchs von Steinen ab. Viele Fischnährtiere nehmen ihrerseits Algen auf und bilden im weiteren Verlauf der Nahrungskette wiederum die Basis für viele Fische.

Im Rahmen des Projektes wurden Phytobenthosuntersuchungen charakteristischer Abschnitte des Staubereiches durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Abschnitte untersucht, in denen noch eine deutliche Strömung vorhanden war, als auch Abschnitte, in denen die Stauhaltung auf die Strömungsgeschwindigkeiten schon offensichtlichen Einfluss hatte. Es galt abzuwiegen, ob substantielle Unterschiede im Vergleich der beiden Bereiche vorliegen und wenn ja, wie stark die Auswirkung des Staues auf die Algengemeinschaft ist.

Durch die gegebenen morphologischen und hydrologischen Umstände war eine Beprobung des Stauraumes Annabrücke nur begrenzt möglich. Zumeist beschränkte sie sich auf schmale, begehbare

Uferbereiche. Die Beprobungen konnten somit nicht strikt nach, sondern lediglich in Anlehnung an den aktuell gültigen Leitfaden stattfinden.

Die Vor-Ort Untersuchungen zeigten einen starken Einfluss feiner Korngrößen auf die Zusammensetzung des Substrats. Insbesondere stark war der Feinsedimentüberzug entlang der weiter flussabwärts gelegenen Messstellen. Hier stellte sich vom makroskopischen Erscheinungsbild eine andere Grünalgencommunity gegenüber der „Fließstrecke“ flussaufwärts ein: *Cladophora glomerata*, eine weit verbreitete Art, die sich vor allem in Flüssen und bei höheren Fließgeschwindigkeiten wohlfühlt, wurde durch verschiedene *Spirogyra*-Arten ersetzt. Diese bevorzugen im Gegensatz eher langsam fließende Gewässer bzw. strömungsarme Uferbereiche. Ihre im Vergleich zu *C. glomerata* eher zarten Strukturen können zudem gut auf stärkeren Sedimentablagerungen aufwachsen.

Das Feinsediment scheint zudem größeren Einfluss auf die Algengruppen zu haben, die flache Überzüge auf dem sonst steinigen Untergrund bilden bzw. in den Algenmischbeständen wieder zu finden sind. Dieser stark Licht limitierende Faktor scheint vor allem entlang der Probestellen „Profil 20“ und „Profil 15“ Auswirkungen zu zeigen, wobei entlang der zweiten nur eine einzige makroskopisch erkennbare Aufwuchsform ausgemacht werden konnte.

Deutliche Differenzen sind auch bei den Zusammensetzungen der Kieselalgenbiocönosen festzustellen. Zwar nehmen in alle vier Fällen die ubiquitären *Achnanthes*-Arten *A. minutissima* und *A. biasolettiana* deutlich dominierende Stellungen ein, bei der Verteilung der weiteren Arten lassen sich diese Unterschiede erkennen: *Cymbella silesiaca* erreicht mengenmäßig wichtige Häufigkeiten an der Probestelle in der Stauwurzel, *Cymbella microcephala* ist an der Messstelle „Insel“ unter den häufigsten Diatomeen. Die Probestelle „Profil 15“ zeichnet sich hingegen durch das massive Vorkommen von *Nitzschia*-Arten aus, die gut ein Drittel der Kieselalgenindividuen stellen. Zurückzuführen ist dies auf die ökologischen Präferenzen dieser Arten, da sich die Messstelle durch den höchsten Feinsedimentanteil profilierte (Abb. 61 und Abb. 62).

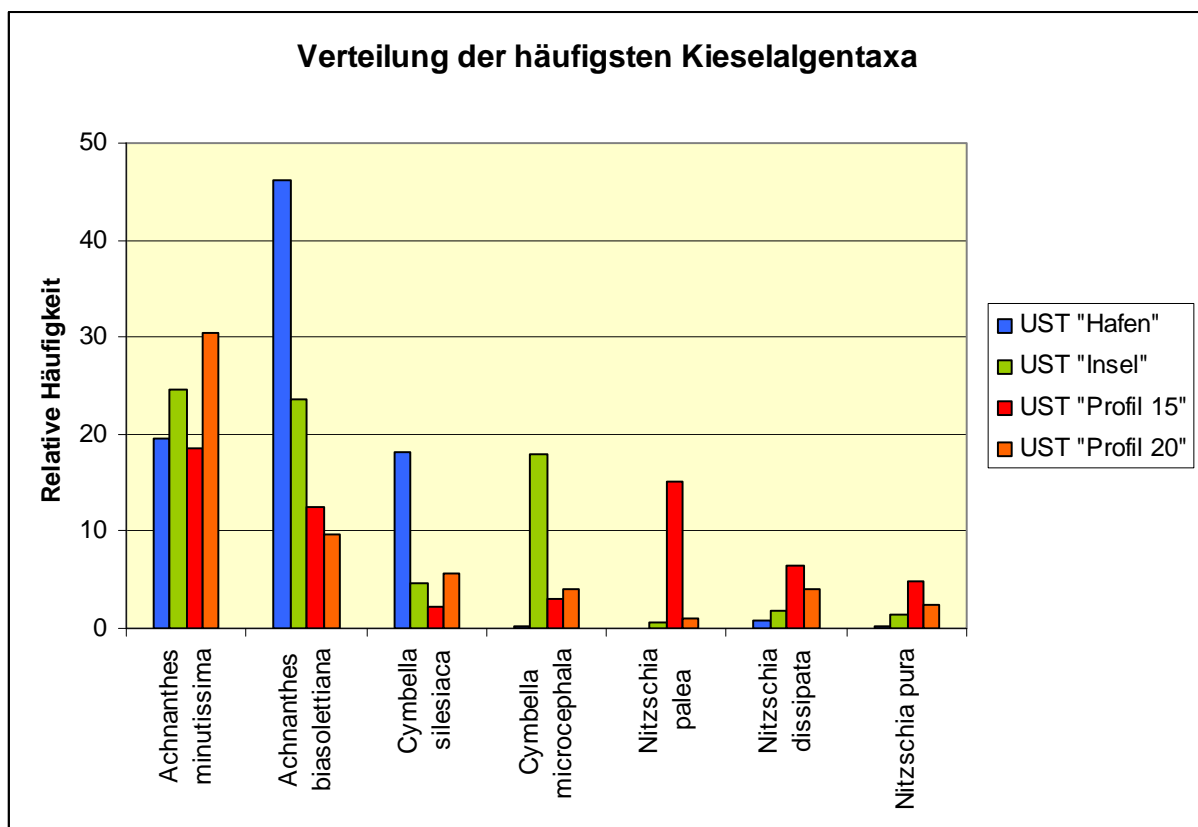


Abb. 62: Verteilung der häufigsten Kieselalgentaxa.

Die häufigste *Nitzschia*-Art, *N. palea*, bevorzugt z.B. Sediment feinerer Fraktionen als Lebensraum (ROUND, 1984) und kann, zusammen mit weiteren epipelischen Arten ihrer Gattung, mehrere hunderte Mikrometer im Feinsediment lebendig angetroffen werden (WEHR & SHEATH, 2003).

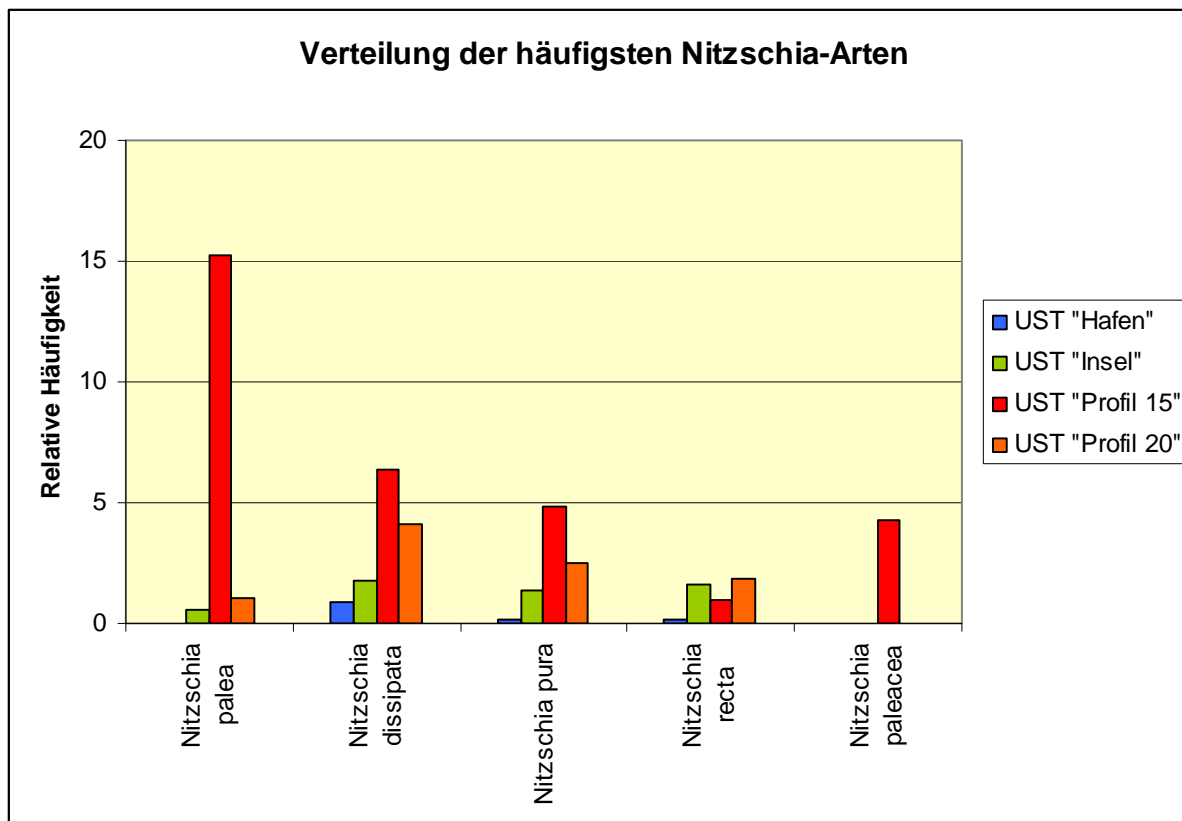


Abb. 63: Verteilung der häufigsten Nitzschia-Arten.

Von der Anzahl der erhobenen Taxa her konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Diese variiert zwischen 51 Taxa an der Untersuchungsstelle „Hafen“ und 70 Arten auf der Höhe des Querprofils 20. Die feinsedimentreiche Probestelle „Profil 15“ war dagegen diejenige, die am meisten Referenzarten aufweisen konnte (24 Taxa, gegenüber den 17 der Probestelle „Hafen“).

Die festgestellten Unterschiede in der Zusammensetzung der Algengemeinschaften hatten allerdings nur bedingte Auswirkungen auf das Ergebnis (Tab. 41), das für jede beprobte Messstelle berechnet wurde. Die geringere Anzahl der Referenzarten der Probestelle „Hafen“ spiegelt sich negativ vor allem im gleichnamigen Teilmodul wider. Das Teilmodul „Referenzarten“ erreicht dort lediglich den „mäßigen“ Zustand, während er an den weiteren Messstellen auf „gut“ kommt. In Kombination mit den Teilmodulen „Trophie“ und „Saprobie“, die an den Messstellen zwischen „sehr gut“ und „gut“ pendeln, können die ökologischen Gesamtzustände an allen vier Probestellen als „gut“ eingestuft werden. Das „worst-case Prinzip“ kommt in diesen Fällen nur bedingt zur Anwendung, da teilweise die Abweichungen von der nächst besseren Klasse nur minimal (<0,03 EQR-Einheiten) sind.



Tab. 41: Zusammenfassung der Ergebnisse.

Untersuchungsstelle (UST)	UST "Hafen"	UST "Insel"	UST "Profil 15"	UST "Profil 20"
Gewässer	Drau			
Datum	13.07.2009			
Bioregion	Großer Fluss - Drau Abschnitt 1			
Beteiligte Bioregionen	SA, UZA, VZA			
Höhenstufe	1 (< 500 m)			
Trophische Grundzustandsklasse	mesotroph			
Saprobielle Grundzustandsklasse	gesamte Gewässergüteklasse I-II			
Gezählte Kieselalgenindividuen	588	567	518	486
Anzahl Taxa gesamt	51	55	58	70
Anzahl Taxa auf Artniveau	49	54	58	69
Anzahl Taxa Referenzarten	17	20	24	22
Abundanz gesamt [%]	200	99,82	100	100
Abundanz auf Artniveau [%]	180	99,65	100	99,79
Abundanz Referenzarten [%]	98,27	84,13	51,54	66,46
Trophie-Index nach ROTT et al. 1999	1,95	1,53	2,27	1,82
EQR Modul Trophie	0,83	0,94	0,66	0,82
Zustandsklasse Modul Trophie	gut (good)	sehr gut (high)	gut (good)	sehr gut (high)
Saprobitäts-Index nach ROTT et al. 1997	1,83	1,4	1,84	1,58
EQR Modul Saprobie	0,87	1	0,85	0,95
Zustandsklasse Modul Saprobie	gut (good)	sehr gut (high)	gut (good)	sehr gut (high)
Rel. Anteil der Referenzartenabundanz an der Gesamtabundanz	0,55	0,84	0,52	0,67
Rel. Anteil der Referenzartenzahl an der Gesamtartenzahl	0,35	0,37	0,41	0,32
EQR Modul Referenzarten	0,48	0,67	0,52	0,55
Zustandsklasse Modul Referenzarten	mäßig (moderate)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
<b>Ökologische Zustandsklasse</b>	<b>gut (good)</b>	<b>gut (good)</b>	<b>gut (good)</b>	<b>gut (good)</b>

Es ist aber, wie Eingangs angemerkt, jedenfalls festzuhalten, dass für den vorliegenden Stau, der als heavy modified water body ausgewiesen wurde, die Bewertung anhand der ökologischen Zustandsklasse nicht zulässig ist.

## 8.5 Zusammenfassung

- Der Algenbewuchs wurde an vier Stellen im Stauraum untersucht.
- Es konnte eine artenreiche Kieselalgenflora festgestellt werden.
- Es konnte in der Zusammensetzung der Algenflora ein Gradient entlang der Strömungsgeschwindigkeit bzw. dem Feinsedimentanteil dargestellt werden.
- Eine Bewertung anhand der ökologischen Zustandsklasse der Algen ist für ein hmwb-Gewässer nicht zulässig.

## 9 Makrozoobenthos

Makrozoobenthische Organismen, auch Fischnährtiere benannt, spielen einerseits in ihrer Anzahl und Diversität eine große Rolle als Nahrungsbasis für diverse Fische andererseits werden sie für die Bestimmung der Gewässergüte verwendet.

### 9.1 Lage und Art der Untersuchungen

Die Makrozoobenthos-Besammlung im Stau Annabrücke erfolgte nach unterschiedlichen Methoden. In Abb. 64 sind die Lage der Probestellen und die jeweils verwendete Methodik grafisch dargestellt:

- Corer – Probe (quantitativ)
- MHS – Probe (quantitativ)
- Modul 2 – Probe (qualitativ bzw. semiquantitativ)
- quantitative Probe
- Besiedlungssubstrat

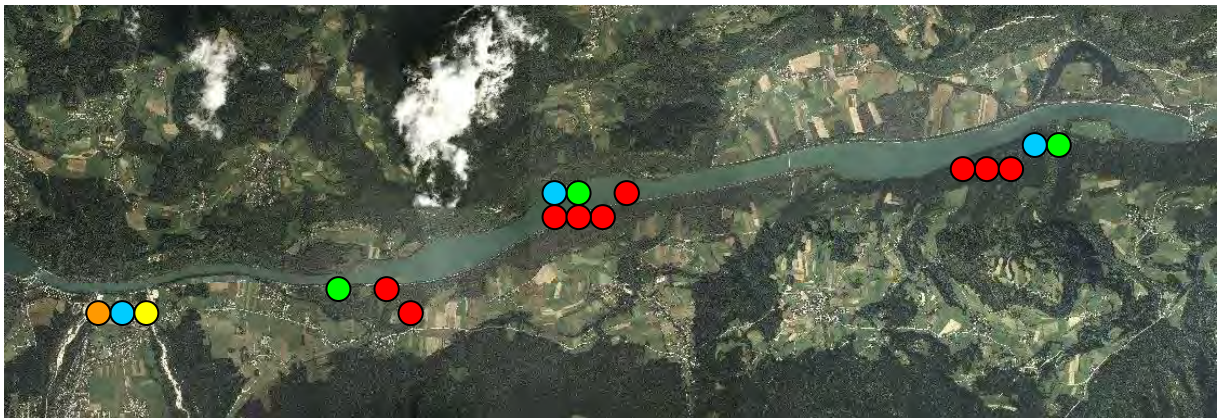


Abb. 64: Lage der Probestellen und verwendete Methodik.

### 9.2 Methodik

Die makrozoobenthischen Probenahmen erfolgten am 29.9.08 bzw. 14.10.08 sowie am 13.7.09 bzw. 29.7.09 an den in Abb. 64 bzw. Tab. 42 gezeigten Stellen. Im Jahr 2008 wurde für alle Proben eine komplette Analyse durchgeführt, im Jahr 2009 wurde außer dem Besiedlungssubstrat in der Stauwurzel, welches ebenfalls komplett analysiert wurde, nur die Biomasse (g FG) bestimmt (Tab. 42).

Tab. 42: Untersuchungsprogramm MZB mit Angaben zur Methodik.

Probestelle	Herbst 2008			Sommer 2009		
	Methodik	Determination	Biomasse	Methodik	Determination	Biomasse
uh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	Core	x	x	Core		x
uh. Rottensteiner Brücke mittig	Core	x	x	Core		x
uh. Rottensteiner Brücke linksseits	Core	x	x	Core		x
oh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	Core	x	x			
oh. Rottensteiner Brücke mittig	Core	x	x			
oh. Rottensteiner Brücke linksseits	Core	x	x			
uh. Rottensteiner Brücke Insel	25x25 cm <sup>2</sup>	x	x	25x25 cm <sup>2</sup>		x
uh. Rottensteiner Brücke Insel	qualitativ	x		qualitativ		
Uh. Guntschacher Au links				Core		x
Uh. Guntschacher Au rechts				Core		x
Stauwurzel Schilf links	0,625 m <sup>2</sup>	x	x			
Stauwurzel Ufer links	MHS	x	x			
Guntschacher Au	qualitativ	x				
Profil 22 Ufer links				Core		x
Profil 21 Ufer rechts	qualitativ	x				
Profil 20 Ufer links				25x25 cm <sup>2</sup>		x
Profil 15 Ufer rechts				25x25 cm <sup>2</sup>		x
Besiedlungssubstrat				quantitativ	x	x

## 9.2.1 MHS - Probe

Die Methodik orientierte sich am LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A2 – MAKROZOOBENTHOS (BMFLFW, 2009).

Dabei wird für die Besammlung des Makrozoobenthos (MZB) die MHS-Methode (multi habitat sampling) gemäß MOOG ET AL. (2006a) angewandt. Es wurde im vorliegenden Fall eine Gewässerstrecke von ca. 35 m Länge beprobt. Die Anteile der einzelnen vorhandenen Choriotope (Teillebensräume) werden dabei gemäß ÖNORM M6232 bzw. der RICHTLINIE ZUR BESTIMMUNG DER SAPROBIOLOGISCHEN GEWÄSSERGÜTE VON FLIESSGEWÄSSERN (BMLFW, 1999) bzw. MOOG ET AL. (2006a) geschätzt. Bereiche mit und ohne Algenaufwuchs sowie riffles und pools werden zusätzlich unterschieden. Die so erhaltenen Schätzungen bildeten die Basis für die Probenahme.

Die weitere Probenbearbeitung folgt der MHS-Sorting-Method gemäß MOOG ET AL. (2006b).

Sämtliche Berechnungen werden mittel ECOPROF 3.1 durchgeführt.

Nach der Gebietseinteilung Österreichs befindet sich das Untersuchungsgebiet in der Ökoregion der Alpen, die Bioregion ist mit „Große alpine Flüsse – Drau“ ein Sondertypus. Die Seehöhe liegt bei 420 m, die Einzugsgebietsgröße spielt im vorliegenden Fall keine Rolle.

Somit ergibt sich für die Drau ein saprobieller Grundzustand von 1,75.

Nach der detaillierten MZB-Methode nach MOOG & OFENBÖCK (2005) werden neben der Abweichung des SI auch sogenannte Multimetriche Indices zur Bewertung herangezogen. Die ökologische Zustandsklasse wird anschließend aufgrund der errechneten Indices und ihrer Abweichung gegenüber Sollwerten zugeordnet.

Es wurde im Uferbereich der Stauwurzel im Herbst 2008 eine MHS-Probe entnommen (Tab. 42).

## 9.2.2 Modul 2 – Probe (qualitativ bzw. semiquantitativ)

Die qualitative bzw. semiquantitative Besammlung des Makrozoobenthos (MZB) wird gemäß ÖNORM 6232 bzw. der RICHTLINIE ZUR BESTIMMUNG DER SAPROBIOLOGISCHEN GEWÄSSERGÜTE VON FLIESSGEWÄSSERN (1999) mittels kick-sampling-Methode durchgeführt (Beprobungsmodus Modul 2 (Abb. 65)). Dazu werden Steine im Bachbett mit Händen oder Füßen umgedreht oder verschoben und die abdriftenden Tiere mit dem Euro-Kicknetz aufgefangen. Weiters werden einzelne Steine, Holzstücke etc. aus dem Gewässer entnommen und nach Tieren abgesucht.



Die Häufigkeit der so erhaltenen Organismen wird in einer Inspektionstasse vor Ort in Abhängigkeit der einzelnen Taxa (systematischen Kategorien) geschätzt und protokolliert (5-stufiges Häufigkeitsschätzsystem (Tab. 43).

Die für die Dokumentation notwendigen Einstufungen sind der FAUNA AQUATICA AUSTRIACA (MOOG 1995, 2002) entnommen.

Sämtliche Berechnungen werden ebenfalls mittels ECOPROF 3.1 durchgeführt.

Abb. 65: MZB-Aufnahme mittels kick-sampling.

Tab. 43: 5 - stufiges Häufigkeitsschätzsystem.

Häufigkeit	Abundanz
1 - vereinzelt	1
2 - selten	10
3 - verbreitet	100
4 - häufig	1000
5 – sehr häufig bis massenhaft	10000

Qualitative Aufnahmen wurden im Bereich der Insel unterhalb der Rottensteiner Brücke im Herbst 2008 und Sommer 2009 durchgeführt, weiters im Ausrinnbereich der Guntschacher Au im Herbst 2008 (Tab. 42).

### 9.2.3 Quantitative Probe

Im Herbst 2008 wurde im Bereich der Stauwurzel eine halbe MHS-Probe (0,625 m<sup>2</sup>) entnommen, bei der Insel unterhalb der Rottensteiner Brücke eine Fläche von 25 x 25 cm<sup>2</sup>. Im Sommer 2009 wurde die Insel neuerlich untersucht, bei den Sattnitzwänden rechtsseits beim Profil 20 und beim Profil 15 linksseits (Schlammauflage auf Asphalt) ebenfalls eine Fläche von 25 x 25 cm<sup>2</sup> beprobt. Die Bestimmung und Auswertung der makrozoobenthischen Organismen erfolgt quantitativ, die Berechnungen wurden mit ECOPROF 3.1 erledigt.



## 9.2.4 Corer - Probe

Zur Beprobung des Feinsediments der Drau wurde ein sogenannter Corer (Fläche: 0,002827 m<sup>2</sup>) verwendet (Abb. 66). Dieser besteht vereinfacht gesagt aus einem an einem Seil befestigten unten offenen Rohr, welches beim Hinablassen vom Boot je nach Sedimentstärke und –dicke mehr oder weniger tief in den Boden eindringt. Das Rohr wird anschließend beim Heraufziehen durch einen Mechanismus unten verschlossen, damit kein Sediment austreten kann. Aufgrund der Durchsichtigkeit des Rohres (Plexiglas) kann an Bord die Eindringtiefe sowie die Schichtung des Sediments abgelesen werden. Sämtliche Berechnungen wurden wieder mittels ECOPROF 3.1 durchgeführt. Es wurde im Herbst 2008 ein Querprofil vor der Insel im unteren Abschnitt des Staus gelegt, ein weiteres etwa mittig in Höhe des Profils 21 jeweils linkerhand, staumittig und rechtsseits. Im Sommer 2009 wurde das untere Querprofil erneut beprobt. Weitere Cores wurden unterhalb der Guntschacher Au linksseits und rechtsseits in den flacheren Bereichen entnommen, ein weiterer beim Profil 22 linksseits (Tab. 42).



Abb. 66: Core zur Beprobung von Feinsubstraten des Profundales.

## 9.2.5 Besiedlungssubstrat

Um die Besiedlung des Stauwurzelbereiches dokumentieren zu können, wurde im Herbst 2008 ein Besiedlungssubstrat versenkt, das durch ein Hochwasserereignis aber nicht mehr auffindbar war. Ein weiteres Besiedlungssubstrat wurde im Sommer 2009 ausgebracht und 4 Wochen exponiert. Die Fläche des eingebrachten Besiedlungssubstrates entsprach 0,07 m<sup>2</sup> (Tab. 42).

## 9.2.6 Biomasse-Bestimmung

Die Biomasse wurde als Formol-Frischgewicht gewogen. Die Angaben bei den Mollusca verstehen sich inklusive Schale.

## 9.3 Ergebnisse und Diskussion

### 9.3.1 Abundanzen

Die quantitativen Beprobungen ergaben für die einzelnen Choriotope sehr unterschiedliche Abundanzen (Tab. 44). Während im Profundal (Schlamm) relativ hohe Individuendichten festgestellt werden konnten, liegen diejenigen der weiteren Habitate weit darunter.

Im Profundal wurden im Mittel am 14.10.08 52.223,4 Ind./m<sup>2</sup> nachgewiesen, weitaus die meisten Organismen wurden dabei von den Oligochaeten gestellt, deren Abundanzen 40.664,1 Tiere/m<sup>2</sup> erreichten. Dies entspricht fast 80 % der vorhandenen benthischen Organismen. Stärker vertreten waren weiters Erbsenmuscheln mit 5.779,7 Tieren/m<sup>2</sup> (11,1 %). Chironomidae konnten nur in eher geringen Abundanzen (3.420,6 Ind./m<sup>2</sup> bzw. 6,5 %) festgestellt werden. In weitaus geringeren Dichten sind noch Nematoden und Heteroptera, letztere zumindest an einer Stelle in größeren Mengen anzutreffen (Tab. 44).

## STAURAU ANNABRÜCKE

Die Uferbereiche waren dagegen weitaus geringer besiedelt. Es ergab sich eine mittlere Dichte von 2.010,2 Tieren/m<sup>2</sup>. Wie bei den Core-Proben aus dem Profundal zeigte sich ein größerer Schwankungsbereich. Das Besiedlungssubstrat in der Stauwurzel wies dagegen fast 10.000 benthische Organismen/m<sup>2</sup> auf.

Tab. 44: Abundanzen des Makrozoobenthos an den einzelnen Probestellen Herbst 08 und Besiedlungssubstrat 09.

Ind./m <sup>2</sup>	uh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	uh. Rottensteiner Brücke mittig	uh. Rottensteiner Brücke linksseits	oh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	oh. Rottensteiner Brücke mittig	oh. Rottensteiner Brücke linksseits	uh. Rottensteiner Brücke Insel	Stauwurzel Schilf links	Stauwurzel Ufer links	Stauwurzel Besiedlungs- substrat
Turbellaria							0,32			
Nematoda	353,86	707,71	3892,43	3892,43	353,86		0,96		6,40	
Mollusca	4954,00	3892,43	5661,71	4246,28	11677,28	4246,28	0,32	20,00	67,20	
Oligochaeta	18400,57	22646,85	21939,14	55201,70	87048,83	38747,35	152,32	192,80	883,20	14,29
Hirudinea							0,64		9,60	
Crustacea							18,88	42,40	518,40	5757,14
Hydrachnidia								8,80	3,20	
Ephemeroptera				353,86		353,86	3,84		121,60	857,14
Plecoptera								4,00	6,40	685,71
Heteroptera				3538,57		353,86	8,64	293,60	1548,80	14,29
Megaloptera								0,32	22,40	
Trichoptera							16,96	0,80	476,80	171,43
Coleoptera							0,32	2,40	9,60	
Chironomidae	1769,29	6015,57	7431,00	2830,86	353,86	2123,14	28,16	38,40	1280,00	1757,14
restl. Diptera						353,86	0,96	58,40	172,80	671,43
Summe	25477,71	33262,56	38924,27	70063,69	99433,83	46178,34	232,32	672,00	5126,40	9928,57

### 9.3.2 Biomassen

Die Biomassen des Profundals erreichten im Herbst 2008 im 14,6 g/m<sup>2</sup>. In den Uferbereichen konnten extreme Schwankungen festgestellt werden. Es zeigte sich im Bereich der Insel ein Spitzenwert von 23,4 g/m<sup>2</sup>, in den Uferbereichen der Stauwurzel dagegen war die Biomasse sehr gering (Tab. 45). Es handelt es sich um Bereiche, die den Wasserstandsschwankungen unterliegen.

Tab. 45: Biomassen des Makrozoobenthos an den einzelnen Probestellen Herbst 08.

g/m <sup>2</sup>	uh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	uh. Rottensteiner Brücke mittig	uh. Rottensteiner Brücke linksseits	oh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	oh. Rottensteiner Brücke mittig	oh. Rottensteiner Brücke linksseits	uh. Rottensteiner Brücke Insel	Stauwurzel Schilf links	Stauwurzel Ufer links
Turbellaria							0,04640		
Nematoda	0,01768	0,03537	0,14148	0,21221	0,01768		0,01120	0,00032	
Mollusca	3,16551	1,64465	8,80683	4,86321	2,56954	2,31666	0,98240	0,12864	0,05504
Hirudinea							0,08320	0,00816	
Oligochaeta	6,41944	4,50952	3,76678	14,99637	17,36608	13,67004	11,04800	0,45568	0,17952
Hydrachnidia								0,00032	0,00240
Crustacea							8,12320	1,45312	0,16528
Ephemeroptera				0,03537	0,08842	0,03537	0,20320	0,23952	0,03688
Plecoptera								0,00016	0,00088
Heteroptera				0,37137		0,03537	0,09280	0,02576	0,04696
Coleoptera							0,00320	0,00288	0,00344
Megaloptera							0,61920	0,14592	
Trichoptera							1,13920	0,26128	0,00120
Chironomidae	0,08842	0,53053	0,58359	0,95496	0,05305	0,26527	1,05280	0,41888	0,01344
Simuliidae									0,00072
Diptera						0,01768	0,02880	0,01808	0,00416
Summe	9,69	6,72	13,30	21,43	20,09	16,34	23,43	3,16	0,51

Im Sommer 2009 wurden im Profundal im Schnitt 8,13 g/m<sup>2</sup> nachgewiesen, 9,81g/m<sup>2</sup> als Mittelwert in den Uferbereichen. In der Stauwurzel konnte mit dem Besiedlungssubstrat ein Wert von 47,29 g/m<sup>2</sup> erhalten werden (Tab. 46). Dieses Extrem ist aber wahrscheinlich methodisch bedingt, im Regelfall ist nicht zu erwarten, dass auf der überströmten Sohle *Gammarus* in höheren Dichten vorhanden ist, d.h. der Wert wäre zu relativieren. Insgesamt ist jedenfalls festzustellen, dass die benthischen Individuen im Uferbereich bzw. in der Stauwurzel um Zehnerpotenzen massereicher sind als im Profundal, d.h. es wäre für einen benthosfressenden Fisch effizienter, seine Nahrung am Ufer oder in der Stauwurzel zu suchen.

Tab. 46: Biomassen des Makrozoobenthos an den einzelnen Probestellen Sommer 09.

g/m <sup>2</sup>	uh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	uh. Rottensteiner Brücke mittig	uh. Rottensteiner Brücke linksseits	uh. Guntschacher Au linksseits	uh. Guntschacher Au rechtsseits	Profil 22 linksseits	uh. Rottensteiner Brücke Insel	Profil 20 linksseits	Profil 15 rechtsseits	Stauwurzel Besiedlungs- substrat
Turbellaria										
Nematoda							0,01920			
Mollusca	1,13194	0,49522	0,38911	0,70746	1,16732	3,18359	0,01760	0,01440	2,58560	
Hirudinea										
Oligochaeta	7,32225	3,25433	3,28971	2,29926	1,27343	5,80120	1,03200	0,79520	0,12000	0,00143
Hydrachnidia									0,10400	
Crustacea	0,03537				0,10612		0,32480	11,02720	0,03360	40,55286
Ephemeroptera				7,74673			1,33920	0,01440	1,29280	4,18000
Plecoptera										0,84429
Heteroptera							0,54880	0,15520	0,89760	0,00286
Coleoptera							0,01760			
Megaloptera										
Trichoptera							0,03360			0,21571
Chironomidae	2,26388	1,34418	0,49522		5,23523	1,23806	1,26720	0,63680	7,11040	0,64857
Simuliidae									0,00320	0,00571
Diptera									0,02560	0,83429
Summe	10,75	5,09	4,17	10,75	7,78	10,22	4,60	12,64	12,17	47,29

Im Gesamtschnitt liegen als Überschlagsrechnung ca. 11,3 g/m<sup>2</sup> im Tiefen-Feinsediment vor, 9,4 g/m<sup>2</sup> im Uferbereich und bei Relativierung des Extremwertes der Stauwurzel von 47,29 auf ein Drittel bzw. Viertel ca. 14 g/m<sup>2</sup> am Boden der Stauwurzel.

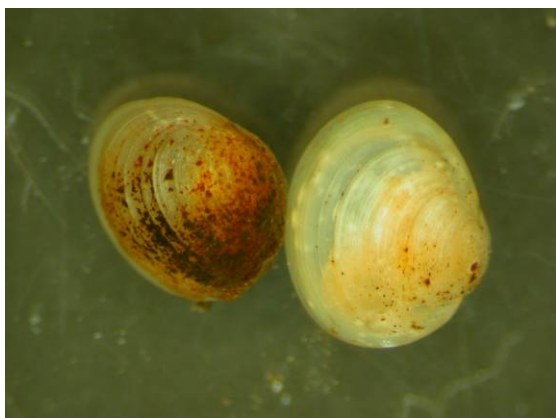
### 9.3.3 Arten und Taxa-Anzahl

Die Proben des Profundales ergaben eher weniger Taxa, dagegen war die Taxazahl in den Uferbereichen zum Teil stark erhöht.

Während im Profundal nur Oligochaeta, Chironomidae, Nematoda, Bivalvia (Abb. 67) sowie eher sporadisch Ephemeroptera (zumeist *Ephemera danica*) (Abb. 67) und Heteroptera anzutreffen sind, kommen in den Uferbereichen relativ mehr Taxa bzw. Arten vor. Dort kann de facto die ganze Bandbreite der benthischen Großgruppen nachgewiesen werden. Dies zeigt sich besonders bei den qualitativen Untersuchungen, wo eine höhere Diversität nachzuweisen war.



## STAURAUM ANNABRÜCKE

Abb. 67: Chironomidae, Oligochaeta, Bivalvia (Sphaeriidae) und *Ephemera danica*.

Im Mittel wurden im Profundal ca. 14 (11-18) Taxa gesichtet, in den Uferbereichen 55 (36-74). In Summe wurden im Profundal jedenfalls 34 Taxa gefunden (1 Nematoda, 6 Mollusca, Ephemeroptera, 1 Heteroptera, 11 Oligochaeta, 12 Chironomidae, 1 restliche Diptera) (Tab. 47). In Summe finden sich in den Uferbereichen 123 Taxa (1 Nematoda, 1 Turbellaria, 11 Mollusca, 14 Oligochaeta, 4 Hirudinea, 1 Hydrachnidia, 4 Crustacea, 10 Ephemeroptera, 2 Plecoptera, 1 Heteroptera, 4 Coleoptera, 8 Trichoptera, 58 Chironomidae, 4 restliche Diptera). Es sei hier aber darauf hingewiesen, dass in der hierhergestellte Guntschacher Au aufgrund eines Geo-Tages im Jahr 2000 eine weitaus höhere Artenvielfalt nachgewiesen wurde. Im Stauwurzelbereich sind am Gewässerboden mittels Besiedlungssubstrat 42 Taxa nachzuweisen (1 Oligochaeta, 5 Crustacea, 5 Ephemeroptera, 5 Plecoptera, 1 Heteroptera, 5 Trichoptera, 17 Chironomidae, 3 restliche Diptera).

Tab. 47: Anzahl der Taxa an den einzelnen Probestellen im Herbst 2008 (Besiedlungssubstrat: Sommer 2009).

Taxazahlen	uh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	uh. Rottensteiner Brücke mittig	uh. Rottensteiner Brücke linksseits	oh. Rottensteiner Brücke rechtsseits	oh. Rottensteiner Brücke mittig	oh. Rottensteiner Brücke linksseits	uh. Rottensteiner Brücke Insel	Stauwurzel Schilf links	Stauwurzel Ufer links	Guntschacher Au	Profil 21 Ufer	Stauwurzel Besiedlungss ubstrat
Turbellaria							1			1	1	
Nematoda	1	1	1	1	1		1		1	1		
Mollusca	5	3	3	5	4	3	4	4	6	5	1	
Oligochaeta	4	5	3	4	10	7	12	9	15	6	9	1
Hirudinea							1		1	3		
Crustacea							3	3	5	2	3	5
Hydrachnidia								1	1	1	1	
Ephemeroptera				1		1	5	2	6	5	3	5
Plecoptera								1	1			5
Heteroptera				1		1	1	1	1	1	1	1
Megaloptera							1		2			
Trichoptera							6	1	7	5	6	5
Coleoptera							1	1	2	1		
Chironomidae	3	5	4	6	1	3	34	9	22	24	9	17
restl. Diptera						1	4	5	3	2	2	3
Summe	13	14	11	18	16	16	74	37	73	57	36	42

Generell zeigen die Oligochaeta einen hohen Anteil an Tubificidae (*Limnodrilus*, *Tubifex*), dies sowohl im Profundal als auch in den Uferbereichen. Unter den Chironomidae sind *Procladius* und *Harnischia* im Profundal dominant, im Uferbereich treten viele Arten hinzu. Crustacea, Ephemeroptera, Corixidae und Trichoptera sind vor allem in den Uferbereichen zu finden. In der Stauwurzel konnten im Besiedlungssubstrat auch mehrere Plecopteren-Taxa nachgewiesen werden. Bemerkenswert ist weiters ein Fund von *Isoperla obscura* auf Treibholz in Höhe der Insel unterhalb der Rottensteiner Brücke, diese Tier stammt mit Sicherheit ebenfalls aus der Stauwurzel. Die Artenzusammensetzung der einzelnen Untersuchungsstellen ist beim kärntner Institut auf Anfrage erhältlich.

### 9.3.4 Einstufungen

Die saprobiologische Gewässergüte des Stauraumes spiegelt die einzelnen Choriotope ebenfalls wider. Im Profundal liegt der Saprobienindex naturgemäß zwischen 2,11 und 2,20, dies würde der biologischen Gewässergüteklasse II entsprechen. In den Uferbereichen treten mehrere Arten hinzu, insbesondere saprobiell tolerante Taxa wie *Asellus aquaticus*. Es ergibt sich hier nach den quantitativen und qualitativen Beprobungen ein Bereich des SI von 2,11 bis 2,36, was der biologischen Gewässergüte II bzw. II-III entspricht. Für den Stauwurzelbereich lässt sich die biologische Gewässergüte mit einem SI von 2,23 mit der Klasse II angeben.

Die Flussregion anhand des MZB lässt sich in den Profundalproben als Übergangsbereich vom Epium zum Metapotamal berechnen (Abb. 68). Für die Uferbereiche lässt sich ein ähnliches Bild darstellen, nur sind die Anteile des Litorals naturgemäß höher. Der Bereich der Stauwurzel lässt sich dagegen als Hyporhithral kennzeichnen.

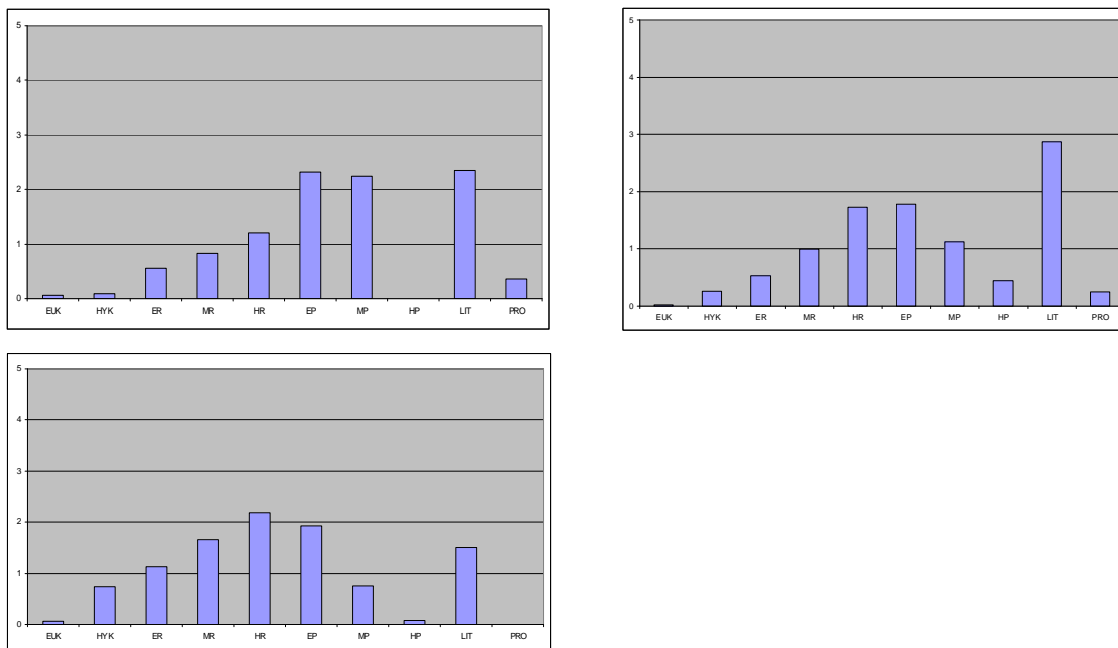


Abb. 68: Verteilung der Flussregionen anhand der Profundalfauna (links oben), der Litoralfauna (rechts oben) und des Benthals der Stauwurzel (links unten).

Die Analyse der funktionellen Ernährungstypen ergab für das Profundal naturgemäß ein eindeutiges Überwiegen der Detritivoren (Abb. 69). Im Litoral ist dieses Maximum natürlich nicht so ausgeprägt, es treten hier Weidegänger und Zerkleinerer, wenn auch nur in vergleichsweise geringem Maß, hinzu. Der Bereich der Stauwurzel sind zwar ebenfalls die Detritivoren dominant, es treten aber verstärkt Zerkleinerer und Weidegänger auf. Generell ist festzuhalten, dass der Anteil der räuberischen Benthos-Organismen sehr gering ist.



## STAU RAUM ANNABRÜCKE

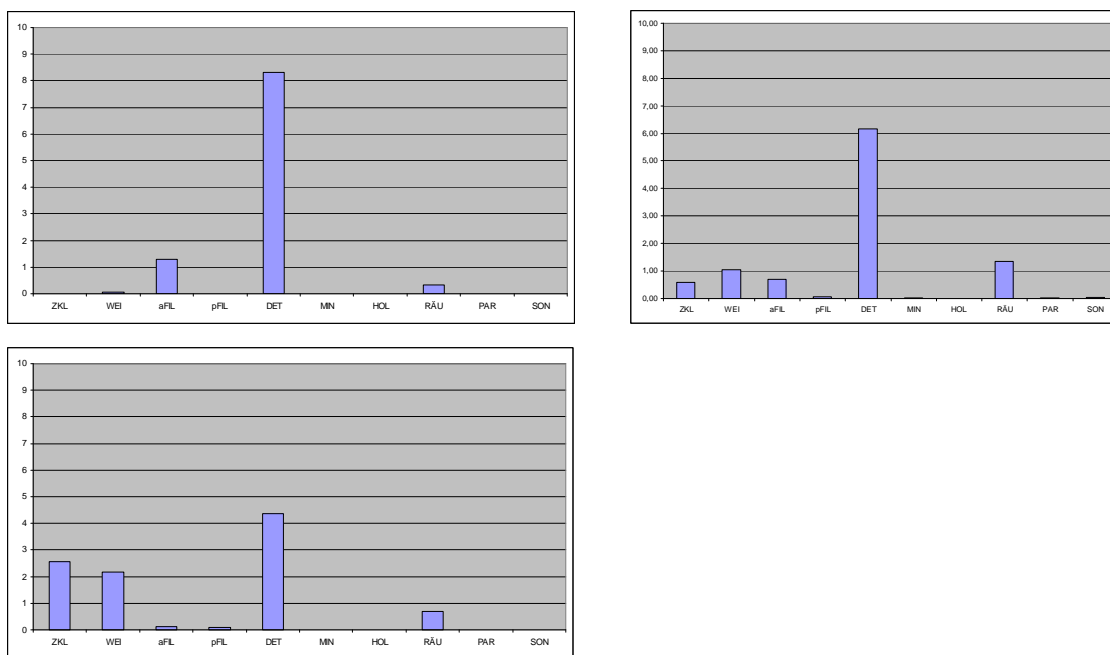


Abb. 69: Verteilung der funktionellen Ernährungstypen anhand der Profundalfauna (links oben), der Litoralfauna (rechts oben) und des Benthals der Stauwurzel (links unten).

### 9.3.5 Vergleich mit weiteren Stauhaltungen

Die vorgefundenen Abundanzen im Profundal des Stauraums Annabrücke liegen in derselben Größenordnung wie in anderen Stauen der Drau (Tab. 48) bzw. etwas höher als im gegenständlichen Stauraum in früheren Untersuchungen (ISOP, 1983, GRAGGER, 1984, SCHULZ ET AL., 1986, WASSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN 1997 bis 2001, FLIEßGEWÄSSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN 2000 und 2007). Die Abundanzen der Stauwurzel sind ebenfalls vergleichbar.

Tab. 48: Abundanzen des MZB in der aktuellen Studie und in weiteren Stauen der Drau - Profundal.

Ind./m <sup>2</sup>	1984	1985	1995	1996	1997	1998	1999	2001	2003	2006	aktuelle Studie
<b>Stauwurzel Paternion</b>					11.995	62.801	35.270	17.032	3.318		
<b>Stauwurzel Villach</b>		12.728			5.359	17.710					
<b>Stau Villach</b>		16.150	855.304	11.924	63.825	90.610					
<b>Stau Rosegg</b>	232.700	510.701	220.483	82.443	56.930	48.354	10.696				
<b>Stau Feistritz</b>		40.500									
<b>Stau Ferlach</b>		52.241									
<b>Stauwurzel Annabrücke</b>											9.929
<b>Stau Annabrücke</b>	20.600		10.827	27.067	11.580	13.967					44.796
<b>Stauwurzel Edling</b>					2.898	5.532				725	
<b>Stau Edling</b>		12.090	13.972	31.456	9.370	11.492					
<b>Stau Lavamünd</b>		32.356	28.822	45.647	8.486	64.178					
<b>Stau Lavamünd Tiefenrinne</b>					1.357	8.315					

Dasselbe gilt für die Biomassen. Es fällt aber auf, dass im Stauraum Annabrücke im Vergleich zu den anderen Stauhaltungen früher weniger benthische Biomasse vorhanden war und sich nunmehr den Werten des Staus Edling angleicht (Tab. 49).

Tab. 49: Biomassen des MZB in der aktuellen Studie und in weiteren Stauen der Drau.

Biomasse g/m <sup>2</sup>	1995	1996	1997	1998	1999	2001	aktuelle Studie
<b>Stauwurzel Paternion</b>			18,9	32,94	30,45	17,33	
<b>Stauwurzel Villach</b>			56,4	44,88			
<b>Stau Villach</b>	128,17	8,02	35,774	140,6			
<b>Stau Rosegg</b>	9,29	36,24	76,926	38,22	5,99		
<b>Stauwurzel Annabrücke</b>							47,29 bzw. 14
<b>Stau Annabrücke</b>	4,01	5,85	3,78	10,66			11,3
<b>Stauwurzel Edling</b>			73,35	121,356			
<b>Stau Edling</b>	4,48	12,95	13,562	12,1			
<b>Stau Lavamünd</b>	11,97	15,52	115,29	80,28			
<b>Stau Lavamünd Tiefenrinne</b>			397,6	28,52			

Zusätzlich zu den makrozoobenthischen Untersuchungen wurde auch etwas südlich der Insel unterhalb der Rottensteiner Brücke ein Plankton-Netzzug entnommen, um eine eventuelle planktische Nahrungsgrundlage im Stau aufzuzeigen (Tab. 50). Es konnten zwar ein paar wenige Formen nachgewiesen werden, die Dichten sind aber naturgemäß sehr gering und als Nahrungsgrundlage für Fische daher nur äußerst eingeschränkt bis gar nicht von Nutzen. Bei den meisten dieser Tiere dürfte es sich um aus der Guntshacher Au abgedriftete Individuen handeln.

Tab. 50: Zooplankton des unteren Teils der Stauhaltung, 2 = vereinzelt.

Art	Häufigkeit
Cyclopoider Nauplius ( <i>Larvenform</i> )	2
Cyclopoider Copepodid ( <i>Larvenform</i> )	2
<i>Bosmina coregoni</i>	2
<i>Keratella cochlearis</i>	2
<i>Trichocerca similis</i>	2
<i>Polyarthra</i> sp.	2

Prinzipiell ist festzuhalten, dass Fische Nahrungsopportunisten sind, d.h. sie fressen solche Organismen, die leicht zur Verfügung stehen bzw. solche, wo sie ihren Energiehaushalt optimieren können. Das bedeutet, dass einerseits je nach Saison häufige Tiere gefressen werden, andererseits zwischen großen und kleinen oder z.B. vitaminreichen Futtertieren unterschieden wird. Somit werden oft Bereiche mit vielleicht wenigeren, aber größeren und unterschiedlichen benthischen Tieren aufgesucht, und hier wiederum spielt die Struktur des Habitats eine entscheidende Rolle. In einem gut strukturiertem Bereich sind nicht nur die Bedingungen für den Fisch als Lebensraum an sich optimal, sondern auch für seine Futterorganismen. Makrophytenbestände, Flachwasserzonen bzw. Strukturen generell steigern damit sowohl die benthische Abundanz, Biomasse und Diversität als auch diejenigen der Fische.

## **9.4 Zusammenfassung**

- Insgesamt ist eine stautypische Biocönose vorhanden.
- In den Uferbereichen und Sonderstrukturen (Guntschacher Au, auch Stauwurzel) ist die Diversität höher als im Profundal.
- Die Abundanzen sind im Profundal im Allgemeinen sehr hoch, im Schnitt sind die einzelnen Organismen dort aber kleiner als in strukturierten Bereichen.
- Eine entsprechende Fischnährbasis ist jedenfalls gegeben.

## 10 Bestandsschätzung für den Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) im Draustau Annabrücke – Thomas Oberlercher



Abb. 70: Signalkrebse aus dem Stau Annabrücke Foto: Oberlercher.

### 10.1 Flusskrebsarten in Kärnten

In Kärnten finden sich sechs Flusskrebsarten, wovon drei heimisch sind und drei eingebürgert wurden. Natürlich vorkommende Spezies sind der Edelkrebs (*Astacus astacus*), der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) und der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*). Die beiden Erstgenannten sind im sind im ganzen Bundesland bis etwa 1100 m Seehöhe verbreitet, letzterer kommt nur im Oberen Gailtal und Oberen Drautal vor (PETUTSCHNIG, 1998).

Von den drei eingebürgerten Arten gilt der aus Osteuropa eingeführte Sumpfkrebs oder Galizier (*Astacus leptodactylus*) als unproblematisch und ist im Vassacher See und im Wörthersee zu finden (PÖCKL, 1998 a). Eine große Bedrohung für die heimischen Arten stellen jedoch der aus Nordamerika stammende Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und der Kamberkrebs (*Oronectes limosus*) dar, da sie potenzielle Überträger der Krebspest sind. Der Kamberkrebs kommt momentan nur im Weißensee vor, was auf die isolierte Lage dieses Gewässers zurückzuführen ist. Der Signalkrebs jedoch ist in weiten Teilen Kärntens vor allem im Unterland vertreten und dürfte sich noch weiter ausbreiten, da er

ähnliche Ansprüche wie der Edelkrebs stellt, aber stärker reproduziert und ein ausgeprägtes Wanderverhalten zeigt, was ihm ermöglicht schnell neues Terrain zu erobern (PETUTSCHNIG, 2001).

## **10.2 Der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*)**

Infolge des Einbruchs der heimischen Krebsbestände durch die Krebspest wurde Anfang der 1970er Jahre nach einem Ersatz gesucht. Aus ökologischer sowie wirtschaftlicher Sicht schien der Signalkrebs als resistente Art mit ähnlichen Umweltansprüchen bestens geeignet. 1971 wurde daher *P. leniusculus* in Kärntner Gewässern ausgesetzt. Zu Beginn wurde er im Klagenfurter Becken sowie im Rosental, später auch in anderen Regionen eingebracht. Heute gibt es in Kärnten starke Bestände die eine große Bedrohung für die heimischen Krebsarten darstellen (PETUTSCHNIG, 1999).

Ein übermäßiges Auftreten dieser Scherenritter kann sicherlich auch ein Ökosystem stören, da der aggressive Allesfresser erfolgreich in die Nahrungsnischen anderer Arten eindringt bzw. Populationen direkt schädigen kann.

## **10.3 Morphologie**

Der Signalkrebs erreicht eine Größe von bis zu 17 cm, in Extremfällen bis zu 30 cm. Die Seiten des Rostrums sind glatt und verlaufen mehr oder weniger parallel ehe sie sich in der Schulterregion treffen. Die Stirnspitze (Apex) ist abgesetzt, lang und sehr spitz. Längs des Apex verläuft ein glatter Mittelkiel. Der Körper ist glatt und ohne Dornen oder Höcker. Hinter dem Auge trägt er 2 Paar Postorbitalknoten. Dornen oder Höcker hinter der Nackenfurche sind nicht vorhanden. Zwischen der Nackenfurche und dem Auge, also am seitlichen Vorderkopf, sind keine weiteren Dornen oder ausgeprägte Höcker ausgebildet. Färbung ist meist bläulich-braun bis rötlich-braun, kann aber zwischen hell- und dunkelbraun variieren. Der Rückenpanzer ist zum Abdomen dunkel abgesetzt. Die kräftigen Scheren sind glatt und ungekörnt. Die Scherenunterseite ist lebhaft rot. Charakteristisch ist ein großer, weiß-türkisfarbener Fleck im Bereich des Scherengelenkes (PÖCKL et al., 2002).

## **10.4 Ökologie**

*P. leniusculus* stellt ähnliche ökologische Ansprüche wie der Edelkrebs, ist jedoch zäher als dieser, wächst rascher und hat mehr Nachkommen. Auffallend sind sein aggressives Verhalten und seine hohe Mobilität.

Er kommt in sommerwarmen Niederungsflüssen und -bächen, Seen, Weihern, Schotterteichen sowie Stauräumen vor.

Durch das Graben von Gangsystemen unterminiert er oft Ufer, Dämme und Bewässerungsanlagen (PÖCKL et al., 2002)

## **10.5 Ernährung**

Der Signalkrebs besitzt, wie der Edelkrebs, ein sehr breit gefächertes Nahrungsspektrum, es reicht von abgestorbenem Pflanzenmaterial, lebenden Makrophyten und Algen über alle möglichen Kleintiere wie Egel, Insektenlarven, Schnecken oder Muscheln bis hin zu großen toten Fischen und Kannibalismus. Die nachtaktiven Tiere gehen dabei vorwiegend nach der Dämmerung auf Futtersuche, die Aktivität hängt dabei von Wassertemperatur und Stoffwechselrate ab, in den Sommermonaten ist somit von größeren Aktionsradien auszugehen (HAGER, 1996).



## 10.6 Häutung

Flusskrebse besitzen wie alle Arthropoden ein Exoskelett, wodurch ein Wachstum nur durch Häutung stattfinden kann. Vor der Häutung wird Calcium aus dem Chitinpanzer resorbiert wodurch er weich und flexibel wird. Anschließend nimmt das Tier Wasser auf, wodurch eine Größenzunahme erfolgt und der alte Panzer zwischen Cephalothorax und Abdomen aufbricht. Durch diese Öffnung schlüpft der Krebs aus seiner alten Schale. Darunter liegt bereits das neue, aber noch weiche Skelett, welches noch keinen Schutz bietet. Diese auch Butterkrebse genannten Tiere suchen bis zur Aushärtung des Skeletts nach 8 - 10 Tagen Verstecke auf, um Fressfeinden und anderen Bedrohungen auszuweichen (HUXLEY, 1880).

Durch das Häuten sind Flusskrebse auch in der Lage verlorene Gliedmaßen, wie etwa eine Schere, wieder nachzubilden. Sie ist anfangs klein, nähert sich aber mit jeder Häutung weiter der ursprünglichen Größe an (PÖCKL, 1998 b).

## 10.7 Der Krebs als Nahrung

Trotz seiner Wehrhaftigkeit ist der Signalkrebs ein beliebtes Beutetier. Zu seinen Fressfeinden gehören die carnivore Fische wie Flussbarsch, Hecht, Zander, Aalrutte, Wels, Aitel und Rapfen, sowie Wasser- und Bismarratten, Enten und Reiher (MUUS & DAHLSTRÖM, 1990). Nahrungsanalysen der im Stau Annabrücke gefangenen Fische bestätigten diese Aussage. Sogar im Magen von Karpfen wurden Signalkrebse gefunden. SVENSSON (1993) gibt auch das Rotauge als Fraßfeind für Flusskrebse, wenn auch nur für die Generation 0+, an.

Auch wurden Krebse schon von jeher durch den Menschen genutzt, im Mittelalter beispielsweise waren Krebse fixer Bestandteil in den Küchen. Dieser Umstand führte nicht zuletzt zum Besatz fremder Arten in der Hoffnung auf Ertragssteigerung, leider wurde damit auch die Krebspest eingeschleppt (PÖCKL, 1998 c).

## 10.8 Krebspest

Die Krebspest wird durch den Pilz *Aphanomyces astaci* hervorgerufen, bei Infektion dringen die Pilzhypen durch den Panzer in das Muskel- und Nervengewebe ein und richten dort tödlichen Schaden an (OIDTMANN et al., 1997). Die Überträger des Pilzes sind *P. leniusculus* und der Kamberkreb (*Oreonectes limosus*). Sie selbst sind durch einen speziellen Abwehrmechanismus vor der Krankheit geschützt. Ein Enzym in der Cuticula hemmt das Pilzwachstum, dann wird das Pigment Melanin um den Pilz angelagert und dieser abgekapselt, mit der Häutung wird der Erreger wieder abgestoßen. Den heimischen Arten fehlt das entscheidende Enzym (OIDTMANN & HOFFMANN, 1998). Mit der Einführung von *O. limosus* und *P. leniusculus* im 19. Jahrhundert gelangte die Krebspest nach Europa. Erstmals 1860 in Italien nachgewiesen, breitete sich der Pilz 1880 vom Ossiacher See ausgehend in Kärnten aus und vernichtete große Teile der heimischen Bestände (PETUTSCHNIG, 2001). Infizierte Tiere zeigen bereits nach kurzer Zeit eine erhöhte Tagaktivität und als erstes Symptom Kratzbewegungen mit den Schreitbeinen. Später kommen Lähmungserscheinungen hinzu, die Gliedmaßen hängen beim Aufheben schlaff nach unten. Weiters sind Tiere zu beobachten, die umfallen und sich aus eigener Kraft nicht mehr aufrichten können. Der Fluchtreflex setzt aus und das Tier verendet schließlich. (OIDTMANN et al., 1996). Populationen, welche überleben konnten, kamen schließlich durch Verbauungsmaßnahmen, Gewässerverschmutzung, falsche fischereiliche Nutzung von Gewässern und die Ausbreitung des Signalkrebes zusätzlich in Bedrängnis, sodass die heimischen Flusskrebarten heute einen Platz weit oben in der roten Liste einnehmen (PETUTSCHNIG, 2001).

## 10.9 Methoden und Material

### 10.9.1 Wahl der Untersuchungsstelle

Als Referenzfläche wurde die Marina bei Glainach herangezogen. Der Vorteil dieses 490 m<sup>2</sup> großen Bootshafens ist, dass er, aufgrund der schmalen Verbindung zum Fluss, relativ leicht gegen eine Zuwanderung der Krebse zu isolieren ist. Unter Berücksichtigung der Interessen der Angelfischer wurde hierfür ein Absperrnetz derart eingebracht, dass die Passierbarkeit per Boot auch während der Untersuchung gegeben blieb (Abb. 71).



Abb. 71: Absperrn der Marina.

### 10.9.2 Methodik

Zur Abschätzung des Signalkrebsbestandes wurde „removal trapping“, also das systematische Leerfischen eines definierten Bereiches herangezogen. Der Fang der Krebse erfolgte mittels 15 Stück Krebsreusen vom Typ Pirat (Abb. 72), welche mit Leber, Fischen und Hundefutter beködert wurden.



Abb. 72: Krebsreuse „Pirat“.

Das ursprüngliche Vorhaben, die Referenzfläche vollständig abzufischen musste aufgrund der hohen Abundanzen aufgegeben werden.

Als Abschluss wurde daher nach zwei Wochen zusätzlich ein Fang-Wiederfang durchgeführt um die restlichen Individuen zu quantifizieren, zu diesem Zeitpunkt waren bereits hinreichend Daten für qualitative Aussagen gewonnen worden.

Bei der Rückfangmethode wurden möglichst viele Tiere markiert und wieder zurückgesetzt und beim nächsten Durchgang aus dem Verhältnis der Neufänge zu den Wiedergefangenen die Individuenzahl berechnet.

## 10.10 Ergebnisse

Bei den 8 Durchgängen des „removal trapping“ wurden insgesamt 603 Individuen gefangen und ihre Totallänge (TL) bestimmt (Abb. 73). Weiters wurde etwa die Hälfte der Tiere gewogen um einen Faktor zur Ableitung des Körpergewichts anhand der Totallänge zu berechnen. Aus den gewonnenen Daten wurde zudem ein Längenfrequenzdiagramm erstellt.

Weiters wurden Bestandsdichte und Biomasse abgeschätzt, sowie die Verteilung der Geschlechter und die Größe bei Eintritt in die Geschlechtsreife erhoben.

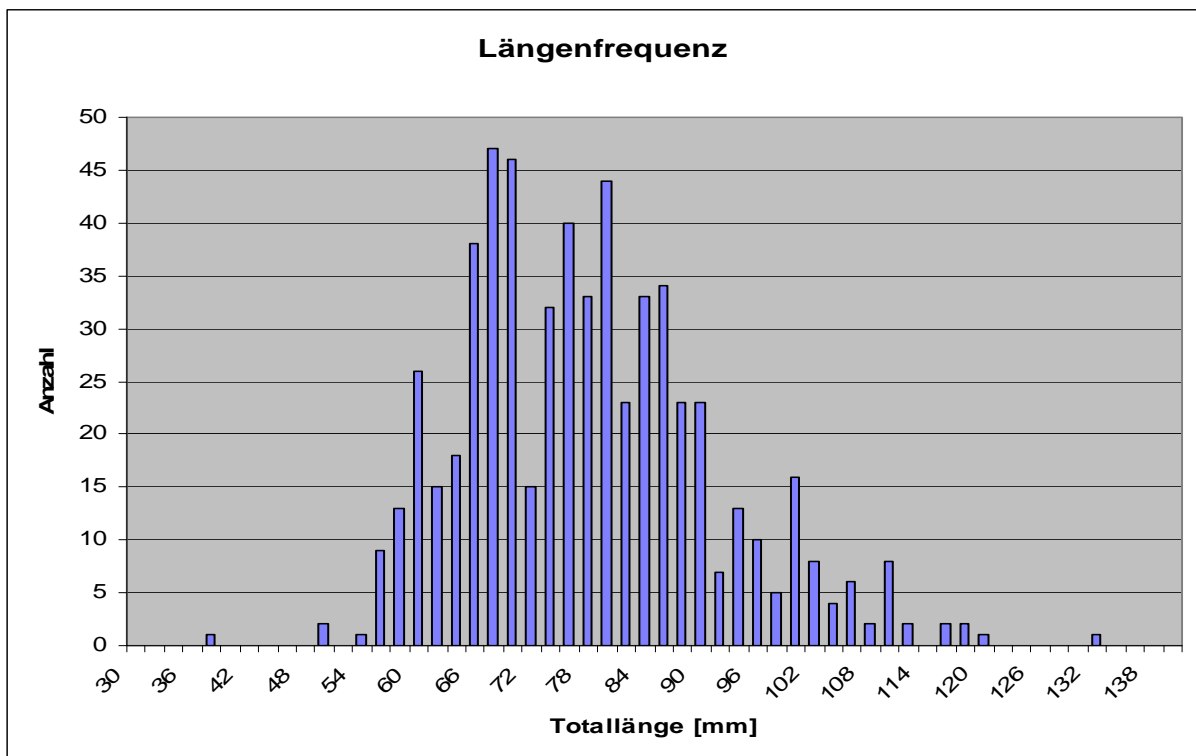


Abb. 73: Längenfrequenzdiagramm.

Der Peak um etwa 70mm TL ist Folge der Fangmethodik, da beim Reusenfang die kleineren Exemplare naturgemäß unterrepräsentiert sind. Die Abnahme der Individuen in den höheren Größenklassen ist durch das Ableben von alten Individuen, sowie den Fraßdruck auf die Krebse begründet.

### 10.10.1 Geschlechterverteilung und Geschlechtsreife

Die Geschlechterverteilung bei den 603 gefangenen Krebsen wurde mit 270 Männchen und 333 Weibchen erfasst. Dies entspricht einer Verteilung von 45% zu 55% (Abb. 74). Ein derartiges Verhältnis ist hinsichtlich des Reproduktionserfolges als günstig einzustufen.

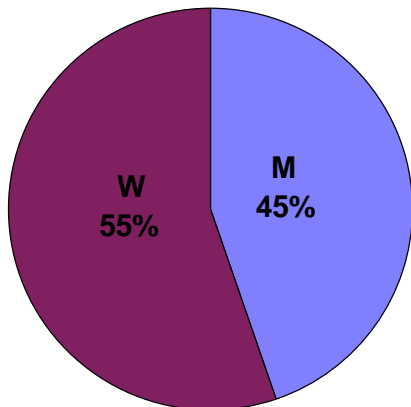


Abb. 74: Geschlechterverteilung.

Die getrennte Auswertung der Geschlechter nach ihrem Längen-Gewichtsverhältnis zeigte, dass ab einer Größe von etwa 75 mm die Männchen tendenziell schwerer werden (Abb. 75). Dies ist bedingt durch die Ausbildung massiverer Scheren bei den Männchen ab Eintritt der Geschlechtsreife, die Ausbildung eines breiteren Abdomens bei den Weibchen schlägt sich hingegen kaum im Gewicht nieder.

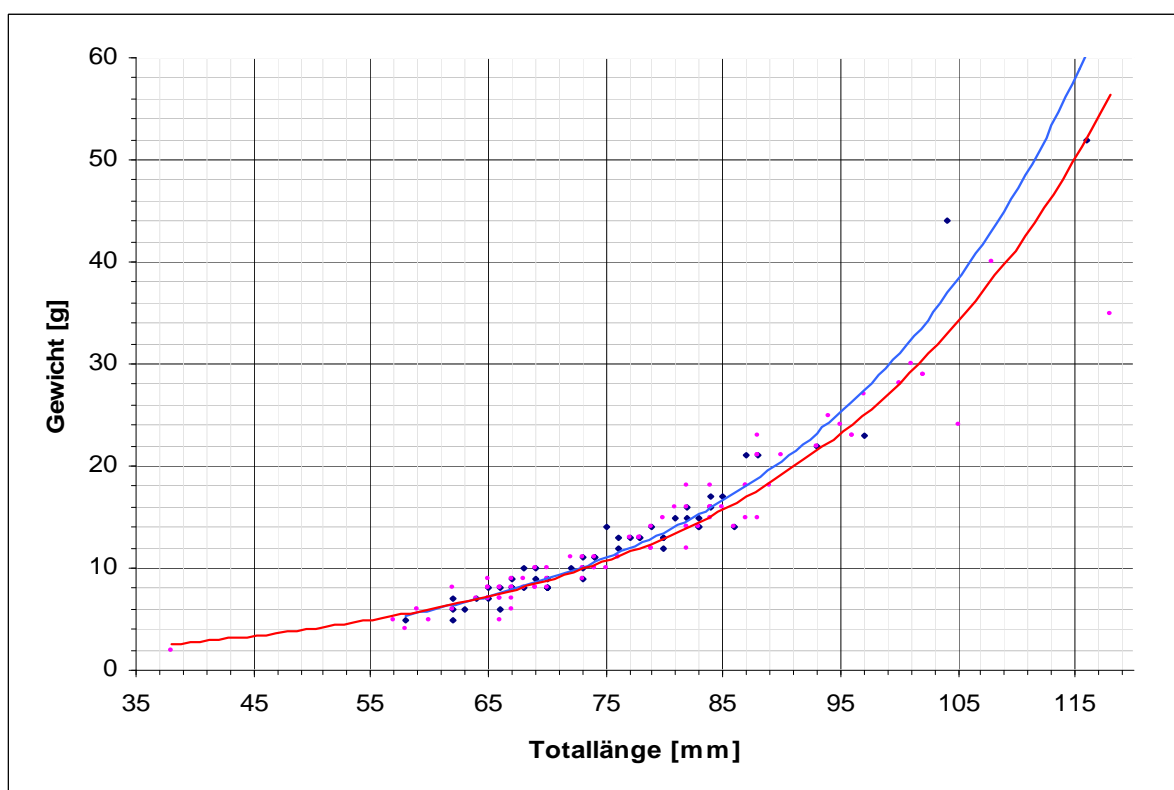


Abb. 75: Längen-Gewichtsverhältnis der Geschlechter. Rot Weibchen, blau Männchen.

## 10.10.2 Populationsdichte

Eine Abschätzung der Individuenzahl ist mittels Regression aus den Fangergebnissen (Tab. 51) der einzelnen Durchgänge möglich. Hierfür werden die Einzelfänge gegen den Gesamtausfang aufgetragen, der theoretische Schnittpunkt der Näherungsgeraden mit der x-Achse ergibt die Individuenzahl im beprobten Bereich (Abb. 76).

Tab. 51: Fangergebnisse removal trapping.

Durchgang	Anzahl	Gesamtfang
1	91	91
2	125	216
3	73	289
4	63	352
5	60	412
6	70	482
7	60	542
8	61	603

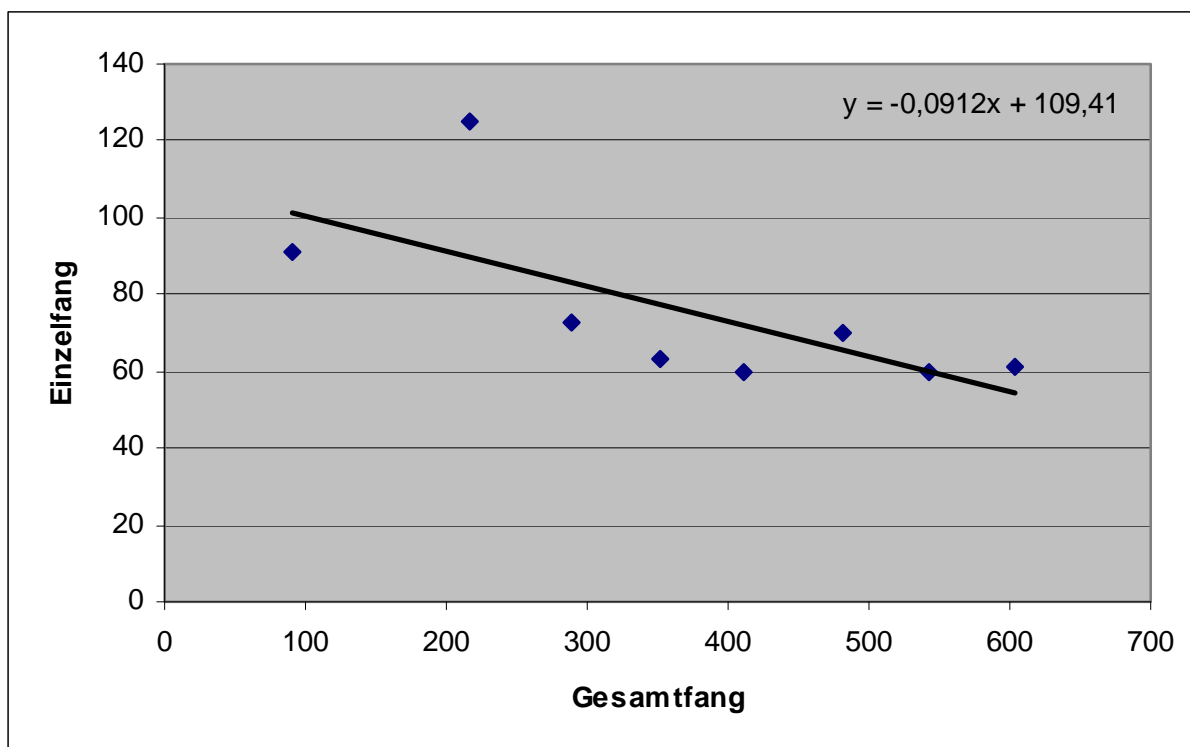


Abb. 76: Regression aus den Einzelfängen.



Die Berechnung  $f(x)=0$  ergibt einen Wert von 1174 Individuen auf der Untersuchungsfläche, dies entspricht **23950 Individuen/ha**.

Parallel dazu lässt sich aus dem Fang-Wiederfang Ergebnis (capture-recapture) die Individuenzahl nach folgender Formel berechnen.

$$N = \frac{nM}{m}$$

Wobei M die Anzahl der Markierten, n die Gesamtzahl der gefangenen Tiere beim Wiederfang und m die Anzahl der markiert Wiedergefangenen sei.

Es wurden 61 markierte Krebse freigelassen und beim Wiederfang 58 Tiere in den Reusen gefunden, darunter waren 6 gekennzeichnete.

Somit berechnet sich für die Werte  $M=61$ ,  $n=58$  und  $m=6$  eine Individuenzahl  $N=657$ .

Die 603 Individuen aus dem removal trapping sind zu diesem Wert zu addieren, da sie bereits zuvor entfernt wurden, womit sich eine Individuenzahl von 1260 im beprobten Areal ergibt. Dies entspricht **25.700 Ind/ha**.

### 10.10.3 Berücksichtigung der kleineren Individuen

Nachdem, wie bereits erwähnt, Tiere unter einer Totallänge von etwa 70mm bei Reusenfang unterrepräsentiert sind, wird ihre Zahl nach WESSELS & FLIEDNER (2003) korrigiert.

Hierbei wird über die Anzahl der Tiere in den größeren Klassen auf die potenzielle Zahl der kleineren zurückgerechnet.

Dafür wird der tatsächliche Fang in Klassen von 1 cm geteilt und dieselbigen in Absteigender Reihenfolge mit Größenzahlen G versehen (Abb. 77). Nun wird ein Exponent für  $G^x$  ermittelt welcher sich in den größeren Klassen gut mit den tatsächlichen Zahlen deckt und daraus folgend auch als Näherungswert für die kleineren gilt. Im vorliegenden Fall wurde für  $x=2,8$  ermittelt.

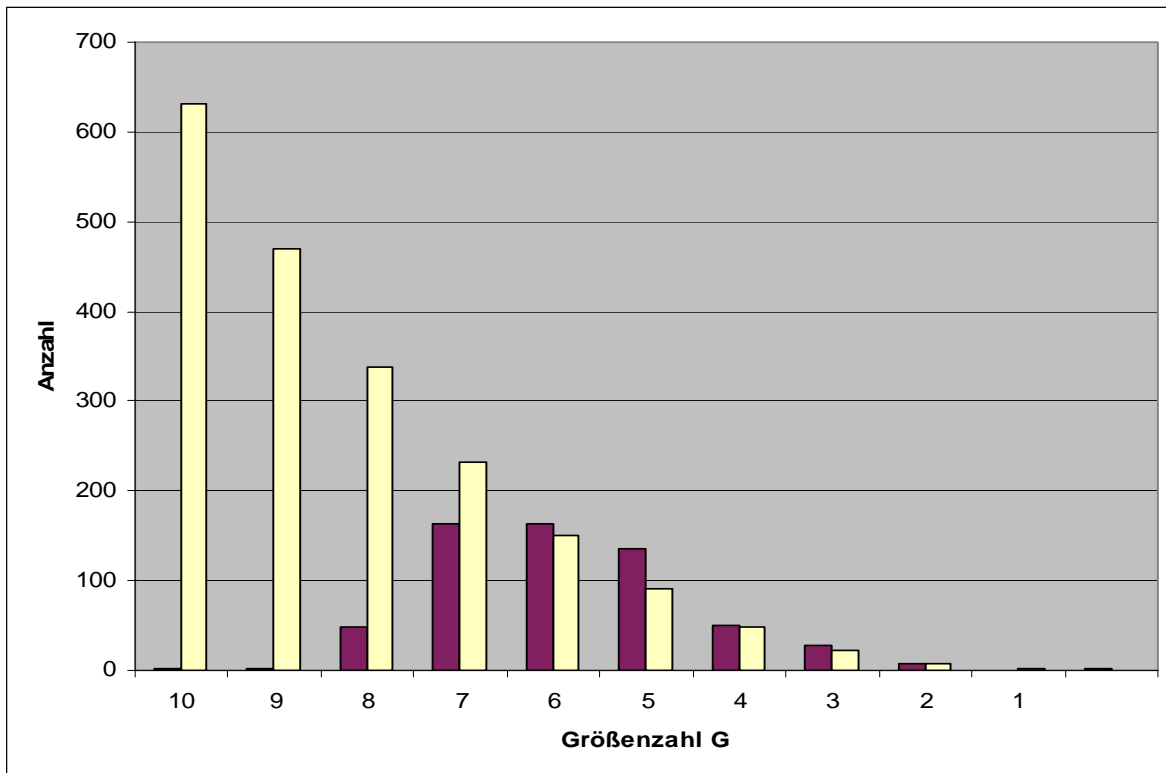


Abb. 77: Annäherung der potenziellen Individuenzahlen. Rot der tatsächliche Fang, Gelb die zu erwartenden Fangzahlen. Die Größenzahl 10 entspricht der Klasse 4 cm, 1 der Klasse 12 cm.

Mit diesem Ergebnis kann die Individuenzahl auf 2000 in der Untersuchungsfläche festgelegt werden, dies entspricht **40800 Ind/ha** oder etwa 4 Tieren/m<sup>2</sup>. Davon sind nur etwa 15% der Individuen in geschlechtsreifem Alter.

### 10.10.4 Biomasse

Die gefangenen Signalkrebse wurden vermessen und gewogen, aus den Daten wurde ein Faktor zur Ermittlung des Gewichtes anhand der Totallänge berechnet. Die Beziehung zwischen TL und Gewicht lautet  $y = 0,563^{0,0394x}$  (Abb. 78).

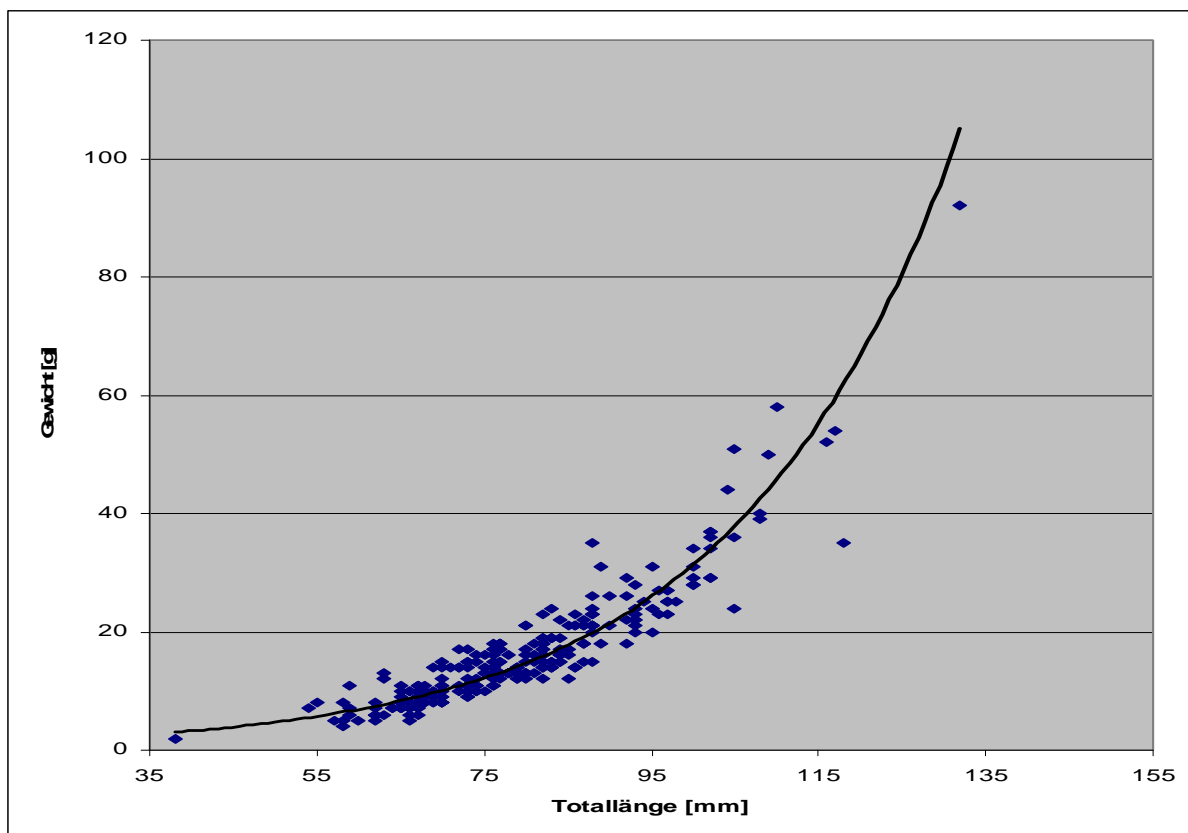


Abb. 78: Beziehung zwischen Totallänge und Körpergewicht.

Eine per Regression ermittelte Biomasse kann aus dem removal capture angegeben werden, die Berechnung erfolgte analog jener aus der Populationsdichte, jedoch mit dem Tagesfang in kg (Tab. 52, Abb. 79).

Tab. 52: Tagesfänge in kg.

Durchgang	Gewicht	Gesamt
1	1,65	1,65
2	2,36	4,01
3	0,96	4,96
4	0,71	5,67
5	0,68	6,35
6	0,94	7,29
7	0,87	8,17
8	0,74	8,90

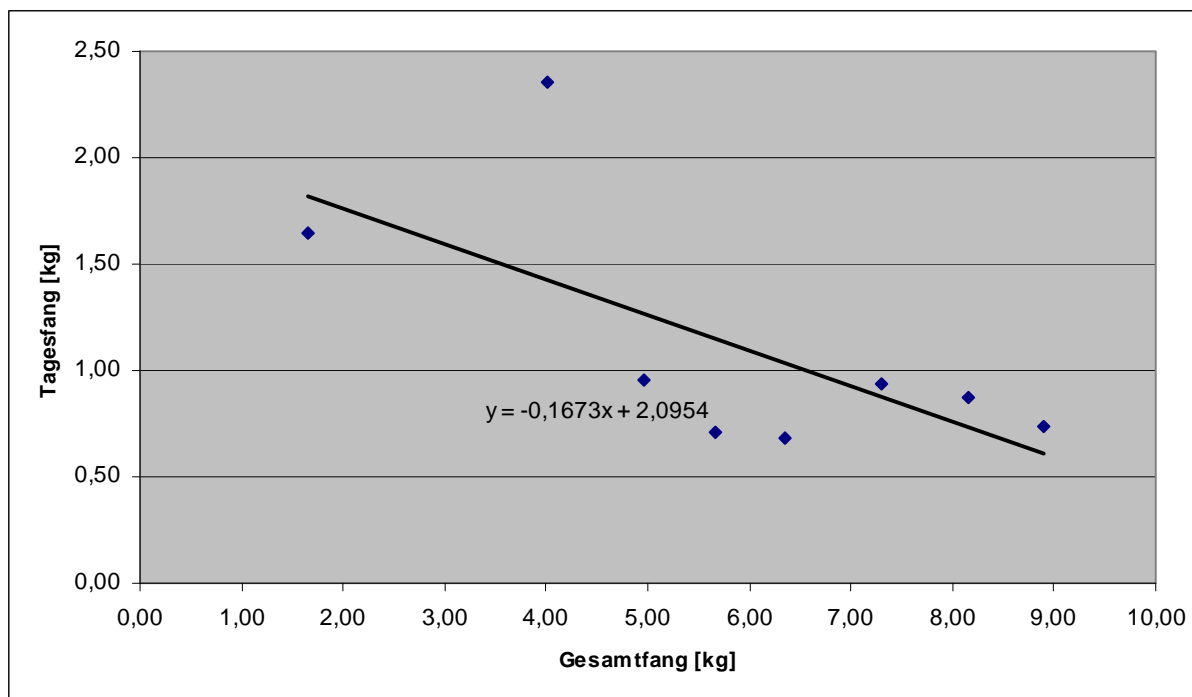


Abb. 79: Regression aus den Einzelfängen in kg.

Die Berechnung  $f(x)=0$  ergibt einen Wert von 13 kg auf der Untersuchungsfläche, dies entspricht **256 kg/ha**. Dies ist allerdings noch eine sehr ungenaue Annäherung da nur jener Ausschnitt der Krebspopulation, der per Reusenfang erfassbar ist, berücksichtigt ist.

Eine bessere Abschätzung ist durch eine getrennte Berechnung einerseits für removal trapping und andererseits für den Rückfang möglich, wenn zusätzlich noch die unterrepräsentierten kleinen Größenklassen berücksichtigt werden (Tab. 53).

Die Gewichte aus dem removal trapping wurden addiert, für den Rückfang wurde ein Durchschnittsgewicht von 10 Gramm festgesetzt, da zum Zeitpunkt der Beprobung nur mehr Exemplare um 80 mm gefangen wurden und für die Unterrepräsentierten 40 bis 60 mm TL wurde ein Durchschnittsgewicht von 4 g veranschlagt.

Tab. 53: Ergebnisse der einzelnen Methoden.

removal trapping	8,9	kg
capture-recapture	6,6	kg
unterrepräsentierte	6,0	kg

In Summe ergibt sich eine Biomasse von 21,5 kg auf der Untersuchungsfläche, dies entspricht **440 kg/ha**.

### 10.10.5 Anwendbarkeit der Ergebnisse auf den gesamten Stauraum

Der Fangerfolg im Bootshafen betrug zwischen 125 und 60 Individuen pro Nacht, im Mittel waren es 75 Stück. Daraus lässt sich der Fangerfolg pro Reuse und Nacht errechnen. Dieser „catch per unit effort“ (CPUE) betrug im Mittel 5,0 Stück pro Reuse und Nacht, mit einer Standardabweichung von 1,5.

Im Untersuchungszeitraum wurden an verschiedenen Stellen im Stau Reusenserien über den Flussquerschnitt gesetzt. Der CPUE lag in den stärker strömenden Bereichen um 9 und in schwacher Strömung um 4. Im Vergleich mit der Marina Glainach kann damit angenommen werden, dass die Signalkrebse über den ganzen Stau verteilt in ähnlicher Dichte vorkommen.

### 10.10.6 Futterbedarf

ARVENHARJU (2007) ermittelte für *P. leniusculus* einen Nahrungskonsum von 4,5 bis 6,5 % des Körpergewichts (body weight, BW) pro Tag bei Temperaturen zwischen 21 und 25 °C. Die Drau erreicht diese Temperatur nicht und die Krebse haben daher, wie alle poikilothermen Organismen, einen geringeren Stoffwechsel. Man kann daher von auch einem geringeren Energiebedarf ausgehen.

Die aufgenommene Biomasse beträgt, berechnet für eine erniedrigte Konsumation von 3% BW/d, **13 kg pro Hektar und Tag**. Auf ein Jahr gerechnet ergibt sich mit 4800 kg/ha gut das 10-fache der Krebsbiomasse.

## 10.11 Diskussion

### 10.11.1 Auswirkungen dichter Signalkrebsbestände

BJURSTRÖM (2009) stellte fest, dass ein dichter Bestand an *P. leniusculus* die aquatische Invertebratengemeinschaft negativ beeinflusst. Sowohl Artenzahl als auch Individuendichten sind in Signalkrebstgewässern geringer. Besonders Gastropoda, Trichoptera und Elmidae wurden dezimiert.

Weiters ist ein negativer Effekt auf die Zoobenthosgemeinschaft durch die Reduktion von Detritus gegeben. Arten aus den Ordnungen Ephemeroptera, Trichoptera und Diptera sind davon besonders betroffen. Auch eine Verschiebung im Räuber-Beute Gefüge kann entstehen. Beispielsweise kann der Fraßdruck auf Libellenlarven zum Anstieg bei Abundanzen ihrer Beutetiere führen (MCCARTHY et al. 2006).

Weiters ist auch ein Einfluss auf die Makrophytenbestände zu erwähnen, da sich der Signalkrebs auch von lebendem Pflanzenmaterial ernährt. So kommt es zu Schäden an etablierten Pflanzen und vielmehr noch an Keimlingen, welche dadurch leicht absterben. *Myriophyllum* sp. erweist sich dabei toleranter gegen Fraß und ist in der Lage sich trotzdem, zumindest punktuell, zu etablieren (NYSTRÖM, 1996).

Nicht zuletzt treten auch Fische in Konkurrenz mit dem Signalkrebs, einerseits um Habitate, andererseits um Futter. Zudem kann *P. leniusculus* durch Fraß an Laich und Fischlarven das Jungfischauftreten beeinflussen. Besonders bodenorientierte Fischarten sind betroffen, da ein gründelnder Cyprinide oder ein am Grund ruhender Barsch eine leichte Beute darstellt (BJURSTRÖM, 2009).

### 10.11.2 Maßnahmen zur Regulation des Bestandes

Eine Verbesserung der Situation kann, in Anlehnung an den Maßnahmenkatalog von BORNER et al. (1997), durch die Förderung von Fraßfeinden, sowie durch gezielte Befischung verbessert werden. Der Einsatz von Pheromonen oder Giften ist, aufgrund fehlender Erfahrungen und der potenziellen Schädigung anderer Organismen abzulehnen.



### 10.11.3 Fressfeinde

Fische wie Hecht (*Esox lucius*), Zander (*Sander lucioperca*), Wels (*Silurus glanis*) und ganz besonders der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) nehmen den Signalkrebs, vornehmlich die kleineren Exemplare, gerne als Nahrung an.

WESSELS (2003) gibt als Beispiel den Nahrungsbedarf eines Hechtes von 2 kg mit 10 – 30 g alle drei Tage an. 20 Hechte dieser Gewichtsklasse fressen damit in drei Monaten zirka 12 kg oder 1500 Krebse.

Eine Stärkung der Bestände ist daher anzuraten. Dies kann durch Einbringen von fischrelevanten Strukturen, Einführen höherer Schonmaße und längerer Schonzeiten, Aussetzen der fischereilichen Nutzung für eine oder mehrere Saisonen und eventuell Besatz erreicht werden. Die Auswirkungen solcher Maßnahmen auf das Ökosystem sind gering, jedoch steigt der Druck auf den Signalkrebs und es sollte sich längerfristig eine Stabilisierung einstellen.

### 10.11.4 Kulinarische Nutzung des Signalkrebses

Das delikate Krebsfleisch findet seit jeher auch in der Küche Verwendung, in nahezu jedem Kochbuch finden sich Rezepte (Abb. 80). Eine Entnahme der Krebse zum Verzehr ist zum momentanen Zeitpunkt in jedem Falle zu befürworten.

Dies könnte die Fischer erfolgen, die während des Ansitzes nebenbei Reusen oder Krepsteller einbringen oder auch durch den Fischereiberechtigten, welcher die Krustentiere eventuell auch vermarkten könnte.

Um der Bevölkerung die „Delikatesse Signalkrebs“ näherzubringen, könnte auch eine Informationsveranstaltung in Form eines Krebsfestes abgehalten werden. Bei dieser Gelegenheit könnte den Gästen auch die Zubereitung erläutert werden.



Abb. 80: Gekochter Signalkrebs. Foto: Oberlercher

## **10.12 Zusammenfassung**

- Der Signalkrebs ist im gesamten Stau in hohen Dichten bzw. Biomassen (440 kg/ha) anzutreffen.
- Die Krebse sind Nahrungsopportunisten und nehmen neben tierischer Nahrung auch Pflanzen und Feinpartikel auf.
- Sie werden von verschiedenen Fischen als Nahrungsbasis benutzt (Aalrutte, Flussbarsch, Hecht, Aitel, auch Karpfen).
- Aufgrund der hohen Biomassen sollte eine Nutzung des Krebses erfolgen.

# 11 Fisch

## 11.1 Methoden der Fischbestandserhebung

Die Fischbestandserhebungen im Stauraum Annabrücke erfolgten im Zeitraum von September 2008 bis August 2009 in zwei Durchgängen. Vor deren Beginn erfolgte die Aufnahme der einzelnen Mesohabitate des Stauraumes. Anhand dieser Ergebnisse wurde der prozentuelle Anteil der einzelnen Strukturen berechnet und die Zahl der Befischungsstellen in den jeweiligen Strukturen festgelegt.

Da bei der Elektrobefischung nur Bereiche bis zu einer maximalen Tiefe von 2 m erfasst werden können, müssen in großen Flüssen, wie der Drau und deren Stauräumen, gemäß EN 14692 (CEN 2004) ergänzend zur Elektrobefischung (Streifenbefischung) der Ufer und Seichtbereiche weitere Methoden zu Erfassung des Fischbestandes eingesetzt werden. Für Gewässerabschnitte mit durchschnittlichen Tiefen über 2 m sollten mehrere Methoden am selben Beprobungsabschnitt zur Anwendung kommen (kombinierte Methodik). Gemäß EN14757 (CEN 2005) und dem LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A1-FISCHE (BMFLFW, 2009) werden für große Stauräume folgende ergänzende Methoden empfohlen: Fang - Wiederfang Methode, Driftnetze, Uferzugnetze, Langleinen, Reusenfänge in Fischaufstiegshilfen (wenn vorhanden), Multimaschen-Kiemennetze und hydroakustische Methoden (Vertikal- und Horizontalechographie) (SCHOTZKO et al., 2006).

Die Elektrobefischungen wurden mittels eines Fangbootes (Abb. 81) entlang der Ufer und in den Seichtbereichen gemäß der Streifenbefischungsmethode (SCHMUTZ et al. 2001) bei Tag und zum Teil auch in der Nacht mit Licht durchgeführt. Je nach Beschaffenheit des Ufers wurde mit Anodenrechen oder mit Anodenring (Handanode) gefischt. Zur Erfassung der Fische in der Wassersäule und auf der Sohle in der Flussmitte wurden unterschiedliche Netze (Stellnetze, Driftnetze, Grundschieppnetze, Taubel), Reusen (Flügelreusen, Krebsreusen) und Langleinen eingesetzt. Vor dem Einsatz diverser Netze wurde der Stau mit dem Echolot (987cx SI) auf Hindernisse bzw. Strukturen am Boden untersucht (Abb. 82).

Im Winter 2008 und im Sommer 2009 wurden außerdem Echolotungen (Hydroakustik) von Seiten des BUNDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT in Scharfling in den tiefen Bereichen der unteren Hälfte des Stauraumes gemäß der standardisierten Methodik für Seen durchgeführt (GASSNER et al., 1999).

Alle gefangenen Fische wurden vor Ort bestimmt, vermessen und gewogen (Abb. 83).

Im Folgenden werden die einzelnen Methoden genau beschrieben.

Die Beschreibung der einzelnen Methoden wurde aus dem vom Bundesamt für Wasserwirtschaft entwickelten Methodik-Handbuch teilweise übernommen und mit zusätzlicher Literatur ergänzt.

STAUHAUM ANNABRÜCKE



Abb. 81: Fangboot (KIS, BAW). Foto: Julia Lorber



Abb. 82: Echolotung auf Hindernisse am Gewässerboden. Foto: Julia Lorber





Abb. 83: Die Fische wurden vor Ort bestimmt, vermessen, gewogen und protokolliert. Foto: Julia Lorber

### 11.1.1 Befischungsaufwand

Beim ersten Befischungsdurchgang im Herbst 2008 (15.9.08 bis 29.09.08) wurden 73 Streifen elektrisch befishet, davon 12 in der Nacht. 12 Netznächte wurden mittels monofilen und Multimaschennetzen abgedeckt. Befischungen wurden weiters mit einem Grundsleppnetz und einem Driftnetz sowie einer Langleine, Flügelreusen und der sog. „Russischen Methode“ durchgeführt (Tab. 54).

Im Durchgang im Sommer 2009 (6.7.09 bis 11.8.09) wurden nach Möglichkeit dieselben 61 Streifen unter tags und 12 Streifen bei Nacht elektrisch vom Boot aus befishet, weiters wurde am 7.8.09 eine Langleine gesetzt und am 11.8.09 mittels Elektrotaubel befishet (siehe Tab. 54). Die Anzahl und Standorte der Netze wurde wie beim ersten Durchgang angelegt. Auf den Einsatz aller weiteren, beim ersten Durchgang zusätzlich verwendeten Methoden, wurde wegen der Erfolglosigkeit verzichtet.

Echolotaufnahmen wurden am 27.11.2008 und am 8. Juli 2009 jeweils am Tag und in der Nacht durchgeführt.



Tab. 54: Betriebener Aufwand für alle drei Befischungstermine.

Methode	Herbst 2008	Sommer 2009
E-Befischung bei Tag	61 Streifen	61 Streifen
E Befischung bei Nacht	12 Streifen	12 Streifen
Elektrotaubel		5 Versuche
Multimaschen- und monofile Netze	12 Netznächte	12 Netznächte
Driftnetze	mehrere Versuche	
Russische Methode		
Grundschieppnetz	5 Versuche	
Flügelreusen	3 Tage/Nächte	
Langleinen	2 Nächte	1 Nacht
Hydroakustik	1 x Tag und Nacht	1 x Tag und Nacht

### 11.1.2 Elektrobefischungen

Elektrobefischungen eignen sich für qualitative und quantitative Aussagen über den Fischbestand von kleineren bis mittelgroßen Gewässern und sind in vielen Gewässern die beste Methodik. Kleine Flüsse (Flussordnungszahl 1 - 5) lassen sich über die gesamte Breite befischen, bei größeren Flüssen wie der Drau (Flussordnungszahl 7) können mit der Elektrofischerei nur Aussagen über den Uferbereich gemacht werden. Die Wassersäule in der Flussmitte ist auf Grund der eingeschränkten Reichweite des elektrischen Feldes elektrisch nur teilweise oder überhaupt nicht befischbar (CEN, 2004).

Bei einer Elektrobefischung wird im Wasser ein Kraftfeld aufgebaut, das zwischen Anode (Fangpol) und Kathode (Scheuchpol) wirkt. Die Größe und Wirksamkeit des Kraftfeldes hängt von der Leitfähigkeit des Wassers sowie von der Dimension des Gewässers ab. Nur Fische, die innerhalb des Kraftfeldes einer genügend hohen Spannung ausgesetzt sind, werden durch die Befischung erfasst und schwimmen zur Anode (Galvanotaxis). Fische, die sich außerhalb des Kraftfeldes befinden, werden verschreckt. Größere Fische sind einer höheren Spannung ausgesetzt als kleinere Fische. Während die kleinen Fische jedoch kaum eine Fluchtreaktion zeigen, ist das Fluchtverhalten der großen Fische stärker ausgeprägt. Die Elektrobefischung ist somit grössenselektiv. Die betäubten Fische werden aus dem Wasser gekeschert, und an Ort und Stelle bestimmt, vermessen (Totallänge in mm), gewogen und anschließend wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Unter Berücksichtigung von befischter Länge und befischter Breite, Gesamtbreite des Gewässers und des Fangerfolges kann der Fischbestand pro ha und km ermittelt werden.

Beim Einsatz der Elektrofischerei existieren je nach Tiefe des zu beprobenden Habitats zwei methodische Vorgangsweisen: watende Befischung und Bootsbeifischung. An großen, nicht watbaren Flüssen wird in der Regel die Streifenbefischungsmethode nach SCHMUTZ et al. (2001) zur Beprobung aller Mesohabitate entlang eines längeren Gewässerabschnittes (mehrere Kilometer) eingesetzt. Auch kleinräumig auftretende Strukturen und Nebengewässer (Altarme, zeitweise angebundene Nebenarme etc.) müssen zusätzlich nach Möglichkeit entsprechend ihrer flächenmäßigen Ausdehnung qualitativ und quantitativ erhoben werden.

### Streifenbefischung (Tag / Nacht Befischung)

Die Streifenbefischungen wurden mittels eines speziell adaptierten Fangbootes entlang der Ufer (rund 93%), in der Mitte (rund 2%) und in den Biotopen (5%) gemäß der Streifenbefischungsmethode (SCHMUTZ et al. 2001) bei Tag und zum Teil auch in der Nacht mit Licht durchgeführt.

Je nach Beschaffenheit des Ufers wurde entweder mit Handanode vom Boot aus oder mit Anodenrechen gefischt. Bei überhängender Vegetation und schwer zugänglichen Strukturen kam meistens die Handanode zum Einsatz (Abb. 84), bei leicht zugänglichen Strukturen (z.B. Blockwurf), wurde die Befischung mittels Anodenrechen durchgeführt (Abb. 85).

Bei einer Elektrobefischung mittels Anodenrechen wird durch auf Auslegern befestigten multiplen Anoden die Fangwahrscheinlichkeit gesteigert, indem die Größe des elektrischen Feldes im Verhältnis zur befischten Fläche erhöht wird.

Der Strom wurde von einem Gleichstrom-Elektro-Befischungsgerät der Marke GRASSL mit 10,5 kW Leistung mit einer Spannung von 600 Volt erzeugt, die auf dem Fangboot montiert ist. Beim Anodenrechen hängen in einem Abstand von 1,5 m vor dem Bug 10 Anodenkabel (mit 20 bis 40 cm Länge) von einem Gestänge ins Wasser. Der Abstand der einzelnen Anodenkabel zueinander beträgt jeweils 20 cm. Entlang des Bootsrumpfes befindet sich links- und rechtsseitig je ein Kathodenkabel, welches ungefähr 1 m tief ins Wasser reicht. Der Stromfluss wird mittels eines Totmannschalters hergestellt oder unterbrochen. Dies ist wichtig, um die Fische überraschen zu können und somit die Scheuchwirkung zu minimieren, die bei permanentem Stromfluss auftreten würde.

Nach jeder Befischung wurde der Fangerfolg (Anteil der gefangenen Fische an der Gesamtzahl der gesichteten) abgeschätzt und notiert.



Abb. 84: E- Befischung bei überhängender Vegetation mit Handanode. Foto: Julia Lorber



Abb. 85: E-Befischung mit Anodenrechen. Foto: Julia Lorber

### 11.1.3 Multimaschen Kiemennetz (1,5 m x 30 m; Mw 5 - 55 mm)

In Stauräumen wird der Einsatz von Multimaschen - Kiemennetzen gemäß EN 14757 (CEN 2005) empfohlen, wenn möglich in Kombination mit hydroakustischen Methoden (Vertikal- und Horizontal-echographie).

Multimaschen - Kiemennetze liefern Daten zur Abschätzung des Artenspektrums im gesamten Stauraum, eine quantitative Abschätzung der relativen Artenhäufigkeit sowie der Biomasse, ausgedrückt als Einheitsfang (Catch Per Unit Effort, CPUE) und der Größenverteilung von Fischbeständen. Das Verfahren liefert ausschließlich Abschätzungen der relativen Artenhäufigkeit für Fische mit einer Gesamtlänge von mehr als 50 mm, die mit Hilfe von Kiemennetzen gefangen werden können. Abschätzungen der relativen Häufigkeit für weniger gut zu fangende Fischarten wie Aal (*Anguilla anguilla*), Aalrutte (*Lota lota*), Koppe (*Cottus gobio*) und Hecht (*Esox lucius*), genauso wie für einsömmrige Individuen, können zu Unterschätzungen führen (CEN 2005).

Die Effizienz dieser Methode im Uferbereich und in der Flussmitte von großen Flüssen wird nach der Norm EN 14757 (CEN 2005) bewertet.

Die Netze wurden mit Hilfe von Bojen in die gewünschte Tiefe gesetzt und mit Ankern fixiert, um sie an einem bestimmten Ort zu halten. Diese Verankerungen dienen zur Stabilisierung der Netze und verhindern ein Zusammenklappen bei starker Strömung oder Wind. Die verwendeten Multimaschen – Kiemennetze (Netznr: G1004, G1204, G1304, G1404) hatten eine Länge von 30 m und eine Höhe von 1,5 m. Jedes Kiemennetz besteht aus 12 verschiedenen Maschenweiten und umfasst den Bereich von 5 – 55 mm Maschenweite (Knotenabstand). Die befischte Fläche betrug damit 45 m<sup>2</sup>. Die Netze wurden jeweils am späten Nachmittag ausgelegt und am Morgen des nächsten Tages entnommen (Abb. 86). Bei den Multimaschen – Kiemennetzen handelt es sich um Netze, in denen sich die dagegen schwimmenden Fische, die die Netze nur schwer wahrnehmen, mit ihren Kiemendeckeln, Flossen, Schuppen oder Zähnen verfangen (Abb. 87).





Abb. 86: Einholung des Multimaschen Kiemennetzes. Foto: Julia Lorber



Abb. 87: Fische im Multimaschen Kiemennetz (Beispiel aus dem Stau Dravograd). Foto: Julia Lorber



## 11.1.4 Sonstige Kiemennetze

In dieser Untersuchung wurden weiters Kiemennetze mit einer Länge von 50 m, einer Höhe von 2,5 m und einer Maschenweite von 30 mm bzw. 50 mm verwendet.

### 11.1.5 Driftnetz (2,5 m x 40 m; Mw 30 mm / Mw 50 mm)

Die Treibnetzbefischung wird laut der Norm EN 14962 (CEN 2004) und dem Methodik-Handbuch als Zusatzmethode für Stauräume empfohlen. Diese Methode eignet sich gut zur Beprobung der Wassersäule in der Flussmitte und gibt Auskunft über die Artenverteilung und Abundanz. Die Fangeffizienz wird in der Flussmitte von großen Flüssen mit mittelmäßig bis gering bewertet (CEN 2004).

Diese Methode kann nur bedingt Aussagen über den tatsächlichen Fischbestand liefern, da eine Fluchtreaktion der Fische auftreten kann, weiters besteht die Gefahr des Hängenbleibens des Netzes an Hindernissen, deshalb wurde der Grund vor dem Netzzug mit dem Echolot (Humminbird 981cx SI) so gut wie möglich auf Hindernisse am Grund abgesucht.

Bei der Treibnetzbefischung werden Kiemennetze oder Spiegelnetze konstanter Maschenweite verwendet. In dieser Untersuchung wurden Kiemennetze mit einer Länge von 50 m, einer Höhe von 2,5 m und einer Maschenweite von 30 mm bzw. 50 mm verwendet.

Die beiden Netzenden werden mittels einer Leine zwischen zwei Booten befestigt. Ist das Netz zwischen den Booten gespannt und in der Mitte des Stauraumes positioniert, werden Netz und Boot von der Strömung flussabwärts getrieben. Die Bleileine des Netzes treibt direkt über dem Grund (Abb. 88). Die Fische, welche generell in Strömungsrichtung stehen, versuchen zumeist stromaufwärts auszuweichen und verfangen sich dabei in den Netzmaschen. Nach einer definierten Strecke wird das Netz wieder eingeholt und entleert.



Abb. 88: Driftnetzbefischung. Foto: Julia Lorber



### 11.1.6 „Russische Methode“

Bei der variablen Form des Driftnetzes der so genannten „Russischen Methode“ handelt es sich um eine mündlich überlieferte Methode durch einen russischen Kollegen. Für diese Befischung wird ein Multimaschennetz verwendet, welches an einem Ende an einem Bretterkreuz (1 m x 1 m) befestigt ist (Abb. 31). Dieses schwimmende Kreuz wird über Bord geworfen und gleichzeitig wird das Netz nach und nach ins Wasser gelassen. Das andere Ende des Netzes wird am Boot befestigt. Kreuz, Netz und Boot werden von der Strömung flussabwärts getrieben. Das Kreuz ersetzt somit das zweite Boot. Vom Boot und vom Ufer aus wird mit einem Paddel auf die Wasseroberfläche geschlagen, so sollen die Fische mittels Scheuchwirkung ins Netz getrieben werden (Abb. 32).



Abb. 89: „Russische Methode“ mit Bretterkreuz. Foto: Julia Lorber

### 11.1.7 Grundschieppnetz (w = 2 m; h = 0,5 m; MW 20 mm)

Laut der Norm EN 14962 (CEN 2004) eignen sich Grundschieppnetze ausgezeichnet zur Ermittlung der Artenverteilung, der Abundanz und Altersstruktur von Fischen in großen Flüssen und Stauräumen (Breiten über 100 m). Die Effizienz der Methode wird mit hoch bewertet. Alle Fischarten und vorkommenden Größenklassen können mit dieser Methode beprobt werden.

Ein Schieppnetz wird von einem oder zwei Booten über eine bestimmte Distanz am Grund entlang gezogen. Nach der Norm sollte das Netz in Flüssen von mittelmäßiger bis starker Strömung in den meisten Fällen flussaufwärts und selten flussabwärts gezogen werden. Nach einheitlicher Expertenmeinung erschien es an der Drau sinnvoll, das Netz mittels eines Bootes in der Flussmitte flussabwärts zu ziehen.

Grundschieppnetze sind trichterförmig und besitzen am Ende einen Fangsack für die Fische. Auf der Unterseite des Netzeingangs befindet sich ein beschwertes Grundtau, das über den Boden gezogen wird, die Fische aufscheucht und ins Netz leiten soll (Abb. 90 und Abb. 91). Fische gelangen in den Fangsack, welcher am Ende geöffnet und somit entleert werden kann. Das in diesem Projekt verwen-

## STAURAU ANNABRÜCKE

---

detes Grundsleppnetz hatte eine Eingangsbreite von 2 m, eine Höhe von 0,5 m und eine einheitliche Maschenweite von 20 mm.

Um ein Hängenbleiben an Hindernissen am Grund so gut wie möglich zu vermeiden, wurde vor der Befischung der befischte Bereich mit dem Echolot (Humminbird 981cx SI) auf Unebenheiten am Boden untersucht.



Abb. 90: Grundsleppnetz. Foto: Julia Lorber



Abb. 91: Einholen des Grundsleppnetzes. Foto: Julia Lorber



### 11.1.8 Elektrotaubel

Es handelt sich bei dieser Konstruktion um eine mit Netz (MW = 15 mm) bespannte runde Kreisfläche, die am Aggregat angeschlossen wird (Abb. 92). Die Taubelfläche beträgt 1,23 m<sup>2</sup>, die Wirkungsbreite des Stromfeldes beträgt rund 3 m<sup>2</sup>.

Die Funktionsweise entspricht jener der Elektrofischerei, bei der die Fische anhand des aufgebauten elektrischen Feldes angezogen werden. Der Vorteil der Elektrotaubel besteht darin, dass sie bei jeder Tiefe eingesetzt werden kann, indem sie an einem Seil auf die gewünschte Tiefe abgesenkt werden kann. Die Beprobung ist allerdings punktuell und kann nur als Zusatz-Methodik angewendet werden.



Abb. 92: Elektrotaubel. Foto: Julia Lorber

### 11.1.9 Flügelreusenbefischung



Reusen mit Leiteinrichtungen eignen sich zur zusätzlichen Beprobung von Flüssen mit geringer Strömung, Augewässern und Altarmen (SCHOTZKO ET AL. 2006). Die Zielarten sind alle vorkommenden Arten, die diese Biotope aufsuchen (CEN2004).

Bei diesen Reusen handelt es sich um so genannte Garnsäcke. Diese bestehen aus mehreren Kammern, die die Fische nur in einer Richtung passieren können, bis sie in eine Endkammer gelangen, aus der sie nicht mehr entkommen können (Abb. 93).

Die Eingangsöffnung der verwendeten Reusen hat einen Durchmesser von 75 cm. Die beiden Netzflügel im Bereich des Einganges haben eine Länge von jeweils 2 m. Die Maschenweite der Garnsäcke beträgt 15 mm. Die Reusen wurden im Bereich der Guntschacher Au ausgebracht, wobei sowohl die Zu- als auch Abwanderung erfasst werden konnte

Abb. 93: Netzreusen.

### 11.1.10 Langleinen

Die Langleine ist eine ergänzende Untersuchungsmethode, die auf den Fang bodenorientierter Fischarten abzielt, die mit anderen Methoden nicht erfasst werden können.

Die Fangeffizienz von Langleinen wird mit gering bewertet (CEN, 2004), liefert jedoch oft zusätzliche Arten wie Gründlinge, Schrätzer, Zingel und Streber.

Die Langleine besteht aus einer Hauptleine mit beköderten Haken, die an kurzen Seitenschnüren befestigt sind.

Die in diesem Projekt verwendete Langleine hatte eine Gesamtlänge von rund 100 m. Insgesamt wurde die Hauptleine mit 50 Haken (Hakengröße 8, 10, 12, 16), die an den Seitenschnüren befestigt wurden, bestückt. Die Seitenleinen hatten einen Abstand von 1,5 m zueinander. Als Köder dienten Maden, Regenwürmer und Mais.

Die Hauptleine wurde am Anfang und am Ende mit einem Anker fixiert, als zusätzliche Beschwerung wurde alle 5 m Bleigewichte angebracht, um einem durch die Strömung bedingten Auftrieb entgegenzuwirken.

Die Langleine wurde wenn möglich im rechten Winkel zur Strömung am Nachmittag ausgelegt und am nächsten Tag wieder eingeholt (Abb. 94).

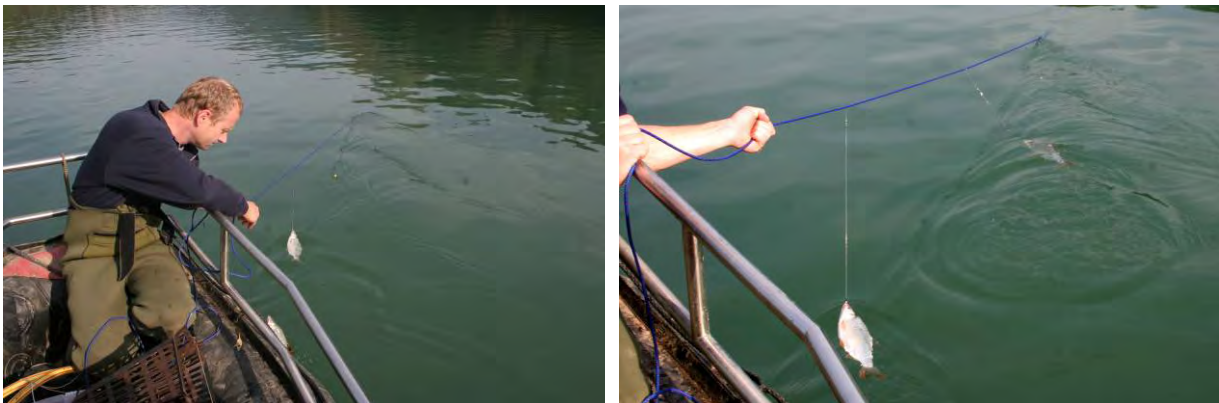


Abb. 94: Langleine (Beispiel aus dem Stau Lavamünd). Foto: Julia Lorber

### 11.1.11 Echographie (hydroakustische Methoden) (BAW)

Die wissenschaftliche Echographie ist eine Standardmethode für die quantitative Erhebung von Fischbeständen in Seen, tiefen Flüssen oder Stauräumen. Die Echographie eignet sich zur Abschätzung der Abundanz und der Biomasse in der freien Wassersäule, nicht aber für die Artbestimmung. Altersstrukturen können nur sehr ungenau erfasst werden. Für die Artbestimmung sind zusätzliche Methoden in Kombination notwendig, wie etwa Kiemennetze (CEN 2004).

Für die genaue Methodik und die Ergebnisse sei auf das eigene Kapitel 11.5 - Hydroakustische Fischbestandserhebung Draustau Annabrücke - Mag. DR. HUBERT GASSNER (BAW) verwiesen.

## 11.2 Berechnung des Fischregionsindex

Für Fischartengemeinschaften kann der sogenannte Fischregionsindex (FRI) berechnet werden (SCHMUTZ et al. 2000).

Bei dieser Methode sind die einzelnen in Österreich vorkommenden Fischarten durch die Präferenz einer biozönotischen Region entlang der Längserstreckung (Epirhithral (3), Metarhithral (4), Hyporhithral (5), Epipotamal (6) und Metapotamal (7)) charakterisiert. Für jede Art werden insgesamt 10 Punkte auf die Fließgewässerregionen verteilt, wobei nach der natürlichen Auftretswahrscheinlichkeit der Art im Flusslauf gewichtet wird. Dadurch kann aufgrund der Artenzusammensetzung und Häufigkeit der jeweilige Fischregionsindex berechnet werden.

Dieser Fischregionsindex kann jeden Wert zwischen 3,8 (Obere Forellenregion) und 7 (Brachsenregion) annehmen. Dieser Index drückt somit die Präferenz einer Art für einen Abschnitt im Längsverlauf aus. Berechnet wird er aus einer theoretischen Verteilung der Fischart entlang der Fischregionen nach der unten angegebenen Formel.

$$FRI_{Pr} = \frac{\sum(Ind_A * Index_A)}{Ind_{Ges}}$$

FRI<sub>Pr</sub>: mittlerer Fischregionsindex einer Probenstelle

Ind<sub>A</sub>: Individuenzahl pro Art

Index<sub>A</sub>: artspezifischer Fischregionsindex

Ind<sub>Ges</sub>: Gesamtindividuenzahl aller Arten

Für die Berechnung des Fischregionsindex wurden die Daten der Befischungsergebnisse gewichtet nach den einzelnen Habitaten herangezogen.

## 11.3 Stückzahl und Biomasse

Jeder gefangene Fisch wurde vermessen und zur Bestimmung der Biomasse auf 1 Gramm genau abgewogen. Für die einzelnen Habitats konnten somit Abundanz (Individuen/ha) und Biomasse (kg/ha) dargestellt werden. Für die Ermittlung der Gesamtstückzahl und Gesamtbiomasse wurden die Ergebnisse der einzelnen Habitats (Blockwurf, Flussmitte etc.) anteilmäßig gewichtet, wobei bezüglich der Flussmitte ein Mittelwert aus Netzfängen und den Ergebnissen der Echolotungen verwendet wurde.

## 11.4 Fischökologische Bewertung laut EU- WRRL (FIA)

Die europäische Wasserpolitik wurde durch die im Jahre 2000 in Kraft getretene EU – Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) grundlegend reformiert. Die EU- Wasserrahmenrichtlinie räumt den Fischen bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern einen bedeutenden Stellenwert ein. Die Indikatorfunktion einzelner Arten bzw. Artengemeinschaften sowie deren Abundanz und Altersstruktur dienen als Basis für solche Bewertungen. Nach der WRRL sollen bis 2015 alle (naturnahen) Gewässer der Europäischen Union einen „guten ökologischen und chemischen Zustand“ erreichen. Für erheblich veränderte Wasserkörper wurde ein weiteres Bewertungsschema etabliert, das momentan noch in Diskussion ist, und sich den Begriff „ökologisches Potential“ verwendet. Auch hier sollen die letztgenannten Wasserkörper zumindest ein „gutes ökologisches Potential“ erreichen.



**FIA (Fisch Index Austria)** (HAUNSCHMID et al., 2006)

Bei der Bewertung des fischökologischen Zustandes eines Gewässers wird die aus hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Sicht fischökologisch unbeeinträchtigte Situation als Referenz herangezogen. Der fischökologische Zustand ist ein Maß für die Abweichung der aktuellen Situation vom Referenzzustand (anthropogen unbeeinflusst). Als Indikator für die Bewertung wird die Fischpopulation verwendet. Für jede Bioregion und biozönotische Region (Fischregion) wurde ein Leitbild in Form von Leitarten (=l), typischen Begleitarten (=b) und seltenen Begleitarten (=s), mit Hilfe von historischen Daten und Referenzsituationen von Experten definiert.

Für die Bewertung des fischökologischen Zustandes eines Gewässers werden insgesamt 9 Bewertungsparameter zur Berechnung herangezogen (HAUNSCHMID ET AL. 2006). Die 9 für den „Fisch Index Austria“ herangezogenen Parameter sind in Tab. 55 aufgelistet.

Die einzelnen Bewertungsparameter sind unterschiedlich stark gewichtet, so wird z.B. die Populationsstruktur der Leitarten und Begleitarten höher gewichtet als z.B. der Parameter „Abweichung Fischregionsindex“ (FRI).

Der Parameter „Biomasse“ wird als Maß für die Abundanz aufgrund seiner natürlichen Variabilität als Ko-Kriterium eingesetzt. Die Biomasse wird für die Berechnung dann entscheidend, wenn der Biomassewert unter 50 kg/ha bzw. 25 kg/ha sinkt (Ausnahme z.B.: stark Geschiebe führende Fließgewässer oder große Höhenlagen). Unter diesen Werten wird dieser Parameter als Ko-Kriterium aktiv, dies führt zur Einstufung des fischökologischen Zustandes mit 4 bzw. 5. Auch eine stärkere Abweichung als 0,6 vom ursprünglichen Fischregionsindex wird als Ko-Kriterium aktiv und übernimmt die Bewertung der Abweichung des FRI für den gesamten fischökologischen Zustand.






Gemäß der EU – Wasserrahmenrichtlinie kann die Bewertung des fischökologischen Zustands, fünf Werte zwischen sehr gut und schlecht einnehmen (Tab. 56, Tab. 57).

Tab. 55: Kategorie, Bewertungsparameter und deren Reaktionsrichtung (HAUNSCHMID et al., 2006)

Kategorie	Parameter	Messbare Reaktion
Trophische Reaktion	Biomasse*	Abnahme (selten Zunahme)
Lebensgemeinschaft	% Leitarten	Abnahme
	% typische Begleitarten	Abnahme
	% seltene Begleitarten	Abnahme
Reproduktionsgilde	Reproduktionsgildendifferenz	Zunahme
Strömungsgilde	Strömungsgildendifferenz	Zunahme
Biozönotische Region	Abweichung Fischregionsindex*	Zunahme („Potamalisierung“), Abnahme („Rithralisierung“)
Altersstruktur	Bewertung Populationsstruktur Leitarten u. Begleitarten	Zunahme

\*..aufgrund starker Schwankungen oder Ungenauigkeit definierte KO-Kriterien.

Tab. 56: Bewertungsschema des fischökologischen Zustandes (HAUNSCHMID et al., 2006)

Klasse	Klassengrenzen	Bewertung des fischökologischen Zustands	Farbcode
1	1 - <1,5	Sehr gut	
2	1,5 - < 2,5	Gut	
3	2,5 - < 3,5	Mäßig	
4	3,5 - < 4,5	Unbefriedigend	
5	4,5 - 5	Schlecht	

Tab. 57: Bewertungsparameter und Grenzwerte der Zustandsklassen 1-5

	1	2	3	4	5
Biomasse*	-	-	-	25-50kg/ha	<25 kg/ha
% Leitarten	100%	90-99%	70-89%	50-69%	<50%
% typische Begleitarten	100-75%	74-50%	49-25%	<25%	0
% seltene Begleitarten	>49%	49-20%	19-10%	<10%	0
Reproduktionsgildendifferenz	alle vorhanden	1 abwesend	2 abwesend	2 abwesend	keine
Strömungsgildendifferenz	alle vorhanden	1 fehlt	2 abwesend	2 abwesend	keine
Abweichung Fischregionsindex*	0,3	≥0,3- 0,6	≥0,6- 0,9	≥0,9-1,2	≥1,2
Bewertung Populationsstruktur Leitarten	1	2	3	4	5
Bewertung Populationsstruktur Begleitarten	1	2	3	4	5

### **Sonderfall „STAU“**

Auf die Belastung Stau reagieren die Bewertungsparameter „% Leitarten“, „Reproduktionsgilde“, „Populationsstruktur Leitarten“ und „Populationsstruktur typischer Begleitarten“ am besten. Die Parameter „Abweichung Fischregionsindex“ und „Strömungsgilde“ zeigen oftmals nur geringe Reaktionen (Tab. 58).

## STAURAUM ANNABRÜCKE

Tab. 58: Indikatoreigenschaften der Parameter gegenüber der Belastung „Stau“

	Indikatoreigenschaften		
	hoch	mittel	gering
Leitart	X		
Typische Begleitart		X	
Seltene Begleitart		X	
Strömungsgilde			X
Reproduktionsgilde	X		
Fischregionsindex			X
Populationsstruktur Leitart	X		
Populationsstruktur Begleitart	X		

## 11.5 Hydroakustische Fischbestandserhebung Draustau Annabrücke - Mag. Dr. Hubert Gassner (BAW)



Abb. 95: Stauraum Annabrücke - Blick auf Guntschacher Au.

### 11.5.1 EINLEITUNG

Moderne hydroakustische Geräte sind für fischereiwissenschaftliche Untersuchungen und für Bewirtschaftungsfragen in den vergangenen Jahren zu einer äußerst wichtigen und weltweit angewandten Technologie herangereift (BRANDT, 1996, MACLENNAN & SIMMONDS, 2005). Mit der aktuellen Generation wissenschaftlicher Echolote (voll-digitale split beam - Technik) ist es nun möglich geworden, Fischbestände relativ rasch quantitativ abzuschätzen, Größenklassenanalysen durchzuführen, sowie deren räumlich-zeitliches Verteilungsmuster in situ zu studieren. Mit keiner anderen Methode ist es derzeit möglich, in relativ kurzer Zeit so viele Detailinformationen eines Fischbestandes zu erhalten. Der wesentliche Vorteil dieser Technik liegt darin, dass die Fische in keinsten Weise beeinträchtigt oder geschädigt werden, da die Technik auf einer berührungslosen, auf Schallwellen aufgebauten Messung, die keinen Fang der Fische voraussetzt, beruht.

Mittlerweile hat diese Technik eine derartige Entwicklung erfahren, dass es notwendig wurde, eine europaweite Norm (CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 60: Water Quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods) zu erstellen.

Im Gegensatz zu herkömmlichen und preislich relativ günstigen Einstrahlecholoten (single beam echosounders) können nur die sogenannten Zweistrahlecholote (dual-beam echosounders) sowie die Teilstrahlecholote (split-beam echosounders) die wahre Echostärke (und somit die Fischgröße und indirekt das Fischgewicht) bestimmen. Ausschließlich die beiden letztgenannten Echolotypen können für realistische Erhebungen des Fischbestandes herangezogen werden. Bei der in dieser Untersu-

chung verwendeten Teilstrahltechnik wird ein Schallkegel (strahlenförmig) ausgesandt und die zurückgeworfenen Echos durch vier Empfänger (die ebenfalls im Schallgeber eingebaut sind und den Schallstrahl quasi „aufteilen“) aufgenommen. Die minimalen zeitlichen Verzögerungen der vier Empfänger werden benutzt, um die räumliche Herkunft des Echos zu bestimmen und daraus die wahre Echostärke und in der Folge die Länge des erfassten Fisches abzuleiten.

In österreichischen Gewässern wurden fischereiwissenschaftliche Untersuchungen mittels Echolottechnik bis Mitte der 1990-Jahre nur vereinzelt und ab etwa 2000 regelmäßig durchgeführt. Erstmals in der österreichischen Literatur diskutiert wurden Anwendungsmöglichkeiten von Echoloten allerdings schon um etwa 1930 (PÖLZL, 1927, LION, 1936). Nach einer längeren Pause führten BOBEK & SCHIEMER (1987) und BOBEK (1993) hydroakustische Untersuchungen kleineren Umfangs, damals noch mit einem analogen Zweistrahlgerät, durch. Dann erfolgten Fischbestandserhebungen am Wallersee 1996 und am Neusiedlersee 1997. Sie wurden von Dr. KUBECKA (Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Budweis) durchgeführt (WANZENBÖCK, HERZIG unpubliziert), wobei erstmals die volldigitale split-beam-Technik eingesetzt wurde. In der Folge wurde die Hydroakustik an vielen österreichischen Gewässern angewandt, und standardmäßige Fischbiomasseerhebungen an mittlerweile 20 natürlichen österreichischen Seen, sowie an 6 Stauseen und Laufstauen wurden durchgeführt (unveröffentlichte Daten Bundesamt für Wasserwirtschaft). Zusätzlich zu diesen standardmäßigen Erhebungen wurden vielfältige fischereiwissenschaftliche Fragen an Seen und Fließgewässern mittels Hydroakustik von Forschungsgruppen an der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (Dr. WANZENBÖCK) und an der Universität Wien (Dr. RAKOWITZ) bearbeitet.

Für die fischereiliche Bewirtschaftung von Gewässern stellen derartige Grundlagendaten eine wichtige Basis für die Erstellung von nachhaltigen Bewirtschaftungsplänen dar. Es können daraus auch Ableitungen hinsichtlich des möglichen Ausfanges eines Gewässers durchgeführt werden und letztendlich räumlich-zeitliche Verteilungsmuster der Fische im See sichtbar gemacht werden.

Im Gegensatz zur weitgehend standardisierten Anwendung der vertikalen Hydroakustik in Seen und Speicherstauen, ist die Anwendung dieser Technik in Fließgewässern, Stauräumen und auf Laufstauen noch nicht endgültig ausgereift (SIMMONDS & MACLENNAN, 2005). Durch die oftmals geringe Tiefe dieser Gewässer, Bewuchs mit Makrophyten und die Störungen die durch die Strömungen in das Gewässer gelangen, kann das Gerät nicht überall ohne Einschränkungen eingesetzt werden.

Die vorliegende Arbeit wurde vom KÄRNTNER INSTITUT FÜR SEENFORSCHUNG in Auftrag gegeben und hat das Ziel, erstmals die gesamte Fischbiomasse (kg/ha) abzuschätzen und eine Größenverteilung des Fischbestandes im Stausee Annabrücke zu erheben.



## 11.5.2 MATERIAL UND METHODEN

### 11.5.2.1 Freilanderhebung

Die hydroakustischen Aufnahmen am Stausee Annabrücke wurden mit einem volldigitalen EK60-split-beam-Echolot der Firma SIMRAD (Norwegen) durchgeführt. Dieses Echolot besteht aus folgenden Teilen: Elektronikelement (Transceiver), 120-kHz-Schallgeber (gesendete Energie = 100 W) und -empfänger (Transducer) mit einem Schallkegel von  $7^\circ \times 7^\circ$ , Laptop-Computer zum Betreiben des Transceivers und 12 V-Stromquelle. Der Schallgeber wird waagrecht mit einem speziellen Haltesystem, seitlich am Boot in einer Wassertiefe von etwa 0,4 m befestigt (Abb. 96 und Abb. 98).

Zur exakten Bestimmung der Fahrtroute und der Fahrgeschwindigkeit kam bei unseren Aufnahmen ein direkt an den Laptop ankoppelbares Satellitennavigationsgerät (Firma: Garmin GPSmap 76CS) zum Einsatz. Die Echolotaufnahmen wurden am 27.11.2008 und am 8. Juli 2009 jeweils am Tag und in der Nacht durchgeführt. Dabei wurden flussauf bis zu 31 Transekte (Abb. 97) in einem Zick-Zack Kurs beschallt. Im Seichtbereich oberhalb des Bootshafens (ab Transekt 33) wurde versuchsweise ebenfalls ein zusätzlicher Längstransekt befahren.

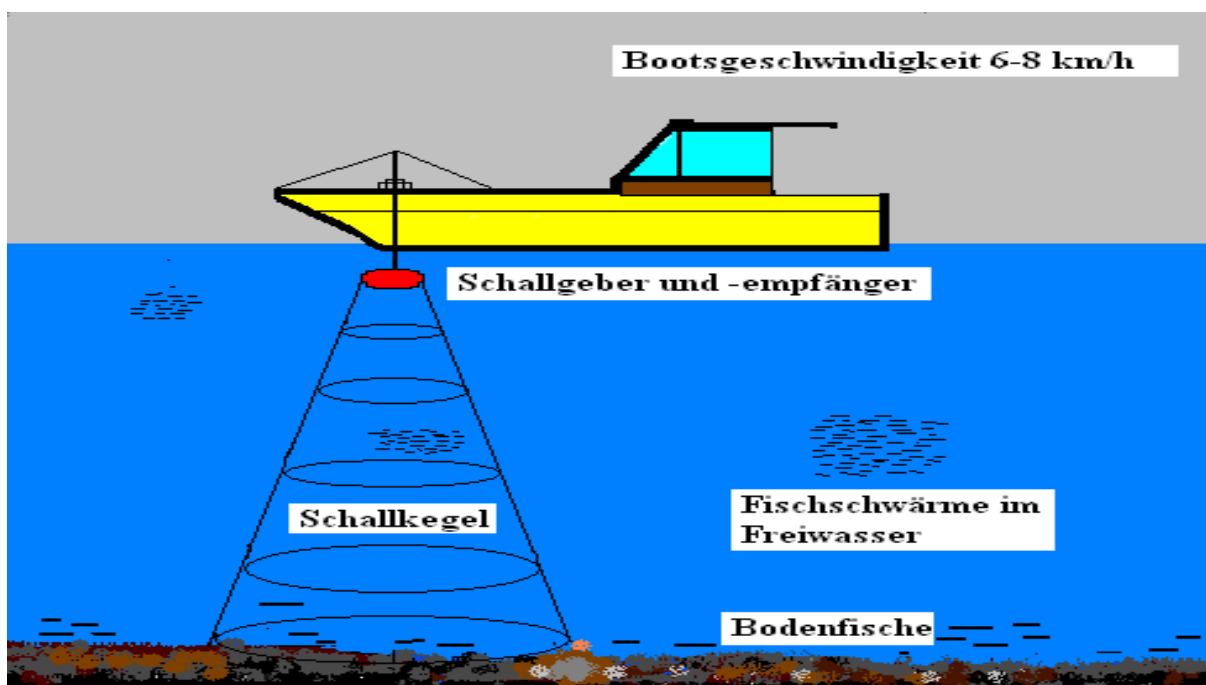


Abb. 96: Schematische Darstellung einer hydroakustischen Aufnahme.

Die Aufnahmen erfolgten in der Nacht etwa 0,5 Stunden nach dem Einsetzen der Dunkelheit. Während der Aufnahme wurden die Daten in Form von Rohdaten kontinuierlich auf der Festplatte des Laptops gespeichert. Die Bootsgeschwindigkeit betrug während der Aufnahmen etwa 5-7 km/h. Die Pingrate (Schallimpulse/Sekunde) wurde in Abhängigkeit von der Wassertiefe und der Temperatur eingestellt, wobei möglichst mit der höchsten Rate gepingt wurde. Die Schallimpuls-Dauer wurde auf 0,064 ms, der Grenzwert für den Einzelecho-Detektor (SED) wurde auf  $-64$  dB und jener für die volumenbezogene Rückstreuungstärke (volume backscattering strength, Sv) auf  $-70$  dB gesetzt. Minimale und maximale Echolänge wurden auf 0,5 bis 1,9 bzw. 50 % bis 190 % der gesendeten Schallimpuls-Dauer gesetzt.

In regelmäßigen Abständen (jeweils vor der Aufnahme) wurde das Echolot mit einer Standard-Eichkugel (Echostärke  $-40,8$  dB) nach den Vorgaben im Handbuch des Herstellers der Fa. Simrad kalibriert (Simrad 2004) (Abbildung 4). Die am Laptop gespeicherten Rohdaten wurden nach der Aufnahme mehrfach gesichert und bis zur Auswertung aufbewahrt.

## STAUARAUM ANNABRÜCKE



Abb. 97: Echolottransekte am Stausee Annabrücke.

### 11.5.2.2 Auswertung der hydroakustischen Daten

Die bei den Aufnahmen gewonnenen Rohdaten wurden mittels der Auswertesoftware SONAR 5 (BALK & LINDEM, 2004) ausgewertet. Zuerst wurden die einzelnen Datensätze konvertiert. Dabei können noch diverse Feineinstellungen (Grenzwertsetzung, Rückstreuungsstärke, Einzelecho-Detektor, Echolänge) zur Besserung der Echoqualität durchgeführt werden. Nach dem Konvertieren werden die derart aufbereiteten Files als sogenannte Echogramme (Abb. 99 und Abb. 100) geöffnet.

Als nächster Schritt wurde der Boden definiert, wobei am Stausee Annabrücke an den meisten Transekten der Boden mittels inkludierter Software gut definiert werden konnte. An einigen Stellen, wie zum Beispiel sehr steilen Abhängen oder bei weichen Sedimenten, musste der Boden manuell nachgearbeitet werden. Danach wurden verbliebene Störungen (Wind, Luftblasen, Motorgeräusche, etc.) und ungewollte Echos mittels eines in der Software inkludierten Funktion gelöscht. Bei dieser Prozedur werden auch die Minimalgrenzwerte für die Auswertung der Stauseeaufnahmen (SED und Sv auf -55 dB entspricht 2,9 cm Totallänge) gesetzt. Die nun möglichen Auswertungen erfolgten immer über den gesamten Transekt in der Schicht zwischen 2 m Wassertiefe und Gewässerboden.

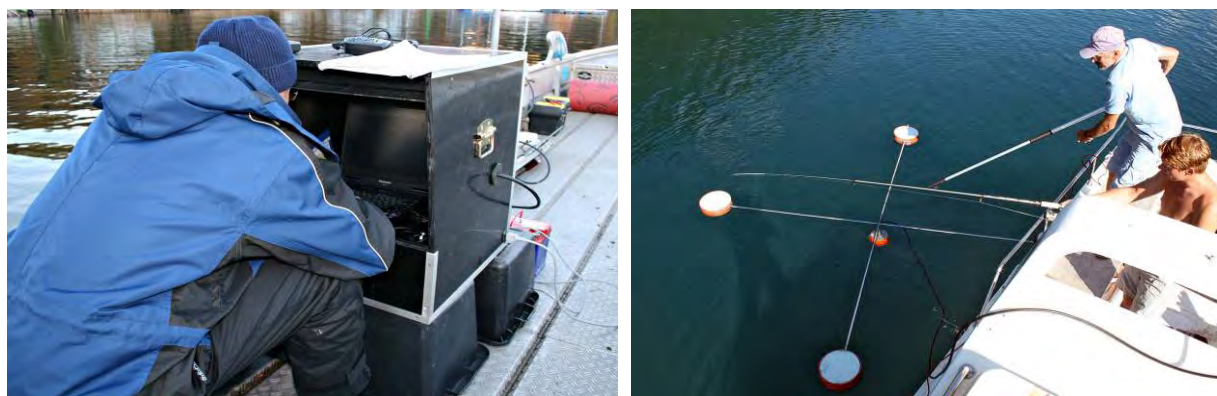


Abb. 98: Echolot während der Aufnahme im Boot und Vorrichtung zum Kalibrieren des Echolotes mittels Eichkugel.

Die Analyse der Daten erfolgte flächenbezogen nach Abundanz (Fische/ha) und Fischbiomasse (kg/ha), wobei die Auswertesoftware aus der Wassertiefe und der Schallkegelgeometrie des Schwinners, das beschallte Volumen und die beschallte Fläche berechnet. Aufgetrennt wurden die Ergebnisse der Abundanz- und Gewichtsanalysen in 2 cm- Längensklassen von 0 cm bis 100 cm. Die Umrechnung von Echostärke auf Fischlänge erfolgte mittels der empirischen Formel für 120 kHz-Schallgeber nach LOVE (1971):

$$\text{Echostärke} = 19,1 \cdot (\log \text{Totallänge}) - 63,85$$

Für die Umrechnung von Fischlänge auf Fischgewicht wurde die Längen-Gewichtsregression der Fische von der Aufnahme des Draustaus Dravograd herangezogen. Diese basiert auf neun verschiedenen Fischarten.

$$\text{Vollgewicht} = 0,0074 \cdot (\text{Totallänge})^3,1173$$

Diese Formeln werden in die SONAR 5 Software eingegeben, und das Programm errechnet damit die gewünschten flächenbezogenen Werte. Die Analysen erfolgten Transekt für Transekt und für weitere Analysen wurde der jeweilige Datensatz in ein Excel-Datenblatt überführt. Dort wurden dann mittlere Abundanzen, mittlere Fischbiomassen insgesamt und zu den einzelnen Terminen berechnet. Dabei wurde aus den so gewonnenen Biomassewerten der einzelnen Transekte (= Teilproben) die mittlere Fischbiomasse (kg/ha) des jeweiligen Termins berechnet. Weiters erfolgte mittels Microsoft-Excel noch die graphische Darstellung der Ergebnisse. Zusätzliche Details über die Anwendung hydroakustischer Methoden zur Fischbestandserhebung sind in BRANDT (1996), MACLENNAN & SIMMONDS (2005), GASSNER et al. (1999), WANZENBÖCK ET AL. (2003), GASSNER & WANZENBÖCK (2005), CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 60 angeführt.



## STAURAUM ANNABRÜCKE

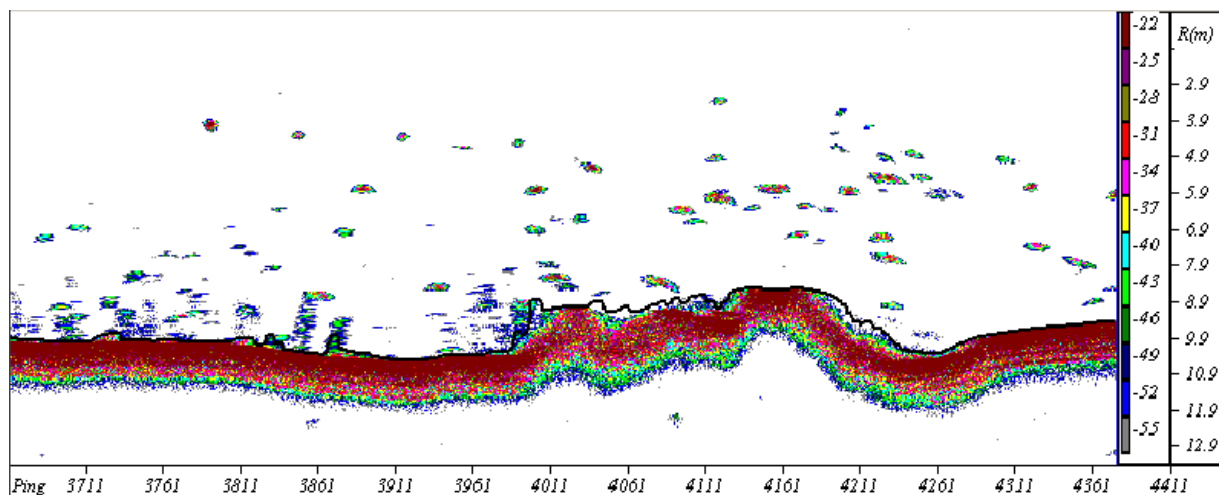


Abb. 99: Beispiel einer Echogrammauswertung vom Stausee Annabrunn, Nachtaufnahme vom 27. November 2008, Quertransekt Nummer 13 (Die x-Achse repräsentiert die Zeitachse in gesendeten Schallimpulsen (= pings), die y-Achse (ganz rechts) die Wassertiefe in Meter. Im Bereich zwischen 5 und 8 Meter Tiefe sind einzelne Fische zu erkennen. Die Farben der Fischechos zeigen die Echostärken verschiedener Objekte in Dezibel entsprechend der Skala am rechten Rand)

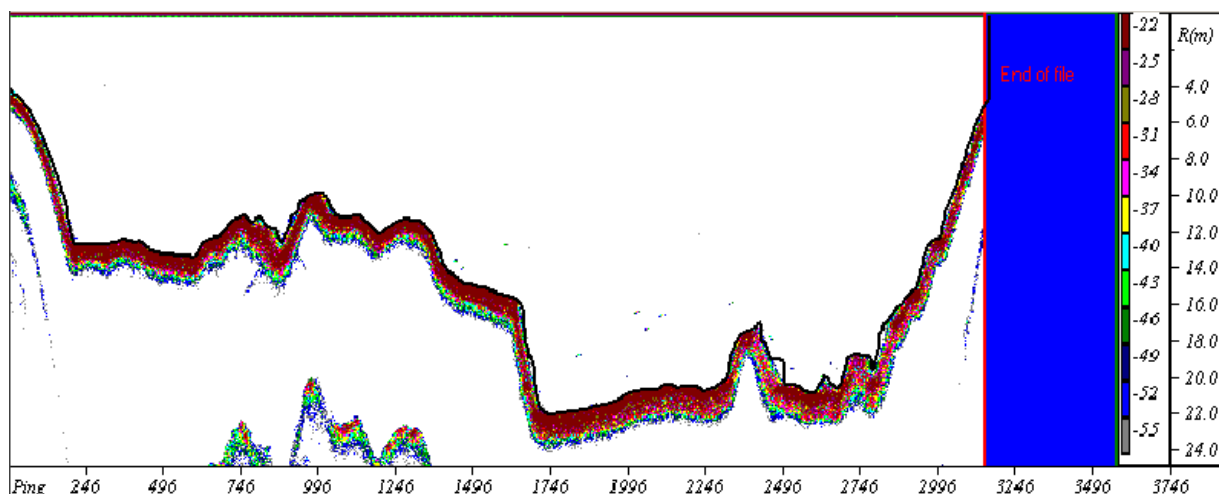


Abb. 100: Echogramm vom Stausee Annabrunn, Nachtaufnahme vom 27. November 2008, Quertransekt Nummer 2 (Bereich Staudamm). Im Bereich zwischen 16 und 18 m Wassertiefe sind einige Einzelechos von Fischen zu sehen.

### 11.5.3 ERGEBNISSE

Die Auswertungen aller hydroakustischen Aufnahmen ergaben für den Stausee Annabrunn eine mittlere Fischbiomasse von 4,1 kg/ha ( $\pm 9,00$  Standardabweichung;  $n = 4$ ). Die einzelnen Aufnahmen erbrachten bei den Tagaufnahmen Fischbiomassen von 1,6 kg/ha im November 2008 und 3,5 kg/ha im Juli 2009. In der Nacht ergaben sich mittlere Fischbiomassen von 5,2 kg/ha im November 2008 und 6,0 kg/ha im Juli 2009. Die Datenbreite war zwischen den zwei Nachtaufnahmen mit 0,8 kg/ha relativ gering. Die beiden Tagaufnahmen streuten mit 1,9 kg/ha jedoch mehr. Im Durchschnitt ergab sich in der Nacht mit 5,6 kg /ha eine wesentlich höhere Fischbiomasse wie am Tag mit 1,6 kg/ha im Mittel.

Zwischen den einzelnen Transekten zeigten sich relativ hohe Schwankungen in der Fischbiomasse. Die erhobenen Fischbiomassen an den einzelnen Transekten lagen zwischen 0 kg/ha und maximal 57,7 kg/ha (Abb. 102).

Die mittlere Abundanz lag bei 132 Fischen/ha ( $\pm 174$  Standardabweichung;  $n = 4$ ) für alle vier Aufnahmen. Die Abundanzen sind jedoch sehr stark von den Jungfischen beeinflusst und zeigen daher immense Schwankungen (min. 0 Fische/ha und max. 1926 Fische/ha) auf den verschiedenen Transekten.

Die höchsten mittleren Abundanzen fanden sich an den Transekten 13 und 14 sowie 29 und 30 mit durchschnittlich 562 Fischen/ha. Im Bereich von der Staumauer bis zur Insel an den Transekten 1 bis 11 lagen die durchschnittlichen Fischdichten bei 76 Fischen/ha. Zwischen Insel und Brücke konnten im Durchschnitt nur noch 193 Fische/ha detektiert werden (Transekte 12 bis 18) und oberhalb der Brücke bis zum Bootshafen (Transekte 19 bis 31) lagen die mittleren Fischdichten bei 195 Fischen/ha.

Die Verteilung der Biomassen an den einzelnen Transekten war insgesamt auch sehr unterschiedlich. Konstant höhere Fischbiomassen konnten an den Transekten 12 bis 14 (Mittelwert 15,6 kg/ha) festgestellt werden. Im Bereich von der Staumauer bis zur Insel an den Transekten 1 bis 11 lagen die durchschnittlichen Fischbiomassen bei 1,13 kg/ha. Zwischen Insel und Brücke konnten im Durchschnitt 9,38 kg/ha detektiert werden (Transekte 12 bis 18) und oberhalb der Brücke bis zum Bootshafen (Transekte 19 bis 31) lagen die mittleren Fischdichten bei 3,25 kg/ha. Die jeweiligen Fischbiomassen der Einzeltransekte sind für alle vier Termine in Abb. 102 dargestellt.

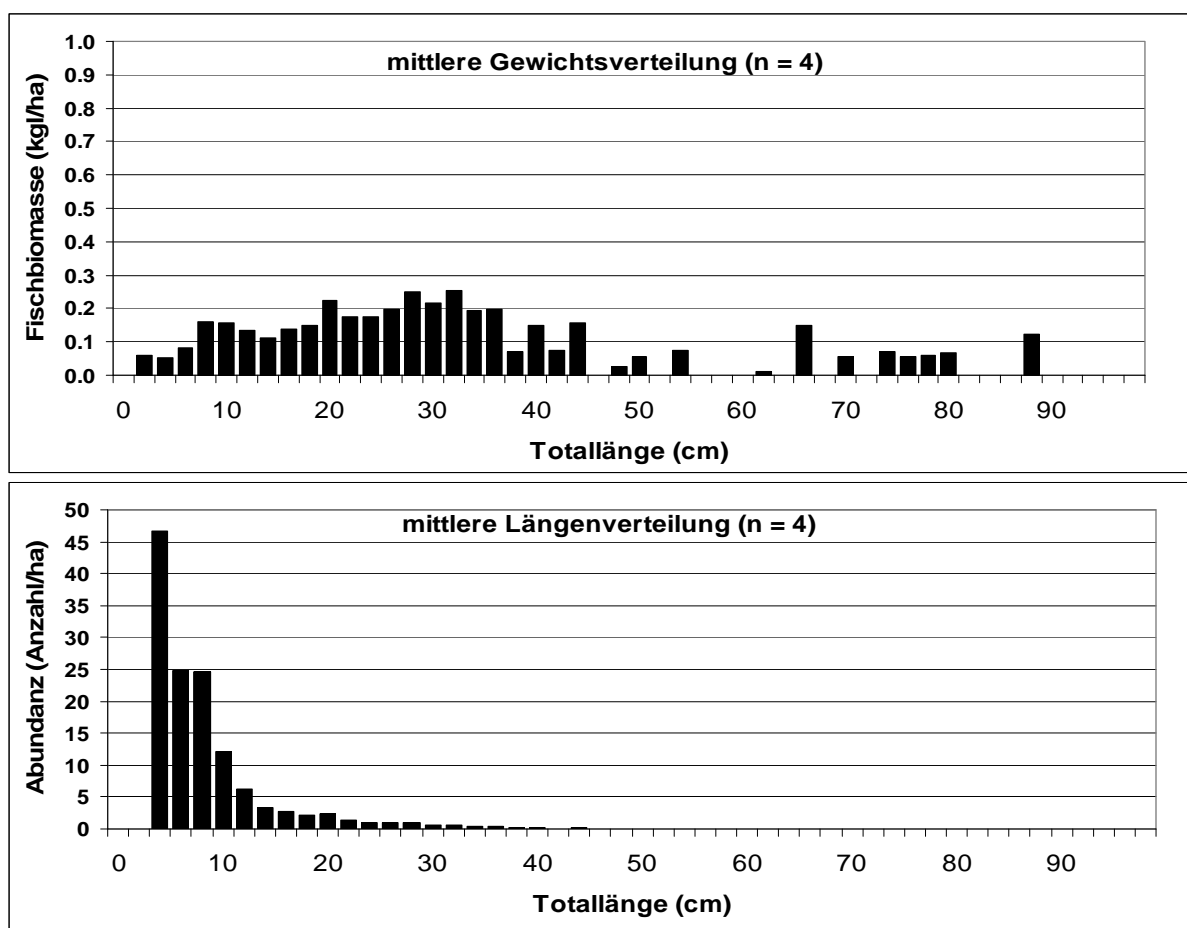


Abb. 101: Mittlere Längen- Gewichts- und Abundanz-Längenverteilung aller Aufnahmetermine.

Eine Auftrennung der mittleren Fischbiomassen der einzelnen Termine nach den Totallängen (Abb. 102 und Abb. 101 zeigte, dass sich der Hauptanteil an der Fischbiomasse aus Fischen des Längenbereichs 20 bis 35 cm zusammensetzt. Die Größenklassen unter 10 cm erreichen zwar hohe Abundan-



STAUARAUM ANNABRÜCKE

zen, sind aber bedingt durch ihr geringes Einzelgewicht unterrepräsentativ an der gesamten Fischbiomasse beteiligt (Abb. 101). Im Größenbereich über 35 cm konnten nur wenige Fischechos erfasst werden.

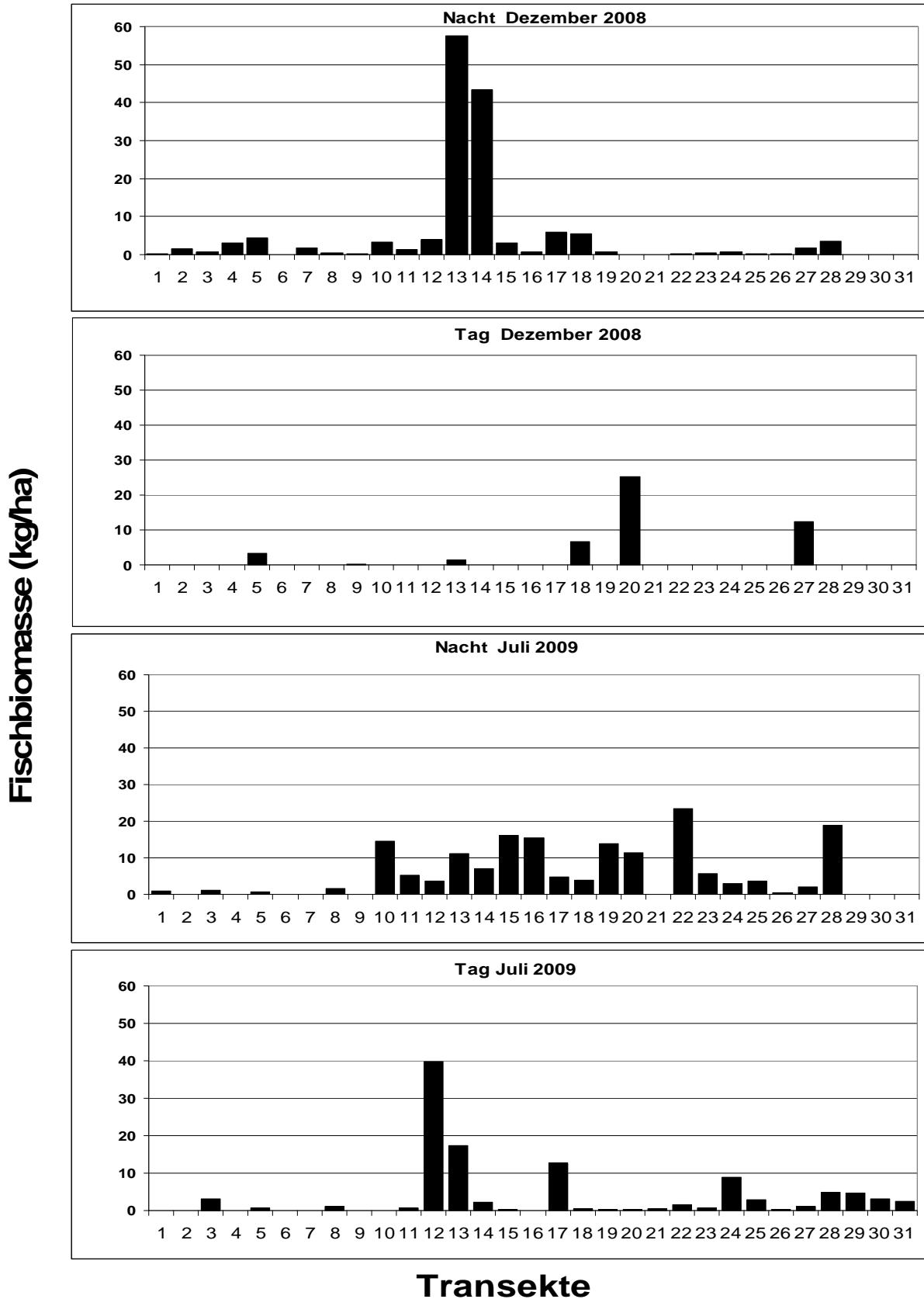


Abb. 102: Erhobene mittlere Fischbiomassen aufgetrennt nach Transekte und Termin.

Trennt man die Abundanzen (Fischdichten) der einzelnen Termine nach der Totallänge auf (Abb. 103), so zeigen sich bei den kleineren Fischen bei allen drei Terminen hohe Abundanzen, die aber bis zur Länge von 20 cm rasch abnehmen. Für den Längenbereich > 20 cm konnten im Stausee Anna-brücke nur noch sehr wenige Fischechos detektiert werden (Abb. 101 und Abb. 103).

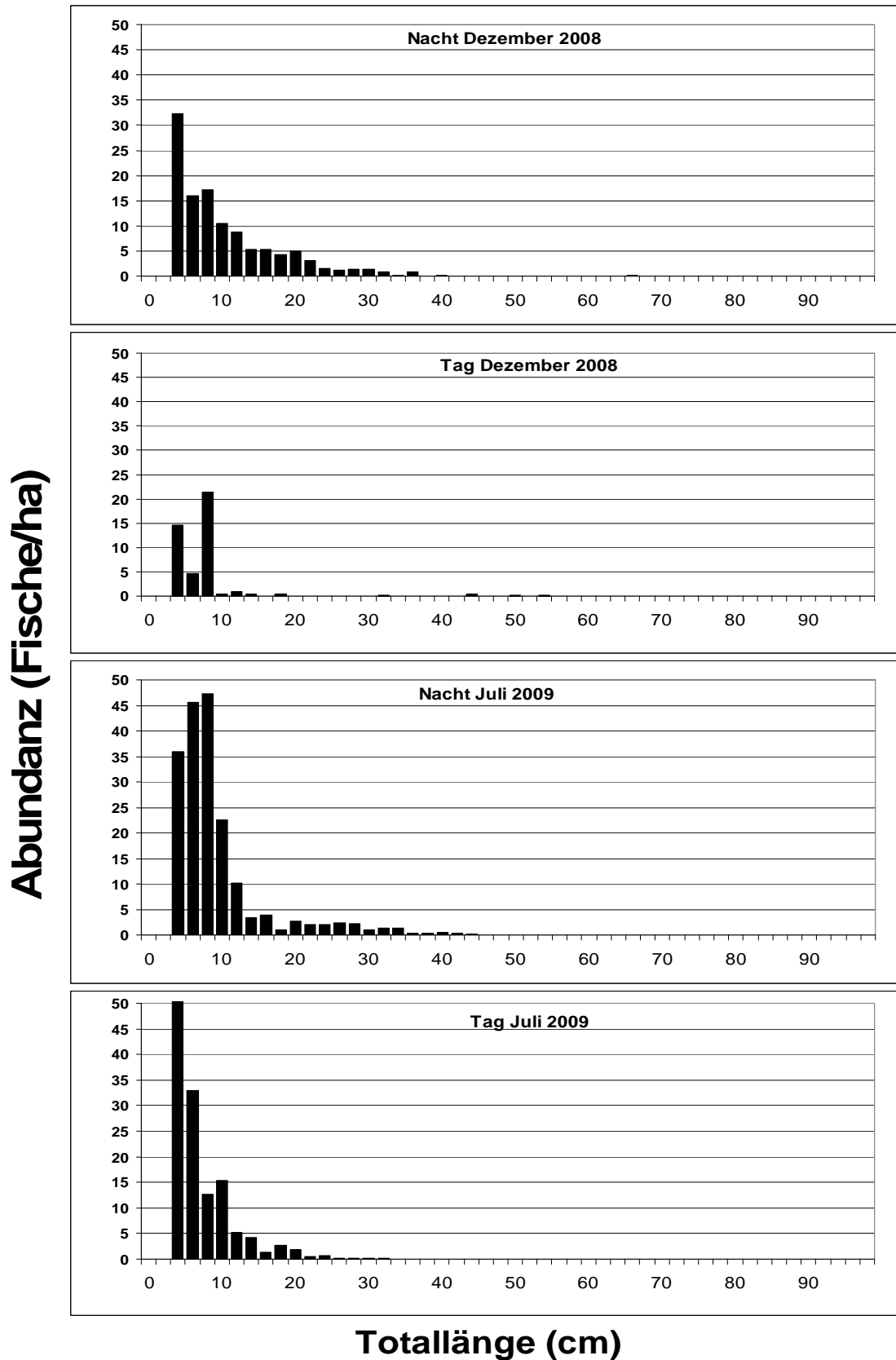


Abb. 103: Mittlere Längen-Gewichtsverteilung der jeweiligen Aufnahmetermine.

## 11.5.4 DISKUSSION

Grundsätzlich waren die Bedingungen (Wind, Niederschlag, Ausgasung, Störgeräusche, Bewuchs, Bodenbeschaffenheit) am Stausee Annabrücke bei beiden Terminen als für die Echographie als gut geeignet einzustufen. Eine Ausnahme bildete der Bereich oberhalb des Bootshafens bis hinauf zur Stauwurzel. Hier wurden zwar Aufnahmen getätigt, diese konnten jedoch wegen der geringen Wassertiefe (< 5 m) und der höheren Strömungsgeschwindigkeiten keiner sinnvollen Analyse zugeführt werden und blieben somit unberücksichtigt. Einerseits verstärkte in diesem Bereich die Strömung das Rauschen, sodass Fischechos nicht mehr klar von Störungen unterschieden werden konnten, andererseits kam durch die geringe Wassertiefe auch noch die Scheuchwirkung des Bootes (DRAŠTÍK & KUBEČKA 2005) zum Tragen.

Insgesamt ergab sich für den Stausee Annabrücke mit 4,1 kg/ha eine sehr geringe durchschnittliche Fischbiomasse im Vergleich zu anderen österreichischen Stauseen. So konnten an den Innstauen Braunau 14,4 kg/ha und Ingling 23,1 kg/ha erhoben werden. Der Stausee Rottau ergab 21,0 kg/ha und für den Draustau Dravograd konnten 35,5 kg/ha festgestellt werden (unveröffentlichte Daten BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT).

Die Gründe für diese geringen Fischbiomassen im Stausee Annabrücke können vielfältig sein und lassen sich alleine auf Basis der hydroakustischen Daten nicht erklären. Aus hydroakustischer Sicht können Fischbestände unterschätzt werden, wenn die Fische vom Boot gescheucht werden, wenn sie sich nahe der Oberfläche oder direkt am Boden aufhalten. Bei bodennah lebenden Arten wie Aalrutte, Barbe, Nase und Kaulbarsch ist eine Unterscheidung zwischen Boden und Fisch bei der ungleichförmigen Bodenbeschaffenheit von Stauräumen nicht durchgängig möglich, was zu einer Unterschätzung der Fischbiomasse führen kann.

Die jahreszeitlichen sowie Tag/Nacht Schwankungen bei hydroakustischen Fischbestandsaufnahmen sind wissenschaftlich gut belegt (z.B. MEHNER & SCHULZ 2002, DRAŠTÍK et al. 2009; WINFIELD ET AL. 2007) und Fischbiomassen sowie Abundanzen können tages- und jahreszeitlich massiv schwanken. Bei den zwei Aufnahmetermenen vom Draustau Annabrücke zeigte sich diese diurnale Schwankung mit wesentlich weniger Fischechos am Tag auch recht deutlich. Eine jahreszeitliche Schwankung lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht ablesen. Es könnte jedoch sein, dass sich in anderen Monaten geringfügig höhere Fischbiomassen erfassen lassen könnten.

Somit lässt sich zusammenfassen, dass die Fischbiomasse am Draustau Annabrücke verhältnismäßig gering ist und auch dann bei weitem nicht jene der obig genannten österreichischen Stauseen heranreichen würden, wenn mögliche Unterschätzungen aus der Hydroakustikmethodik eingerechnet würden.

## 11.5.5 Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Studie ist erstmals mittels Echolottechnik die Fischbiomasse des Stausees Annabrücke abgeschätzt worden. Dazu wurden im November 2008 und im Juli 2009 bis zu 31 Quertransekte am Tag und in der Nacht vertikal beschallt. Die dabei gewonnenen Daten wurden verarbeitet und daraus die Fischdichten und Fischbiomassen berechnet.

Die Auswertungen ergaben eine relativ geringe mittlere Fischbiomasse von 4,1 kg/ha ( $\pm$  9,00 Standardabweichung; n = 4). Die einzelnen Aufnahmen erbrachten bei den Tagaufnahmen Fischbiomassen von 1,6 kg/ha im November 2008 und 3,5 kg/ha im Juli 2009. In der Nacht ergaben sich mittlere Fischbiomassen von 5,2 kg/ha im November 2008 und 6,0 kg/ha im Juli 2009. Die erhobenen Fischbiomassen an den einzelnen Transekten lagen zwischen 0 kg/ha und maximal 57,7 kg/ha. Im Bereich von der Staumauer bis zur Insel an den Transekten 1 bis 11 lagen die durchschnittlichen Fischbiomassen bei 1,13 kg/ha. Zwischen Insel und Brücke konnten im Durchschnitt 9,38 kg/ha detektiert werden (Transekte 12 bis 18) und oberhalb der Brücke bis zum Bootshafen (Transekte 19 bis 31) lagen die mittleren Fischbiomassen bei 3,25 kg/ha.

## 11.6 Ergebnisse

### 11.6.1 Aktuelle Artenzusammensetzung

Insgesamt konnten 28 Fischarten nachgewiesen werden (Tab. 59). Von den 28 nachgewiesenen Arten gelten 19 als gewässertypspezifisch, die übrigen 9 Arten sind allochthon (Aal, Güster, Kaulbarsch, Reinanke, Schied, Seeforelle, Zander) bzw. handelt es sich um Neozoen (Bachsaibling, Regenbogenforelle) (Tab. 60). Obwohl der Wels und die Barbe bei dieser Befischung nicht nachgewiesen werden konnte, werden sie laut Angaben der Fischer im Stauraum gefangen.

Bei der letzten Untersuchung des Stauraumes Annabrücke von SCHULZ ET AL (1986) wurden 17 Fischarten festgestellt, von denen drei verschwunden sind (Frauennerfling, Huchen Sterlet) (Tab. 59). Hinzu traten 13 Fischarten, die zum Teil von selbst eingewandert sind, zum Teil wurden sie besetzt.

Tab. 59: Fischarten bei der letzten Untersuchung und aktuell im Stauraum Annabrücke.

	Vorkommen	
	1986	aktuelle Studie
Aal		X
Aalrutte	x	X
Aitel	x	X
Äsche	x	X
Bachforelle	x	X
Bachsaibling		X
Bachneunauge		X
Barbe	x	X*
Bitterling		X
Brachse		X
Flussbarsch	x	X
Frauennerfling	x	
Güster		X
Hasel	x	X
Hecht	x	X
Huchen	x	
Karpfen		X
Kaulbarsch		X
Koppe		X
Laube	x	X
Nase	x	X
Regenbogenforelle	x	X
Reinanke		X

## STAUARAUM ANNABRÜCKE

Rotaugen	x	X
Rotfeder		X
Schied		X
Schleie	x	X
Seeforelle	x	X
Sterlet	x	
Wels		X*
Zander		X

\*.. nach Angaben von Fischern.

Das für den Stauraum erstellte Leitbild (siehe Tab. 60) beinhaltet 36 typspezifische Arten, von denen wie gesagt nur 19 Arten bei diesem Projekt nachgewiesen werden konnten. Bei den nicht nachgewiesenen Arten handelt es sich um Bachschmerle, Elritze, Frauenerfling, Gründling, Huchen, Karausche, Kesslergründling, Russnase, Seelaube, Schneider, Semling, Steinbeißer, Sterlet, Streber, Strömer, Weißflossengründling und Zingel. Obwohl der Wels und die Barbe bei dieser Befischung nicht nachgewiesen werden konnte, werden sie laut Angaben der Fischer im Stauraum gefangen. Der Huchen und die Barbe sind in diesem Abschnitt als Leitart zu sehen, der Gründling, der Schneider, Strömer und der Wels als typische Begleitarten, der Rest der vermissten Arten wurde im Leitbild als seltene Begleitarten eingestuft.

Tab. 60: Aktualisiertes Leitbild für den Stauraum Annabrücke und Gefährdungsgrad der einzelnen Fischarten (FFH, ROTE LISTE ÖSTERREICH und IUCN).

Fischarten		Leitbild Drau	FFH	Rote Liste	IUCN
<b><i>Anguilla anguilla</i></b>	<b>Aal</b>	allochthone Art		<b>RE</b>	
<b><i>Lota lota</i></b>	<b>Aalrutte</b>	b (typ. Begleitart)		<b>VU</b>	
<b><i>Squalius cephalus</i></b>	<b>Aitel</b>	l (Leitart)		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<b><i>Thymallus thymallus</i></b>	<b>Äsche</b>	b	<b>V</b>	<b>VU</b>	<b>LC</b>
<b><i>Salmo trutta fario</i></b>	<b>Bachforelle</b>	s (seltene Begleitart)		<b>NT</b>	
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsaibling	allochthone Art N!		<b>NE</b>	
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	s		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	l	<b>V</b>	<b>NT</b>	<b>LC</b>
<b><i>Rhodeus amarus</i></b>	<b>Bitterling</b>	s	<b>II</b>	<b>VU</b>	<b>LC</b>
<b><i>Abramis brama</i></b>	<b>Brachse</b>	b		<b>LC</b>	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	s		<b>NT</b>	<b>LC</b>
<b><i>Perca fluviatilis</i></b>	<b>Flussbarsch</b>	b		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<i>Rutilus pigus</i>	Frauenerfling	s	<b>II</b>	<b>EN</b>	<b>DD</b>
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	b		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<b><i>Blicca bjoerkna</i></b>	<b>Güster</b>	allochthone Art		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	b		<b>NT</b>	<b>LC</b>



<b><i>Esox lucius</i></b>	<b>Hecht</b>	b		<b>NT</b>	
<i>Hucho hucho</i>	Huchen	l	<b>II</b>	<b>EN</b>	<b>EN</b>
<i>Carassius carassius</i>	Karassche	s		<b>EN</b>	<b>LC</b>
<b><i>Gymnocephalus cernuus</i></b>	<b>Kaulbarsch</b>	allochthone Art		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<i>Romanogobio kesslerii</i>	Kessler Gründling	s		<b>EN</b>	<b>DD</b>
<b><i>Cottus gobio</i></b>	<b>Koppe</b>	s	<b>II</b>	<b>NT</b>	<b>LC</b>
<b><i>Alburnus alburnus</i></b>	<b>Laube</b>	b		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<b><i>Chondrostoma nasus</i></b>	<b>Nase</b>	l		<b>NT</b>	<b>LC</b>
<b><i>Eudontomyzon mariae</i></b>	<b>Neunauge</b>	b	<b>II</b>	<b>VU</b>	<b>DD</b>
<b><i>Oncorhynchus mykiss</i></b>	<b>Regenbogenforelle</b>	allochthone Art N!		<b>NE</b>	
<b><i>Coregonus sp1.</i></b>	<b>Reinanke</b>	allochthone Art	<b>V</b>		
<b><i>Rutilus rutilus</i></b>	<b>Rotaue</b>	b		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<b><i>Scardinius erythrophthalmus</i></b>	<b>Rotfeder</b>	s		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<i>Vimba vimba</i>	Rußnase	s		<b>VU</b>	<b>LC</b>
<b><i>Aspius aspius</i></b>	<b>Schied</b>	allochthone Art	<b>II</b>	<b>EN</b>	<b>DD</b>
<b><i>Tinca tinca</i></b>	<b>Schleie</b>	s		<b>VU</b>	<b>LC</b>
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	b		<b>LC</b>	<b>LC</b>
<i>Salmo trutta lacustris</i>	Seeforelle	allochthone Art			
<i>Chalcaburnus chalcoides</i>	Seelaube	s		<b>LC</b>	<b>DD</b>
<i>Barbus balcanicus</i>	Semling	s	<b>II</b>	<b>CR</b>	<b>NT</b>
<i>Cobitis taenia</i>	Steinbeißer	s	<b>II</b>	<b>VU</b>	<b>LC</b>
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	s	<b>V</b>	<b>CR</b>	<b>VU</b>
<i>Zingel streber</i>	Streber	s	<b>II</b>	<b>EN</b>	<b>VU</b>
<i>Telestes souffia</i>	Strömer	b	<b>II</b>	<b>EN</b>	<b>LC</b>
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Weißflossen Gründling	s	<b>II</b>	<b>LC</b>	<b>DD</b>
<i>Silurus glanis</i>	Wels	b		<b>VU</b>	<b>LC</b>
<b><i>Cyprinus carpio</i></b>	<b>Wildkarpfen</b>	s		<b>EN</b>	<b>DD</b>
<b><i>Sander lucioperca</i></b>	<b>Zander</b>	allochthone Art		<b>NT</b>	<b>LC</b>
<i>Zingel zingel</i>	Zingel	s	<b>II</b>	<b>VU</b>	<b>VU</b>
Artenanzahl		<b>36</b>	<b>typspezifisch</b>		

## STAURAUM ANNABRÜCKE

Fischökologisches Leitbild (Haunschmid et al., 2006)

- I Leitart  
 b typische Begleitart  
 s seltene Begleitart  
 al allochthon  
 NI Neozoa

FFH...Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21.Mai 1992)

- II Art gelistet in Anhang II der FFH-RL (Arten, für die Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen)  
 IV Art gelistet in Anhang IV der FFH-RL (Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten)  
 V Art gelistet in Anhang V der FFH-RL (Arten, deren Entnahme und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können)

Gefährdungsstatus nach Wolfram &amp; Mikschi (2006), Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs und

IUCN (International Union for Conservation of Nature)

- RE regional ausgestorben oder verschollen (regionally extinct)  
 CR vom Aussterben bedroht (critically endangered)  
 EN stark gefährdet (endangered)  
 VU gefährdet (vulnerable)  
 NT Gefährdung droht (near threatened)  
 LR geringes Risiko (lower risk)  
 LC nicht gefährdet (least concern)  
 DD Datenlage für eine Einstufung nicht ausreichend (data deficient)  
 NE nicht eingestuft, es handelt sich meist um verbreitete und reproduzierende Neobiota (not evaluated)

In der Tab. 61 sind den Fischarten die dazu gehörigen Fischregionsindices, Strömungsgilden und Reproduktionsgilden zugeteilt.

Tab. 61: Zuordnung Fischregionenindex, Strömungsgilde und Reproduktionsgilde (aus SCHOTZKO et al., 2007).

Fischart (Deutscher Name)	Fischregionenindex	Strömungsgilde	Reproduktionsgilde
<i>Aal</i>	5,6	katadrom	pelagophil
<i>Aalrutte</i>	5,4	rhithral	litho/pelagophil
<i>Aitel</i>	6,0	eurytop	lithophil
<i>Äsche</i>	5,0	rhithral	lithophil
<i>Bachforelle</i>	3,8	rhithral	lithophil
<i>Bachschmerle</i>	5,5	rheophil A	psammophil
<i>Barbe</i>	6,2	rheophil A	lithophil
<i>Bitterling</i>	6,5	stagnophil	ostracophil
<i>Brachse</i>	6,4	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Donaukaulbarsch</i>	6,7	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Elritze</i>	5,0	rhithral	lithophil
<i>Flussbarsch</i>	6,7	eurytop	phyto/lithophil
<i>Frauennerfling</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Giebel</i>	6,4	eurytop	phytophil
<i>Goldsteinbeißer</i>	6,3	rheophil A	phytophil
<i>Gründling</i>	6,0	rheophil A	psammophil
<i>Güster</i>	6,7	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Hasel</i>	6,3	rheophil A	phyto/lithophil
<i>Hecht</i>	6,2	eurytop	phytophil
<i>Huchen</i>	5,7	rhithral	lithophil
<i>Hundsfisch</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Karusche</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Kaulbarsch</i>	6,8	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Kesslergründling</i>	6,3	rheophil A	lithophil
<i>Koppe</i>	4,0	rhithral	speleophil

<i>Laube</i>	6,4	eurytop	phyto/lithophil
<i>Marmorierte Grundel</i>	6,7	rheophil B	speleophil
<i>Moderlieschen</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Nase</i>	5,9	rheophil A	lithophil
<i>Nerfling</i>	6,4	rheophil B	lithophil
<i>Neunauge</i>	5,1	rheophil A	lithophil
<i>Perlfisch</i>	6,0	rheophil B	lithophil
<i>Reinanke</i>	6,7	anadrom	pelagophil
<i>Rotauge</i>	6,4	eurytop	phyto/lithophil
<i>Rotfeder</i>	6,7	stagnophil	phytophil
<i>Rußnase</i>	6,4	rheophil B	lithophil
<i>Schied</i>	6,5	rheophil B	lithophil
<i>Schlammpeitzger</i>	6,5	stagnophil	phytophil
<i>Schleie</i>	6,7	stagnophil	phytophil
<i>Schneider</i>	5,6	rheophil A	lithophil
<i>Schrätzer</i>	6,3	rheophil A	lithophil
<i>Seeforelle</i>	4,5	anadrom	lithophil
<i>Seelaube</i>	6,4	anadrom	lithophil
<i>Semling</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Sichling</i>	6,5	eurytop	phyto/lithophil
<i>Steinbeißer</i>	6,3	rheophil A	phytophil
<i>Steingressling</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Sterlet</i>	6,6	rheophil A	litho/pelagophil
<i>Streber</i>	6,0	rheophil A	lithophil
<i>Strömer</i>	5,4	rhithral	lithophil
<i>Weißflossengründling</i>	6,5	rheophil A	lithophil
<i>Wels</i>	6,7	rheophil B	phytophil
<i>Wildkarpfen</i>	6,5	rheophil B	phytophil
<i>Wolgazander</i>	6,8	rheophil B	phyto/lithophil
<i>Zander</i>	6,7	rheophil B	phytophil
<i>Zingel</i>	6,3	rheophil B	lithophil
<i>Zobel</i>	6,6	rheophil A	lithophil
<i>Zope</i>	6,5	rheophil B	lithophil

## 11.6.2 Fischbestand Herbst 2008 und Sommer 2009

Der gesamte Ausgang beider Befischungsdurchgänge ist in Tab. 62 und Tab. 63 (mit den Netzfängen) widergegeben.

Im Herbst 2008 wurden 1569 Fische aus 23 Arten gefangen, wobei Aal, Bitterling und Koppe nur bei diesem Termin nachgewiesen wurden.

Tab. 62: Fischbestand des Gesamtfanges der Herbstbefischung 2008.

Art	Fang- zahl	Abundanz [Ind./ha]	Biomasse [kg/ha]	Länge [cm]			Gewicht [g] Mw	mittl. KF >= 20 cm
				Min.	Mw.	Max.		
Aal	1	0,01	0,01	70,00	70,00	70,00	737,00	0,21
Aalrutte	43	1,98	0,82	12,30	29,84	49,50	228,31	0,64
Aitel	136	9,42	10,75	4,00	33,83	60,00	636,43	1,27
Äsche	2	0,01	0,00	10,20	17,10	24,00	37,96	0,93
Bachforelle	30	0,11	0,00	7,50	12,21	24,30	23,30	0,92
Bitterling	5	0,05	0,00	3,50	4,24	5,20	0,80	
Brachse	17	6,75	4,34	9,00	37,66	53,00	793,50	1,01
Flussbarsch	216	77,95	15,95	4,80	14,78	41,50	22,95	1,42
Güster	31	41,26	4,93	9,50	20,36	32,00	120,09	1,42
Hecht	141	42,62	4,17	9,00	26,44	72,30	80,01	0,59
Karpfen	7	2,60	10,24	10,00	42,90	73,50	6989,32	2,10
Kaulbarsch	405	233,99	1,09	5,00	7,41	16,00	4,79	
Koppe	4	0,03	0,00	8,20	9,68	11,00	10,20	
Laube	230	10,48	0,13	2,00	9,30	16,10	6,88	
Nase	48	4,34	1,34	6,00	34,81	50,00	573,01	1,05
Rapfen	2	1,31	0,08	17,00	29,25	41,50	559,00	0,78
Regenbogenforelle	5	0,04	0,02	30,70	33,80	36,10	409,66	1,06
Renke	1	1,33	0,53	35,00	35,00	35,00	408,90	0,95
Rotauge	189	226,60	18,50	3,00	15,97	33,50	4,99	1,22
Rotfeder	23	7,78	0,18	4,00	11,73	19,20	23,24	1,44
Schleie	25	17,24	7,11	4,00	23,02	43,00	376,38	1,73
Ukr. Bachneunauge	4	0,05	0,00	16,00	16,75	18,00	7,62	
Zander	4	5,31	1,49	30,50	33,63	37,50	323,30	0,85

Im Sommer 2009 wurden insgesamt 1543 Fische ebenfalls aus 23 Arten gefangen, allerdings konnten Bachsaibling und Seeforelle nur im Sommer 09 nachgewiesen werden.

Tab. 63: Fischbestand des Gesamtfanges der Sommerbefischung 2009.

Art	Fang-	Abundanz	Biomasse	Länge [cm]			Gewicht [g]	mittl. KF
	zahl	[Ind/ha]	[kg/ha]	min	Mw	max	Mw	
Aalrutte	35	0,28	0,05	7,00	26,46	44,50	181,23	0,74
Aitel	103	9,27	3,21	5,90	30,08	55,10	690,68	1,25
Asche	12	0,13	0,00	7,30	15,93	27,70	50,67	0,90
Bachforelle	12	0,04	0,00	6,50	17,77	38,70	91,33	1,01
Bachsäbling	1	0,01	0,00	28,10	28,10	28,10	216,00	0,97
Brachse	19	17,34	7,47	16,00	37,26	60,30	881,42	1,31
Flussbarsch	248	41,70	5,31	3,50	13,26	32,60	55,54	1,30
Güster	8	8,81	0,79	6,00	16,70	26,60	93,71	1,27
Hasel	1	0,00	0,00	11,50	11,50	11,50	15,00	0,99
Hecht	64	20,04	2,79	6,10	28,89	93,00	327,09	0,60
Karpfen	24	3,36	5,38	31,30	54,41	70,00	1513,14	1,99
Kaulbarsch	207	119,28	0,79	5,00	7,13	15,00	5,87	1,32
Laube	262	24,22	0,29	4,00	9,97	18,10	11,24	0,87
Nase	63	4,37	2,42	4,60	29,66	49,00	548,38	1,09
Rapfen	3	0,42	0,19	38,00	39,97	41,50	529,33	0,82
Regenbogenforelle	1	0,01	0,00	30,00	30,00	30,00	300,00	1,11
Renke	1	1,33	0,29	37,20	37,20	37,20	220,00	0,43
Rotauge	412	323,04	5,65	3,80	9,00	34,70	36,14	1,09
Rotfeder	27	12,18	0,74	4,00	14,80	28,50	50,00	1,17
Schleie	35	17,11	5,73	4,00	24,29	44,20	419,74	1,69
Seeforelle	1	1,33	0,87	38,00	24,29	38,00	655,00	1,19
Ukr. Bachneunauge	1	0,01	0,00	18,00	24,29	18,00	8,00	0,14
Zander	3	0,57	0,11	9,50	24,29	37,40	218,00	0,84

In Summe wurden 26 Fischarten nachgewiesen, mit Barbe und Wels ergibt dies 28 Fischarten im Stau Annabrücke. Der Vergleich der beiden Termine hinsichtlich Individuendichten und Biomassen bezüglich der unterschiedlichen Habitate wird in Abb. 104 und Abb. 105 gegenübergestellt.

Je nach Berechnungsmodus der Stückzahlen und Biomassen aus der Flussmitte (Echolotung oder Netzfänge) sind die Gesamtabundanzen bzw. –biomassen geringer oder entsprechend höher. Für die Berechnung der Gesamtstückzahl und –biomasse werden die Werte der Flussmitte aus Echolotung und Netzfängen gemittelt.

Im Sommer 09 war die mittlere Individuendichte mit 559 Ind/ha höher als im Herbst 08 mit 497 Ind/ha bei zugleich niedrigerer Biomasse (32,8 kg/ha im Sommer und 53,8 kg/ha im Herbst). Dies lässt sich hauptsächlich auf die Fangzahlen in den Marinas (technischer Bereich) und in der Guntschacher Au zurückführen, die im Sommer 09 markant hoch waren. Im technischen Bereich (Marinas) konnte im Sommer 09 eine wesentlich höhere Individuendichte nachgewiesen werden als im Herbst. Es wurden hauptsächlich Schwärme von Rotaugen und Aiteln gefangen.

In der Guntschacher Au und in den Naturuferbereichen war die Individuendichte ungefähr doppelt so hoch wie im Herbst 08. In der Guntschacher Au wurden im Sommer sehr viele Rotfedern nachgewiesen.



## STAURAUM ANNABRÜCKE

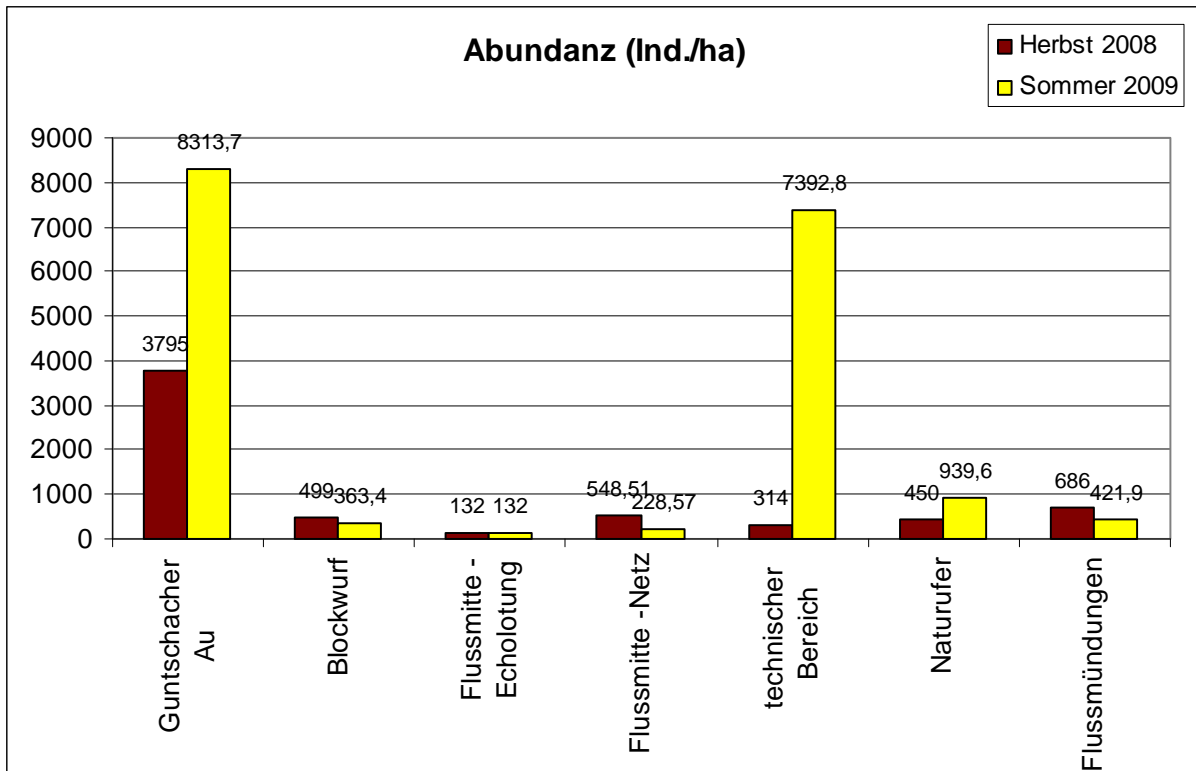


Abb. 104: Vergleich der Individuendichte Herbst 2008 und Sommer 2009 in den einzelnen Habitaten.

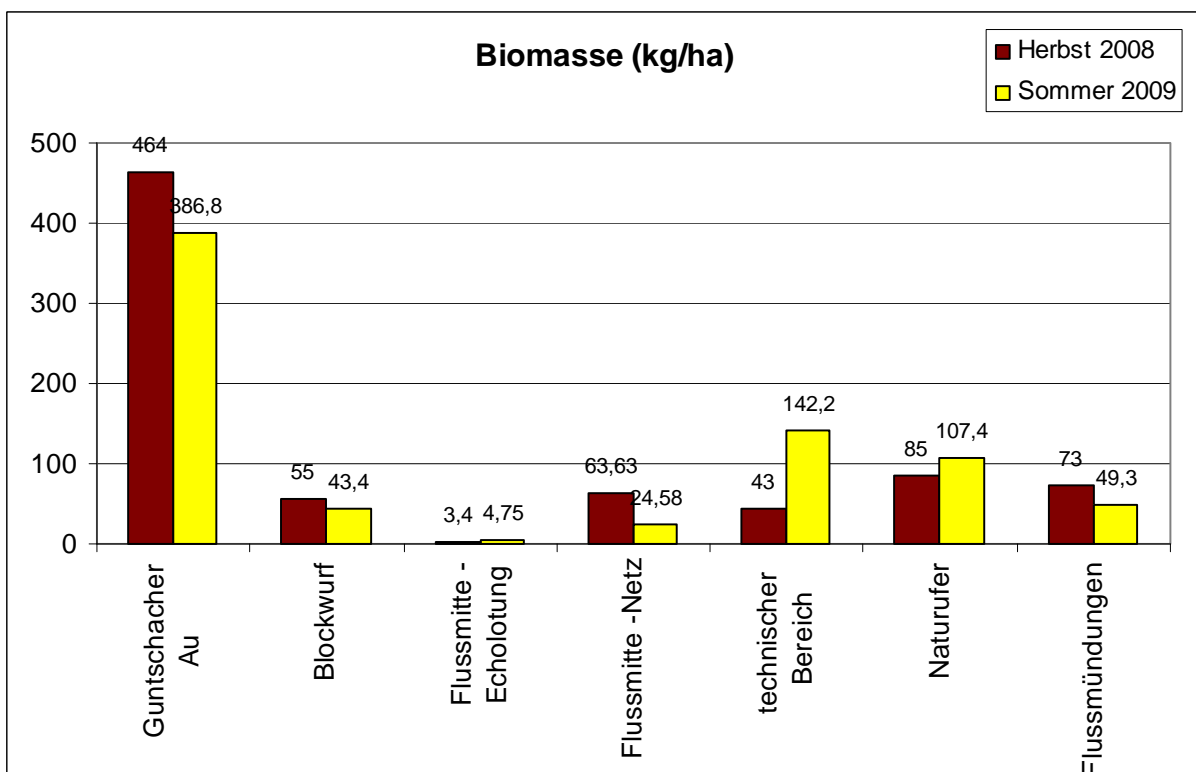


Abb. 105: Vergleich der Biomasse Herbst 2008 und Sommer 2009 in den einzelnen Habitaten.

Anhand der Biomasse muss aber zwischen Guntschacher Au einerseits und technischer Bereich und Naturufer andererseits unterschieden werden. In diesen Bereichen war zwar die Individuendichte generell höher als im Herbst, allerdings lag die Biomasse in der Guntschacher Au niedriger.

Generell kann gesagt werden, dass im Sommer 09 insgesamt ein höherer Jungfischanteil nachgewiesen wurde, eine höhere Individuendichte bei niedrigerer Biomasse. Im Herbst 08 wurden im Schnitt eher größere Individuen gefangen, insgesamt also weniger Jungfische.

### 11.6.3 Artenverteilung

Im Folgenden wird die Fischartenzusammensetzung der Befischungstermine Herbst 08 und Sommer 09 dargestellt.

#### Herbstbefischung 08:

Bei der Herbstbefischung 08 wurden insgesamt 1.569 Fische gefangen. Die Fischarten Kaulbarsch (34 %) Rotaugen (33 %), Flussbarsch (11 %), Hechte und Güster (6 %) stellten die wichtigsten Arten dar (Abb. 106). Die Leitfischarten des Leitbildes sind mit je 1 % (Aitel und Nasen) vertreten.

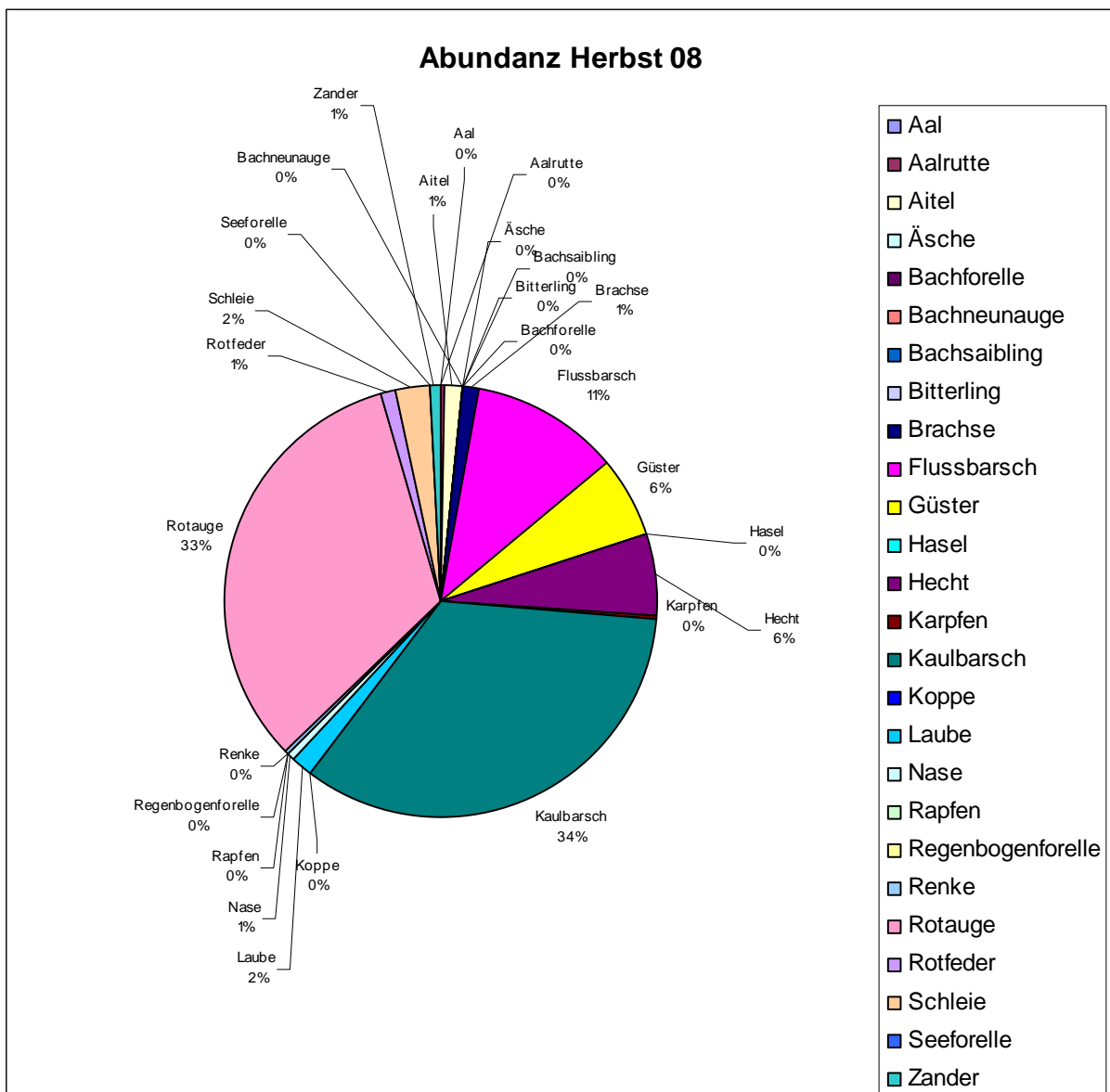


Abb. 106: Artenzusammensetzung des Gesamtstaues für den Befischungstermin Herbst 2008.

Die Biomassenverteilung bei der Herbstbefischung 08 zeigt, dass das Rotauge mit 23 % und der Flussbarsch mit 20 % den größten Anteil der Fischbiomasse bildeten, gefolgt von Aitel und Karpfen mit 13 %, Schleie 9 %, Güster 6 % und Hecht 5%. Bei den restlichen Arten lag der Biomassenanteil jeweils unter 2 % (Abb. 107).

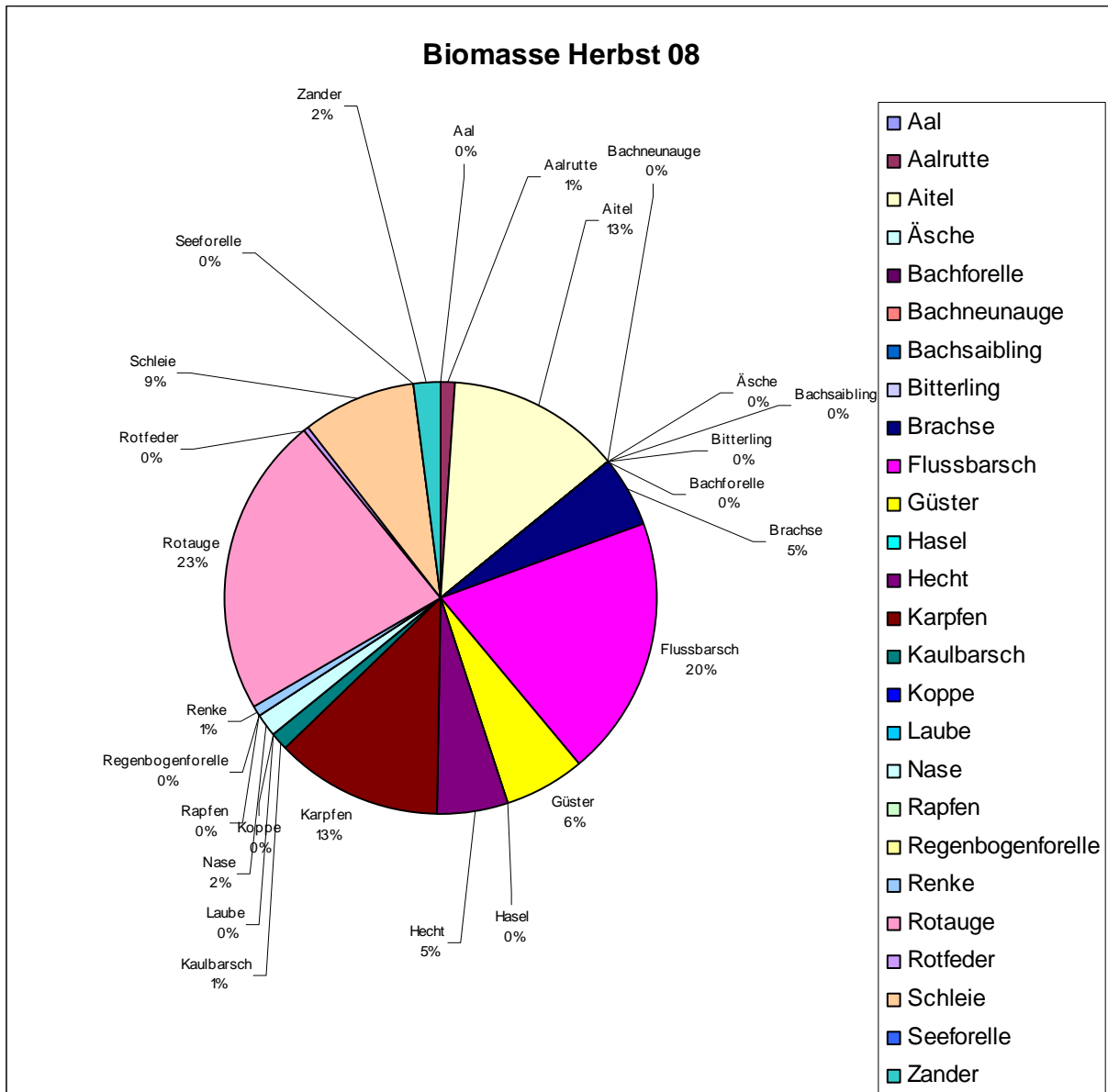


Abb. 107: Biomassenzusammensetzung des Gesamtstaus für den Befischungstermin Herbst 2008.

### Sommerbefischung 09

Bei der Sommerbefischung 09 wurden insgesamt 1.543 Fische gefangen.

Das Rotauge war mit 53 % am stärksten vertreten, Kaulbarsch mit 20 %, Hecht mit 5 %, Flussbarsch mit 7 %, Laube mit je 4 %, Brachse und Schleie mit 3 %. Alle anderen Arten konnten mit weniger als 3 % Abundanz nachgewiesen werden (Abb. 108). Die Leitfischarten Aitel und Nase wurden in einem sehr niedrigen Prozentsatz nachgewiesen: Aitel 2 % und Nase 1 %.

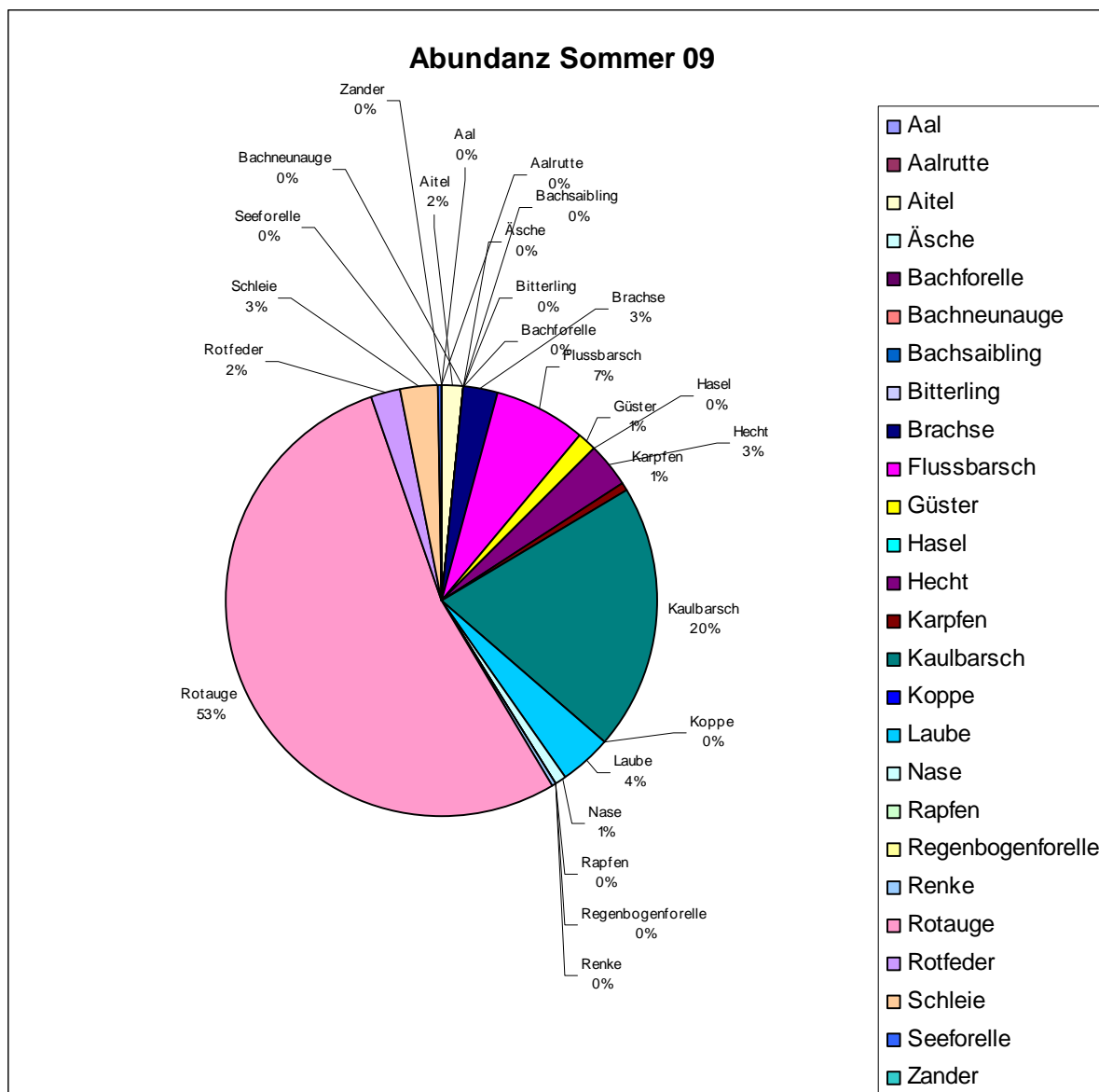


Abb. 108.: Artenzusammensetzung des Gesamtstaues für den Befischungstermin Sommer 2009.

Die Biomassenverteilung bei der Sommerbefischung 09 zeigt folgendes Bild: Die für die Biomasse relevanten Arten waren Brachse 18 %, Schleie 14 % sowie Rotauge, Karpfen und Flussbarsch je 13 %.

Weiters waren Aitel mit 8 %, Hecht 7 % und Nase 6 % beteiligt. Bei den restlichen Arten lag der Anteil an der Biomasse unter 3 % (Abb. 109).

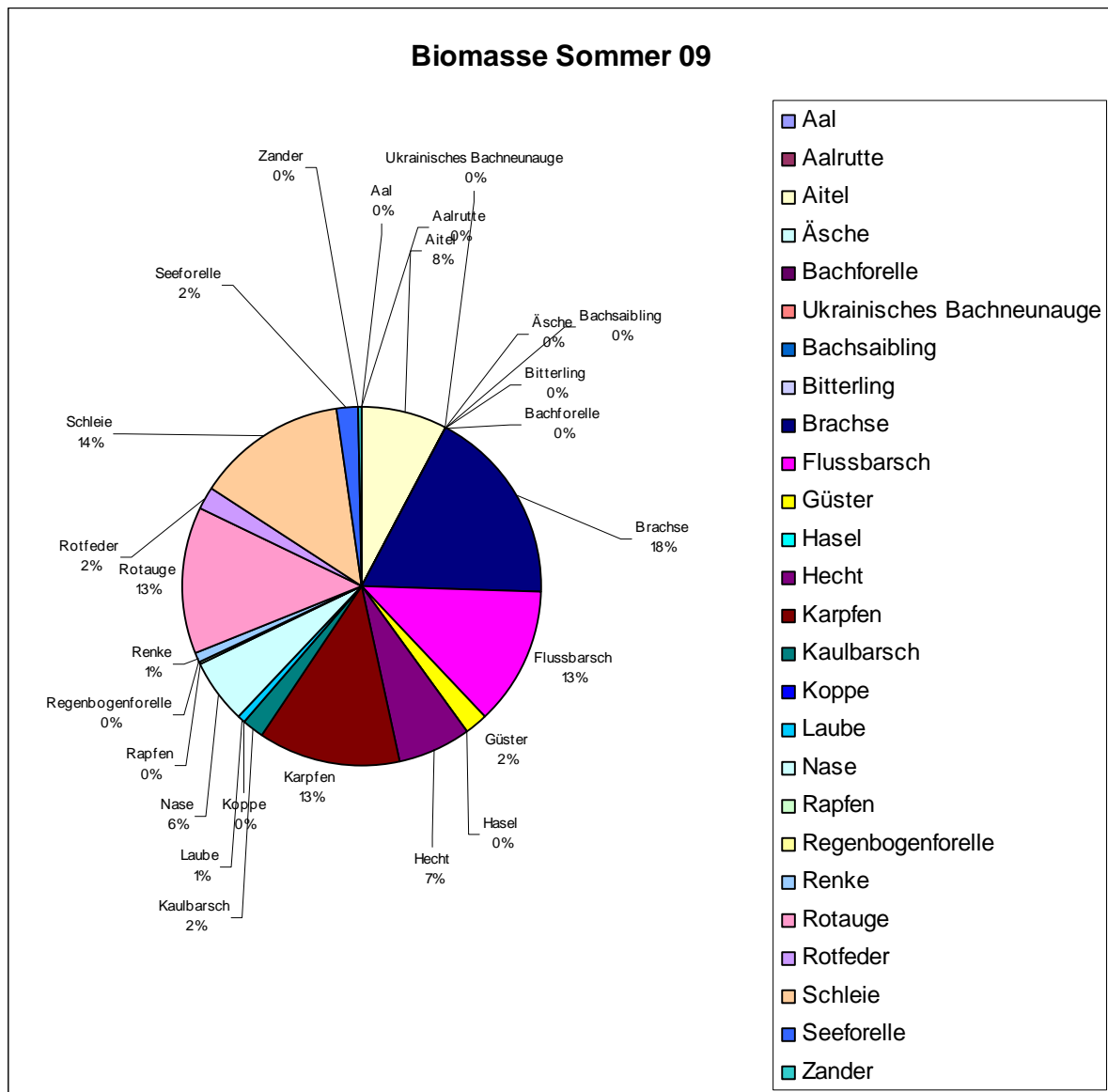


Abb. 109: Biomassenzusammensetzung des Gesamttaues für den Befischungstermin Sommer 2009

#### 11.6.4 Strukturbezogene Auswertung der Herbst 08 und Sommer 09 Befischung

Der Vergleich der beiden Termine hinsichtlich Individuendichten und Biomassen bezüglich der unterschiedlichen Habitats wird in Abb. 104 und Abb. 105 gegenübergestellt.

Die mit Abstand höchste Abundanz und Biomasse wurde in der **Guntschacher Au** nachgewiesen. Im Herbst 2008 lagen die Werte bei 3.795 Ind./ha und 464 kg/ha und im Sommer 09 bei 8.314 Ind./ha und 386,8 kg/ha.

Im **Naturuferbereich** lagen die mittleren Biomassen und Individuendichten bei 85 kg/ha bzw. 107,4 kg/ha und 450 Ind./ha und 940 Ind./ha im Sommer und im Herbst ähnlich hoch.

Auffallend sind die Werte des **Technischen Bereiches** (Marinas). Im Herbst 08 lag die Biomasse relativ niedrig mit 43 kg/ha und 157 Ind./ha, im Sommer 09 jedoch bei 142,2 kg und 7393 Ind./ha. Hier zeigt die extrem hohe Abundanz einen hohen Anteil an Jungfischen.



In den **Flussmündungsgebieten**, die nur einen geringen Prozentsatz an der Gesamtstrukturlänge haben und sich daher kaum am mittleren Fischbestand auswirken, lag die Biomasse bei 73 kg/ha im Herbst 08 und 49,3 kg/ha im Sommer 09 und die Abundanzen bei 686 und 422 Ind./ha.

Die **Blockwurfbereiche** haben, ausgenommen der Struktur - Flussmitte, prozentuell den höchsten Anteil an der Gesamtstrukturlänge und wirkt sich mit der Flussmitte am stärksten aus. Hier lagen die Werte bei 55 kg/ha im Herbst 08 bzw. 43,4 kg/ha im Sommer 09 und die Abundanzen 499 Ind./ha und 363 Ind./ha. Hier lassen sich keine unterschiedlichen Fanggrößen zwischen Herbst und Sommer ableiten. Die Abnahme der Biomasse von Herbst 08 auf Sommer 09 korreliert mit den abnehmenden Individuenzahlen.

### Artenzusammensetzung in den einzelnen Strukturen

#### Guntschacher Au (Abb. 110, Tab. 64 und Tab. 70)

In Summe wurden hier 11 Fischarten nachgewiesen. Im Sommer 09 konnte eine wesentlich höhere Individuendichte festgestellt werden als im Herbst. Es wurden hauptsächlich Schwärme von Rotaugen insbesondere im Sommer 09 gefangen.

Weitere dominante Arten waren im Herbst 08: Hecht 24,6%, Schleie 10,2% und Flussbarsch 5,8 % aus insgesamt 8 Fischarten.

Im Sommer 09 wurden insgesamt 11 Fischarten nachgewiesen mit folgenden dominanten Arten: Rotaugen 77,8 %, Hecht 5,3 %, Schleie 4,6 % und Flussbarsch 4,2 %.

Die Artenzusammensetzung besteht hauptsächlich aus stagnophile Fischarten, ist also typisch für ein Augewässer der unteren Fischregion (Brachsenregion). Für die meisten nachgewiesenen Fischarten sind Makrophyten als Lebensraum oder Laichhabitat notwendig, die hier ausgeprägt vorhanden sind.

Tab. 64: Relative Fischartenverteilung in der Guntschacher Au in Prozent

Abundanz %		
Guntschacher Au	2008	2009
Laube	0,7	1,9
Rapfen	0,0	0,1
Güster	0,0	0,2
Karpfen	0,7	0,9
Hecht	24,6	5,3
Flussbarsch	5,8	4,2
Rotaugen	53,2	77,8
Zander	0,0	0,2
Rotfeder	4,6	3,3
Aitel	0,2	1,5
Schleie	10,2	4,6

## STAURAUM ANNABRÜCKE

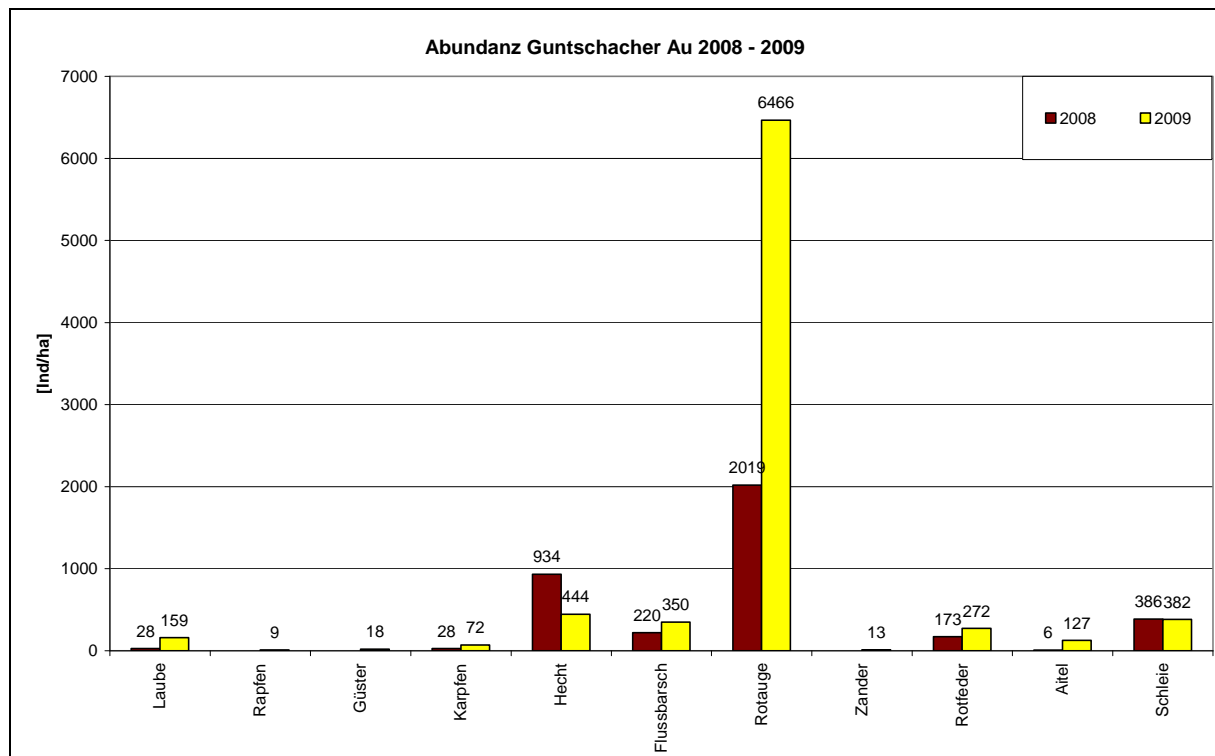


Abb. 110: Artenverteilung der Guntschacher Au

**Blockwurf** (Abb. 111, Tab. 65 und Tab. 70)

Im Herbst 08 konnten insgesamt 15 Fischarten nachgewiesen werden, die dominanten Arten waren: Kaulbarsch mit 26,8 %, Flussbarsch mit 16,1 %, Rotaugen mit 12,6 % und Aalrutte mit 10,6 %.

Im Sommer 09 waren die Dominanzverhältnisse bei 14 festgestellten Fischarten anders: Es dominierte Aalrutte und Hecht mit je 26,1 % gefolgt von Aitel 14,2 % und Brachse mit 12,5 %.

In Summe wurden in diesem Habitat 16 Arten erhoben.

Tab. 65: Relative Fischartenverteilung im Blockwurf in Prozent

Blockwurf	Abundanz %	
	2008	2009
Aal	0,2	0
Aalrutte	10,6	26,1
Aitel	7,4	14,2
Bachforelle	0,1	0,0
Bachneunauge	1,0	0,1
Brachse	0,8	12,5
Flussbarsch	16,1	8,0
Hasel	0,0	0,1
Hecht	10,5	26,1
Karpfen	0,2	0,4
Kaulbarsch	26,8	0,8
Laube	8,6	2,6
Nase	3,8	0,6
Regenbogenforelle	0,3	0,3
Rotaugen	12,6	7,6
Rotfeder	0,8	0,5

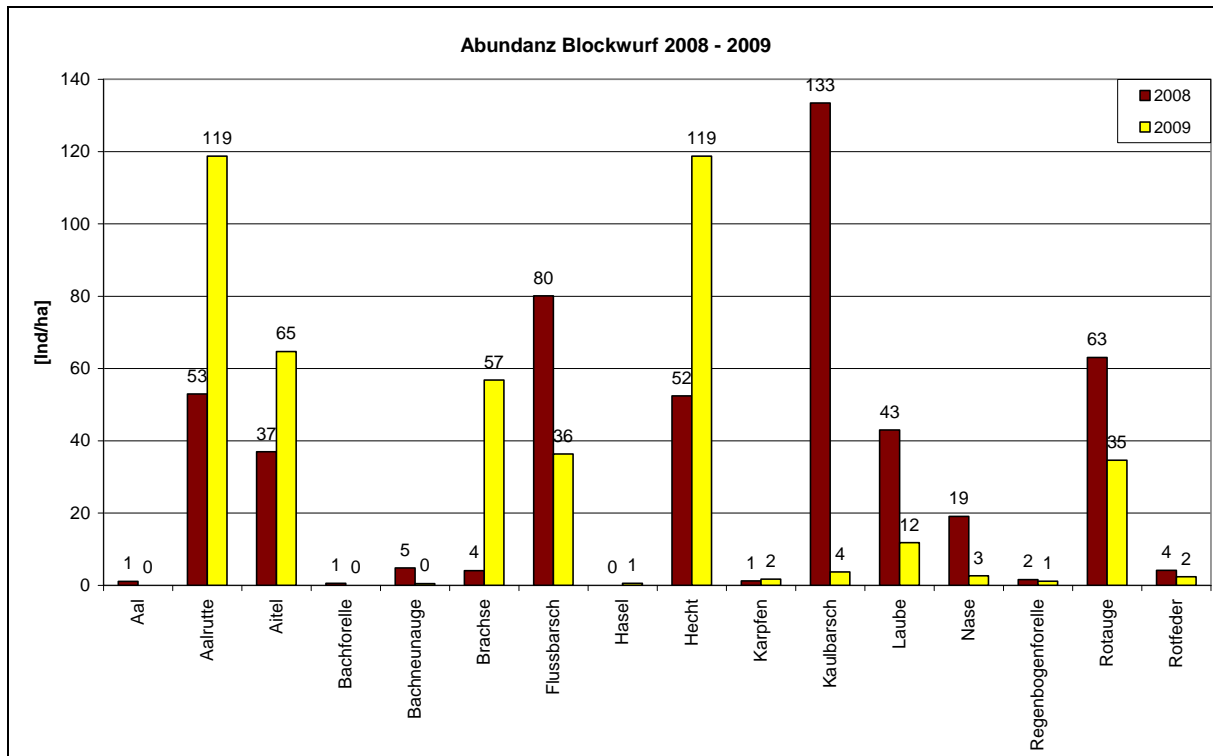


Abb. 111: Artenverteilung des Blockwurfes

**Flussmitte** (Abb. 112, Tab. 66 und Tab. 70)

Die Abundanzen der Flussmitte zeigen mit 14 Arten nach den Netzfängen für die einzelnen Befischungstermine folgendes Bild:

Herbst 2008: Kaulbarsch 45,3 %, Rotaugen 26,6 %, Flussbarsch 13 % und Güster 8,1 % von insgesamt 13 nachgewiesenen Arten.

Im Sommer 09 stellt ebenfalls der Kaulbarsch mit 55 % die dominante Fischart dar, gefolgt von Rotaugen mit 12,5 % und Flussbarsch mit 11,3 % von insgesamt 10 nachgewiesenen Fischarten. Aalrutte, Karpfen, Rapfen und Zander konnten im Sommer nicht mehr nachgewiesen werden innerhalb dieses Strukturtyps.

Tab. 66: Relative Fischartenverteilung in der Flussmitte in Prozent nach den Netzfängen

Flussmitte	Abundanz %	
	2008	2009
Aalrutte	0,3	0,0
Aitel	1,6	1,3
Brachse	1,3	8,1
Flussbarsch	13,0	11,3
Güster	8,1	3,8
Karpfen	0,3	0,0
Kaulbarsch	45,3	55,0
Laube	1,3	5,6
Nase	0,8	1,3
Rapfen	0,3	0,0
Renke	0,3	0,6
Rotaugen	26,6	12,5
Seeforelle	0,0	0,6
Zander	1,0	0,0

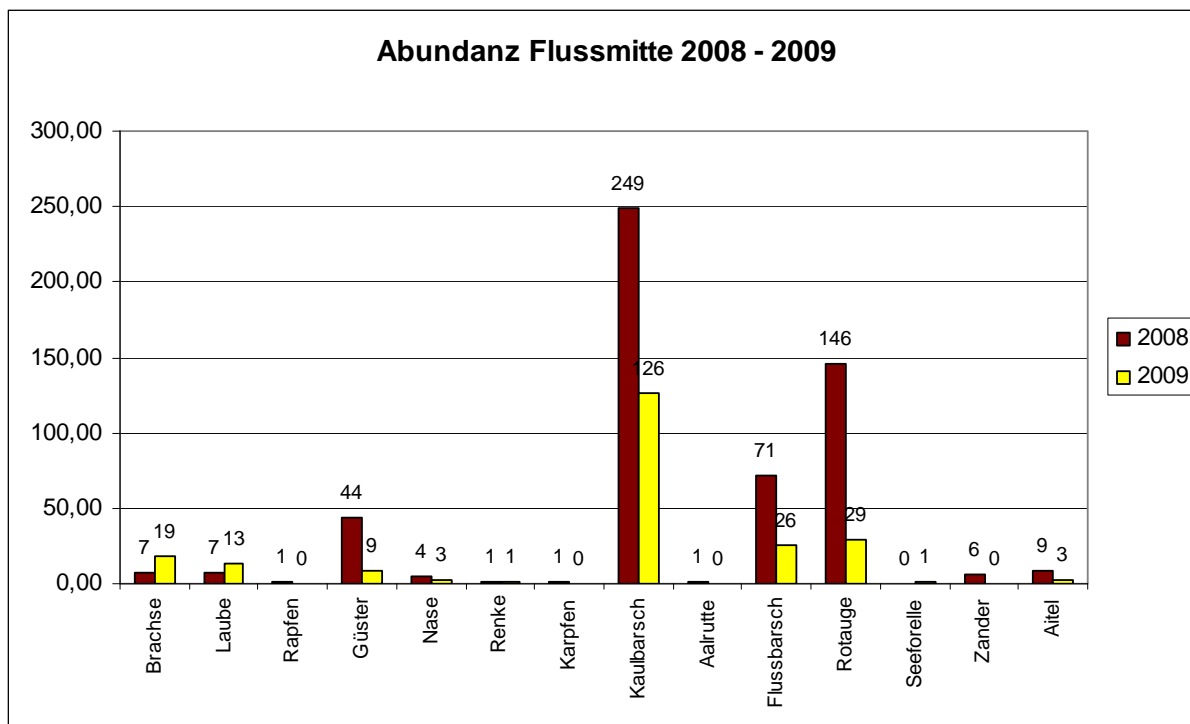


Abb. 112: Artenverteilung der Flussmitte

Wie bereits erwähnt, zeichnet sich zwischen Netz- und Echolotergebnissen eine Diskrepanz in der Biomasse bzw. Abundanz. Nach den Netzfängen wurde im Herbst 08 eine Abundanz von 549 Ind./ha mit 63,6 kg/ha erhalten, im Sommer 09 228 Ind./ha mit 24,5 kg/ha. Die Echolotung ergab Werte von jeweils 132 Ind./ha bei 3,4 kg/ha im Herbst und 4,7 kg/ha im Sommer 09.

#### Technischer Bereich (Abb. 113, Tab. 67 und Tab. 70)

Im Technischen Bereich differieren sowohl die Abundanzwerte als auch Biomassenwerte zwischen Herbst- und Sommerbefischung stark. Es konnten im Sommer 09 sowohl eine größere Anzahl an großen Fischen als auch mehr Jungfische gefangen werden.

Im Herbst konnten hier hauptsächlich Flussbarsche mit 32,1 %, Hechte mit 26,7 %, Brachsen und Nasen mit je 9,2 % von insgesamt 8 Fischarten gefangen werden.

Im Sommer 09 waren die dominanten Fischarten: Laube 42,7 %, Nase 25,1 % und Rotaugen 21,4 %. Flussbarsch und Aitel hatten noch etwas höhere Häufigkeitsanteile, jedoch Brachse, Hecht und Schleie waren nur mehr sehr gering vertreten.

Tab. 67: Relative Fischartenverteilung im technischen Bereich in Prozent

Abundanz %		
Technischer Bereich	2008	2009
Aitel	8,7	5,2
Brachse	9,2	0,2
Flussbarsch	32,1	4,7
Hecht	26,7	0,3
Laube	4,8	42,7
Nase	9,2	25,1
Rotaugen	4,4	21,4
Schleie	4,8	0,3

Auffallend ist hier, dass bei beiden Terminen dieselben Fischarten gefangen wurden (insgesamt 8), die Unterschiede jedoch in der prozentuellen Verteilung der Häufigkeit und im Anteil der Jungfische liegen.

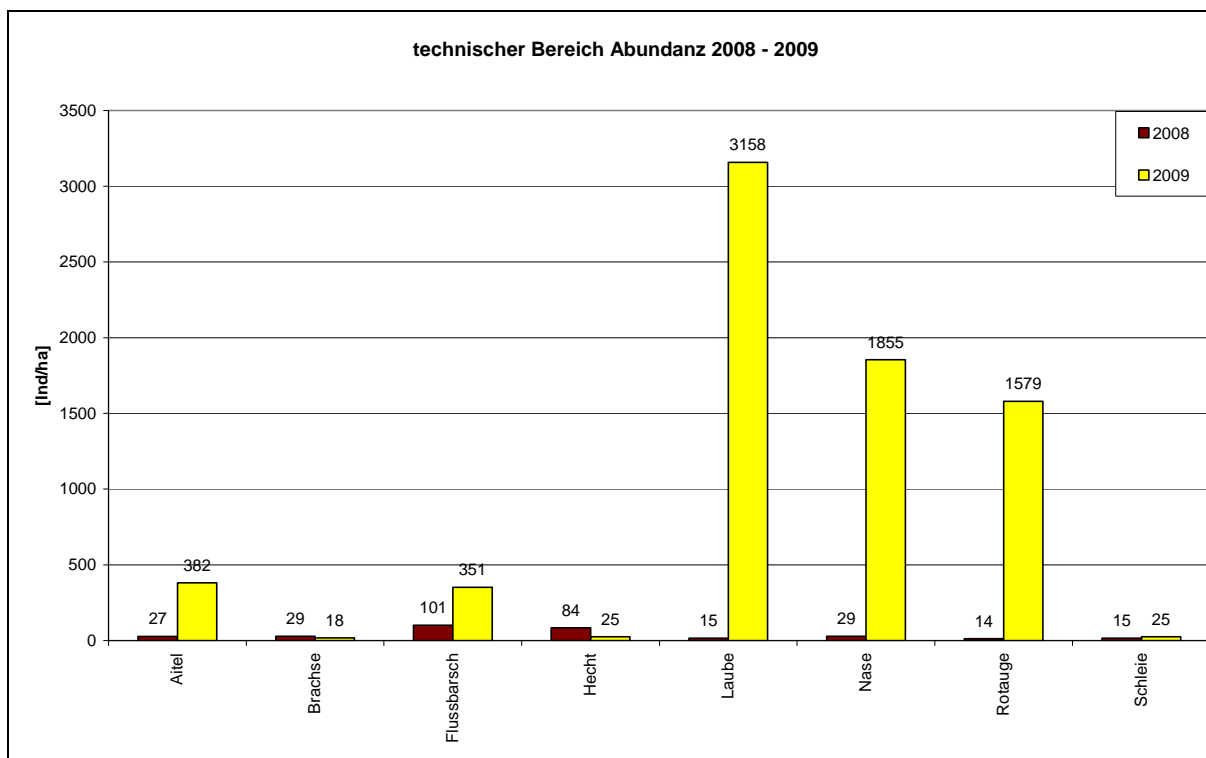


Abb. 113: Artenverteilung des technischen Bereiches (z.B.: Marina)

**Naturufer** (Abb. 114, Tab. 68 und Tab. 70)

Im Naturuferbereich wurden bei beiden Terminen eine relativ hohe Artendiversität und Fischbiomasse festgestellt. Die Abundanzen im Vergleich liegen in annähernd gleichen Größenordnungen mit Ausnahme eines Wertes. Herausstechend ist die Abundanz der Rotaugen, die im Herbst von 21 Ind./ha und auf 506 Ind./ha im Sommer gestiegen ist. Es konnten juvenile Rotaugenschwärme nachgewiesen werden.

Tab. 68: Relative Fischartenverteilung im Naturufer in Prozent

Naturufer	Abundanz %	
	2008	2009
Aalrutte	1,6	0,8
Aitel	13,0	3,9
Äsche	0,1	0,5
Bachforelle	0	0,1
Bachsaibling	0	0,1
Bitterling	0,9	0
Brachse	0,9	0,2
Flussbarsch	13,3	10,7
Hecht	6,7	1,3
Karpfen	0,3	1,2
Kaulbarsch	19,5	8,2
Koppe	0,3	0
Laube	36,7	16,3
Nase	2,1	2,2
Rapfen	0,1	0,1
Regenbogenforelle	0,5	0
Rotaugen	3,7	53,9
Rotfeder	0,3	0,1
Schleie	0,1	0,4

Die dominanten Fischarten bei der Herbstbefischung waren: Laube 36,7 %, Kaulbarsch 19,5 %, Flussbarsch 13,3 % und Aitel 13 % von insgesamt 17 Fischarten.

Im Sommer 09 (16 Fischarten) dominierten die Rotaugen mit 53,9 %, Laube mit 16,2 %, Flussbarsch mit 10,7 % und Kaulbarsch mit 8,2 %. Alle anderen waren mit geringer Abundanz vertreten.



## STAURAUM ANNABRÜCKE

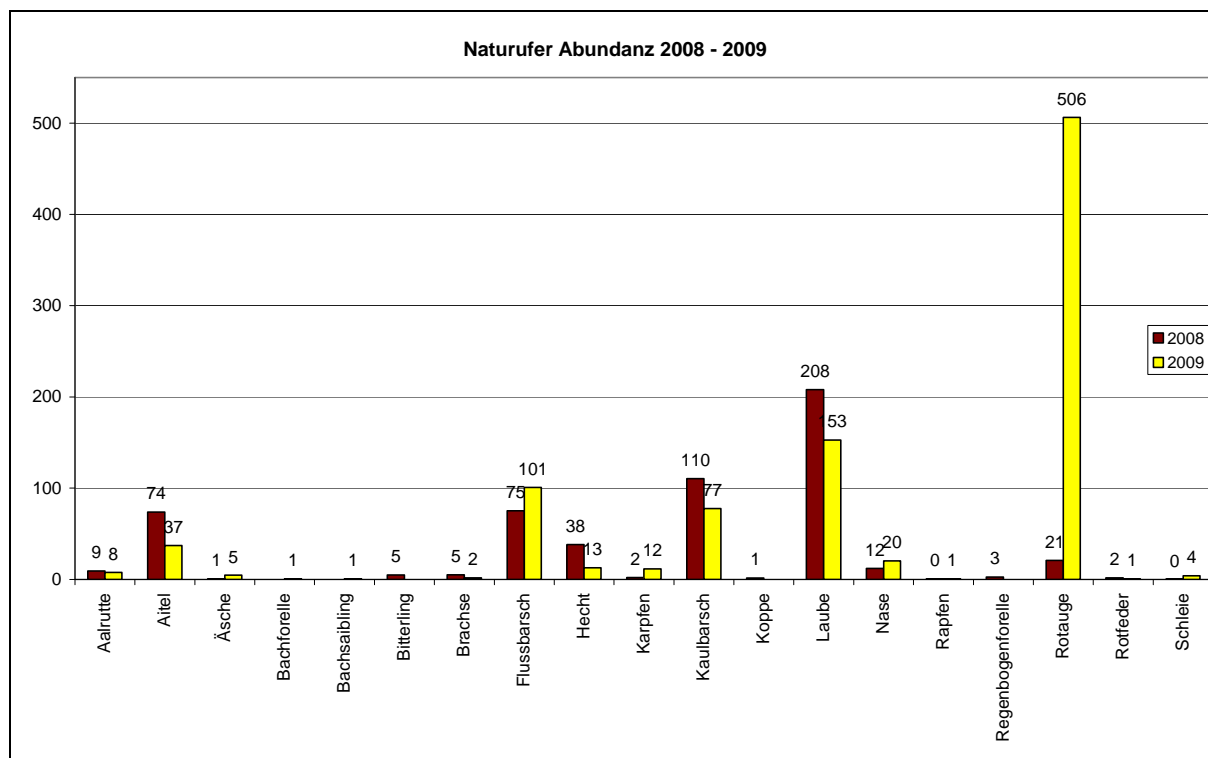


Abb. 114: Artenverteilung des Naturufers

**Zubringer** (Abb. 115, Tab. 69 und Tab. 70)

In den Mündungsbereichen dominieren eindeutig reophile Fischarten wie Bachforelle, Aalrutte und Nase.

Im Herbst 08 konnten 10 Fischarten gefangen werden, wobei die Bachforelle mit 51,8 % als reophile Fischart am stärksten vertreten war, gefolgt von Aalrutte und Flussbarsch mit je 10,1 %.

Im Sommer 09 konnten 7 Fischarten gefangen werden mit 52,6 % Äschen und 29,3 % Bachforellen als dominante Arten. Aalrutten und Flussbarsch waren nur mehr zu 7 % bzw. 3,9 % vertreten.

Tab. 69: Relative Fischartenverteilung im Zubringermündungsbereich in Prozent

Abundanz %		
Zubringer	2008	2009
Aalrutte	10,1	3,9
Aitel	5,6	0
Äsche	1,4	52,6
Bachforelle	51,8	29,3
Flussbarsch	10,1	7,0
Hecht	2,9	1,7
Kaulbarsch	5,8	0
Koppe	6,9	0
Laube	0	1,7
Nase	3,9	3,9
Rotaugen	1,4	0

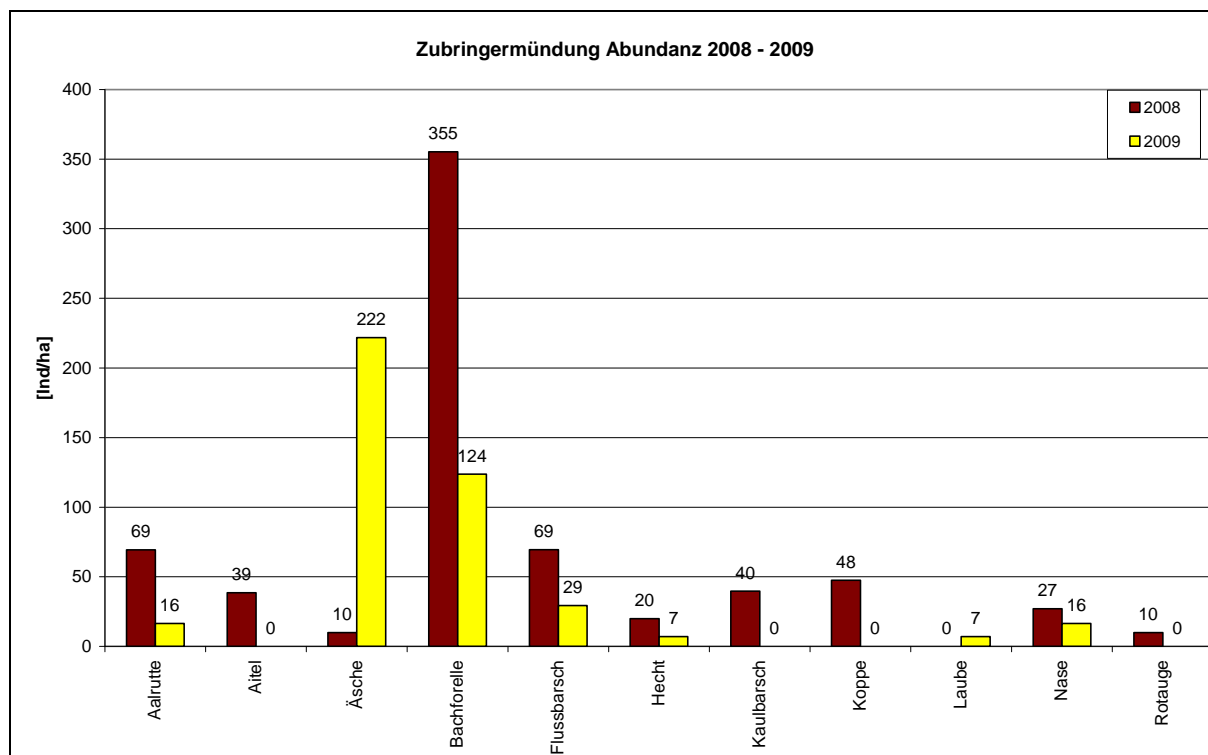


Abb. 115: Artenverteilung der Flussmündungen

In Tab. 70 sind die einzelnen Habitate mit den jeweiligen nachgewiesenen Fischarten aufgelistet.

Tab. 70: Auflistung der gefangenen Fischarten für die einzelnen Habitate

Fischart	Guntschacher Au	Blockwurf	Flussmitte	technischer Bereich	Naturufer	Flussmündungen
Aal		X				
Aalrutte		X	X		X	X
Aitel	X	X	X	X	X	X
Äsche					X	X
Bachforelle		X			X	X
Bachsaiibling					X	
Bitterling					X	
Brachse		X	X	X	X	
Flussbarsch	X	X	X	X	X	X
Güster	X		X			
Hasel		X				
Hecht	X	X		X	X	X
Karpfen	X	X	X		X	
Kaulbarsch		X	X		X	X
Koppe					X	X
Laube	X	X	X	X	X	X
Nase		X	X	X	X	X
Rapfen	X		X		X	
Regenbogenforelle		X			X	
Renke			X			
Rotauge	X	X	X	X	X	X
Rotfeder	X	X			X	
Schleie	X			X	X	
Seeforelle			X			
Ukr. Bachneunauge		X				
Zander	X		X			
Artenzahl	11	16	14	8	19	11

	Herbst 08
	Sommer 2009
	an beiden Befischungsterminen

Aitel, Flussbarsche, Lauben und Rotaugen wurden in **allen Habitaten** gefangen. Bei diesen Fischen handelt es sich um eurytope Arten (bzw. Ubiquisten), also um Arten, die keine besonderen Habitatspräferenzen haben. Auch der Hecht als Generalist wurde mit Ausnahme der Flussmitte überall gefangen.

Die größte Artendiversität konnte in den **Naturuferbereichen** nachgewiesen werden, insgesamt 19 Fischarten. Dies lässt sich dadurch erklären, dass vielfältige Habitattypen ohne technische Verbauung und Sicherung in diesen Strukturtyp fallen (wie Schilfbereiche, flache und steile Uferabschnitte mit und ohne natürliche Vegetation und mit höherer oder niedriger Fließgeschwindigkeit) und daher Habitate für Fischarten mit unterschiedlichsten Ansprüchen darstellen. Insgesamt wurden hier 19 Fischarten nachgewiesen.

**Guntschacher Au, Technischer Bereich und Flussmündungen** sind Strukturtypen mit klar und einheitlich definierten Gegebenheiten. Daher ist hier die Artenvielfalt eher geringer im Vergleich zu den anderen Strukturtypen. (Guntschacher Au und Flussmündungen 11 Fischarten, Technischer Bereich 8 Fischarten). Je nach Fließgeschwindigkeit dominieren reophile bzw. stagnophile Arten.

Hingegen sind **Flussmitte** und **Blockwurf** wieder Strukturtypen, die innerhalb des Strukturtyps heterogene Bedingungen aufweisen können. Der Strukturtyp Flussmitte zieht sich ja von Stauwurzel bis Staumauer durch und weist aber je nach Lage unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und Sedimentzusammensetzung auf. Der Strukturtyp Blockwurf ist ebenfalls über den ganzen Stau verteilt zu finden und je nach Lage im Stau sind die Fließgeschwindigkeiten völlig unterschiedlich. Diese heterogenen Bedingungen bilden unterschiedliche Habitate für die Fische und dies mag der Grund für die höhere Artendiversität in diesen Bereichen sein. In Flussmitte wurden 14 Arten, im Blockwurf 16 Fischarten nachgewiesen, wobei 9 Fischarten sowohl im Blockwurfbereich als auch in der Flussmitte gefangen wurden, die restlichen Fischarten typische Ansprüche an den jeweiligen Strukturtyp haben. Diese sind für die Flussmitte typische Seearten bzw. typische Fischarten von großen Flüssen: Zander, Seeforelle, Rapfen, Reinanke und Güster.

Beim Blockwurf sind diese Arten: Aal, Bachforelle, Hasel, Hecht, Regenbogenforelle, Rotfeder und Ukrainisches Bachneunauge. Bachforelle und Regenbogenforelle als Vertreter der reophilen Arten typisch für schnell fließende Bereiche und Rotfeder und Hecht als Vertreter für stehende Gewässer und strömungsberuhigten Buchten (Altarme und Stauseen) großer Flüsse. Der Aal ist nur durch Besatz in den großen Flüssen und Seen in Kärnten vorkommend.

### 11.6.5 Fischregionsindex, Biomasse, Fish Index Austria und Fischökologischer Zustand

Der Fischregionsindex berechnet sich für den Herbsdurchgang 2008 mit 6,6 und für den Sommerdurchgang 2009 mit 6,5 – im Leitbild wäre ein Wert von 5,9 zu erwarten, somit wäre der Herbstwert als Ko-kriterium zu werten.

Die Fischbiomasse zeigt im Herbst einen Wert von 53,8 kg/ha, im Sommer einen von 32,8 kg/ha. Die Fischbiomasse im Stauraum übersteigt damit kaum 50 kg/ha und stellt somit im Schnitt ein Ko - Kriterium dar. Sinkt die Fischbiomasse unter 50 kg/ha, wird die Bewertung mit unbefriedigend (4) eingestuft (Tab. 71). Hier ist anzumerken, dass die Überschreitung des Ko – Kriteriums Biomasse im Herbst (> 50 kg/ha) auf den Besatz mit Karpfen zurückzuführen ist, deren Biomasse einen hohen Anteil an der Gesamtbiomasse erreicht (Abb. 107).

Eine Beurteilung des Gesamtstaus anhand der dzt. vorliegenden Ergebnisse mit dem Fish Index Austria (FIA) würde zeigen, dass ein guter fischökologischer Zustand (FÖZ) nicht gegeben ist. Der ökologische Zustand würde knapp mit „mäßig“ (Klasse 3 gemäß der EU Wasserrahmenrichtlinien) bei der Herbstbefischung 2008 bzw. aufgrund der geringen Biomasse im Sommer 2009 mit unbefriedigend beurteilt.

Tab. 71: Stau Annabrücke Befischung Herbst 2008 und Sommer 2009. FIA=Fish Index Austria, FRI= Fischregionsindex, FÖZ= Fischökologischer Zustand

Stau Annabrücke	FIA	FRI	Biomasse	Ko-Kriterium	FÖZ
Herbst 2008	3,13	6,6	53,8 kg/ha	FRI (Leitbild: 5,9)	3
Sommer 2009	3,03	6,5	32,8 kg/ha	Biomasse	4

Aufgrund der Vorausweisung ist die Drau im betroffenen Abschnitt aber als erheblich veränderter Wasserkörper anzusehen und als Bewertung ist diejenige eines heavily modified water bodies heranzuziehen.

### 11.6.6 Beschreibung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden und nachgewiesenen Fischarten sowie detaillierte Fischuntersuchungen

#### Aal (*Anguilla anguilla*)

Der Aal, als allochthone Art, ist heute durch künstlichen Besatz in ganz Österreich verbreitet. Ursprünglich war diese Fischart, die zum Laichen in die Meere zieht, nur in zwei Gegenden in Österreich vertreten: Im niederösterreichischen Waldviertel an der Lainsitz, wohin der Aal über das Elbesystem aufgestiegen ist, sowie im Bodenseegebiet, welches der Aal über den Rhein erreichte. Diese natürlichen Wanderstrecken der Aale sind heute durch Wehre und Stauwerke unterbrochen (SPINDLER, 1995).



Abb. 116: Aal. Foto: Herbert Frei

Der Aal wandert zum Laichen von den Flüssen ins Meer (Sargassosee) und führt somit eine katadrome Wanderung durch. Aale sind nachtaktive Fische, die sich fast ausschließlich am Grund aufhalten. An seine Umgebung stellt der Aal geringe Ansprüche und kann mit extrem Bedingungen zu Recht kommen (so kann er auch übers Land wandern).

Dort wo der Aal heimisch war, ist er teilweise sehr selten geworden, andererseits kommen Aale heute durch Besatz in sehr vielen Gewässern vor. (HAUER 2007)

### Aalrutte (*Lota lota*)

Die Aalrutte ist der einzige Vertreter der Dorschartigen im Süßwasser. Sie erreicht eine durchschnittliche Länge von 30 – 60 cm. Sie ist nachtaktiv und haltet sich fast ausschließlich am Grund auf. Die Aalrutte, auch Quappe genannt, kommt als rhithrale Art in kühlen, sauerstoffreichen Seen und Flüssen vor.

Die Laichzeit der Aalrutte erstreckt sich von November bis März, wobei sie pelagisch und benthisch (lithophil) ablaicht. Die Eier sind mit einem Ölkörper ausgestattet und schweben im Freiwasser. Die Aalrutte ernährt sich räuberisch von Muscheln, Schnecken und Fischen (HAUER, 2007).

In Österreich und Kärnten gilt sie als gefährdet, was wie bei so vielen Arten auf die Zerstörung der natürlichen Lebensräume zurückzuführen ist (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 117: Aalrutten. Foto: Julia Lorber

Insgesamt wurden 18 Stück Aalrutten untersucht. Bei dem untersuchten Material handelt es sich um 8 Rogner, 6 Milchner und 5 Stück konnten nicht bestimmt werden, da wir von Sportfischern nur Kopf und Magen ausgehändigt bekamen. Die Größenvarianz der Aalrutten lag zwischen 315 mm und 500 mm, mit einer durchschnittlichen Größe von 402 mm und einem durchschnittlichen Gewicht von 409 g. Die größte Aalrutte, welche ein Alter von 4 Jahren hatte, brachte ein Gewicht von 750 g auf die Waage. Laut Literatur (KOTTELAT & FREYHOF, 2007) können Aalrutten eine maximale Größe von 1000 mm SL (standard length) und 24 kg erreichen. Aalrutten wachsen schnell und können innerhalb des ersten Jahres 80 mm SL erreichen. Männliche Individuen erreichen ihre Geschlechtsreife mit 2 und Weibchen mit 3 Jahren.

Diese nachtaktiven Räuber zeigen in der kalten Jahreszeit, bei niedrigen Wassertemperaturen ihre höchste Aktivität (Nahrungsaufnahme, Laichzeit), in den Sommermonaten wird die Nahrungsaufnahme stark reduziert. Aufgrund dieser ausgeprägten Aktivitätsunterschiede waren die Jahresringe der Otholithen gut ausgeprägt und das Alter leicht bestimmbar.

Der mittlere Konditionsfaktor der untersuchten Aalrutten lag bei 0,6. Bei über der Hälfte der Aalrutten bestand der Mageninhalt ausschließlich aus Benthosorganismen. Wie aus den Nahrungsanalysen



hervorging, sind die bevorzugten Beuteorganismen Signalkrebse und Gammariden. Eine Aalrutte hatte sogar 14 Stück Signalkrebsscheren im Magen. Die restlichen Aalrutten hatten Fische auf ihren Speiseplan (Kaulbarsche, Rotaugen, Neunaugen). Der größte Anteil der Beutefische bestand aus Kaulbarschen. Somit ist zu bemerken, dass der Kaulbarsch trotz seiner Dornen ein geeigneter Futterfisch für Aalrutten ist.

### *Lota lota* Wachstumskurve

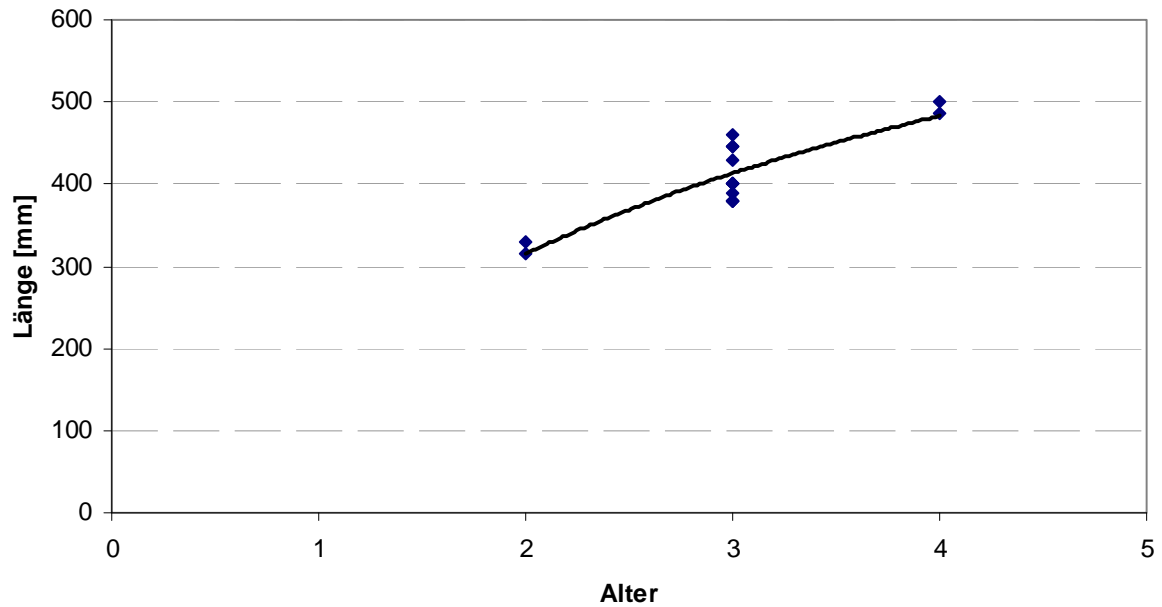


Abb. 118: Wachstumskurve von *Lota lota*

### **Äsche (*Thymallus thymallus*)**

Der bevorzugte Lebensraum der Äsche ist das Freiwasser. Sie benötigt Bereiche mit abwechselnden Furt - Kolk Strecken und Schotterbänke als Laichhabitat. Schotterbänke mit sandigen Anteilen stellen gerade für die Entwicklungsstadien der Äsche (Eier, Larven und Jungfische) ein sehr wichtiges Habitat dar. Die Laichzeit der Äsche erstreckt sich vom März bis in den Mai. Die Äsche wird auf der ROTEN LISTE DER RUNDMÄULER UND FISCHE KÄRNTENS als Art der Vorwarnstufe geführt; das bedeutet, dass die Äsche in großen Teilen des früher besiedelten Gebietes bereits selten geworden ist (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL 1999).



Abb. 119: Äsche. Foto: Julia Lorber

### **Aitel (*Squalius cephalus*)**

Der Aitel, als eurytope Art, ist als Generalist sehr anspruchslos und besiedelt sowohl Fließgewässer als auch Seen. Abgesehen von reißenden Gebirgsbächen und eiskalten Gebirgsseen findet man den Aitel nahezu in jedem Gewässertyp. Sein bevorzugter Lebensraum sind jedoch eher sommerwarme, langsam fließende oder stehende Gewässer mit reichlich Deckung.

Aitel werden im Schnitt zwischen 30 und 40 cm lang (max. 60 cm, 3-4 kg). Die Laichzeit zieht sich oft über mehrere Wochen und liegt in den Monaten April bis Anfang Juni (HAUER, 2007). Der Aitel gilt in Österreich als nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLERBURG & FRIEDL, 1999).



Abb. 120: Aitel. Foto: Julia Lorber

Im Herbst 2008 wurden 5 Aitel (3 female, 1 male, 1 juvenil) in einer Größe von 255 mm bis 530 mm untersucht. Ihre durchschnittliche Länge betrug 380 mm und ihr durchschnittliches Gewicht rund 1 kg. Der mittlere Konditionsfaktor betrug 1,46 und liegt somit über den Wert für Aitel von 1,16. Die Aitel zeigen also einen sehr guten Ernährungszustand. Bei drei Individuen war der Verdauungstrakt gefüllt mit Signalkrebsresten, ein Fisch hatte zusätzlich noch 40 % Anflug im Magen, von einem weiteren Aitel war der Magen bis auf zwei Gammariden mit Algen gefüllt.

Ein im Sommer 2009 entnommenes Tier ernährte sich ausschließlich von Anflug.

Aitel sind Generalisten was ihre Nahrung betrifft, mit zunehmendem Alter jagen Aitel Fische, Frösche und kleine Säuger. Im vorliegenden Fall haben sich die Aitel aufgrund des dichten Signalkrebsbestandes auf diese spezialisiert und solche, was aus den Nahrungsanalysen sichtbar wurde, teilweise in großen Mengen zu sich genommen.

Der größte Aitel (female) mit 530 mm und einem Gewicht von 2,3 kg wurde auf 11 Jahre bestimmt. Laut KOTTELAT & FREYHOF, 2007 können Aitel eine Länge von über 600 mm SL und ein maximales Alter von 15 Jahren erreichen, wobei weibliche Individuen länger als die männlichen leben. Ihre geschlechtsreife erlangen Männchen mit 2 - 4 Jahren und Weibchen mit 4 – 6 Jahren, also relativ spät im Vergleich zu anderen Fischarten.

40 % der Aitel waren mit einem Parasiten, dem Verursacher der Schwarzfleckenkrankheit, befallen. Die Erreger der Schwarzfleckenkrankheit sind Larven (Metacercarien) von Saugwürmern (Trematoda), die als adulte Würmer im Darm von Wasservögeln schmarotzen. Die Cercarien der Würmer von denen es sehr viele Arten gibt (z.B. *Posthodiplostomum cuticola*) und die viele Fischarten befallen können, leben zunächst in Wasserschnecken (1. Zwischenwirt), dann in Fischen (2. Zwischenwirt) schließlich nach ihrer Umwandlung zum adulten Wurm in Wasservögeln, bevorzugt Möwen und Reiher, aber auch in Säugern.

Die schwarzen Flecken in der Haut oder Muskulatur der Fische, sind Ansammlungen von pigmenttragenden Zellen, die die eingedrungenen Parasiten umschließen, sie sind also ein Zeichen der Abwehrreaktion des Fischkörpers.

Die Schwarzfleckenkrankheit ist für den Fisch meist nicht von Bedeutung. Nur in sehr wenigen Fällen ist der Befall so intensiv, das das Verhalten des Fisches beeinträchtigt ist und diese Räubern leichter zum Opfer fallen (HOCHWARTNER et al. 2008)

### ***Squalius cephalus* Wachstumskurve**

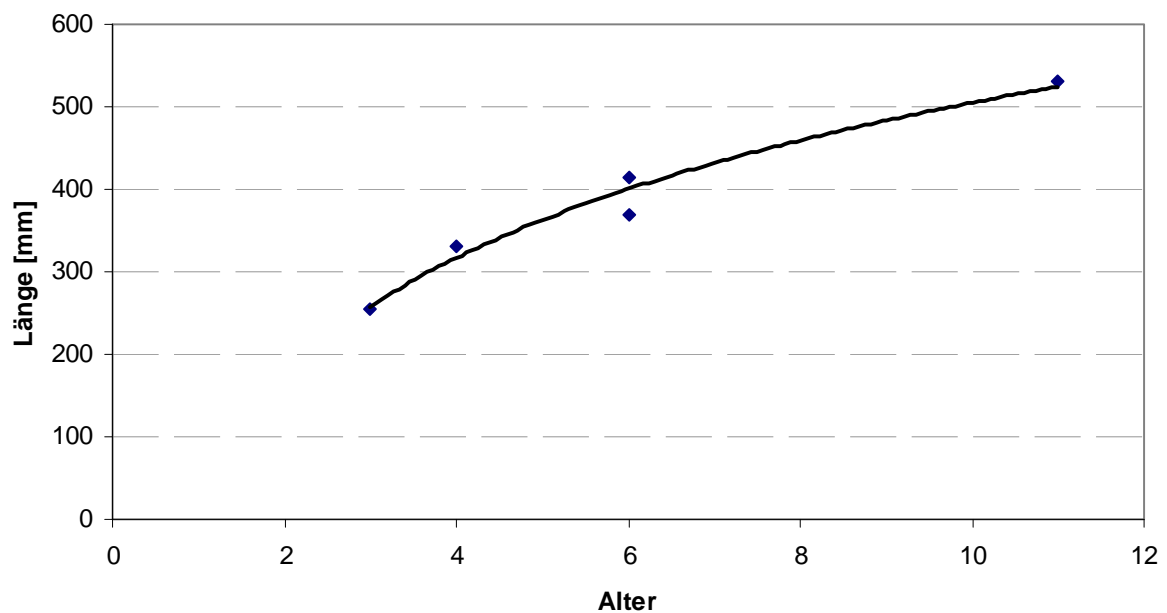


Abb. 121.: Wachstumskurve von *Squalius cephalus*



**Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*)**

Die Bachforelle ist der Leitfisch der oberen und unteren Forellenregion. Die Bachforelle bevorzugt kühle und sauerstoffreiche Bäche und Flüsse (rhitrale Art). Sie ist sehr standorttreu und verteidigt ihr Revier gegen Eindringlinge. Die Bachforelle benötigt zahlreiche Unterstandsmöglichkeiten, wie grob gelagerte Felsblöcke, Wurzelstöcke, Totholzbereiche usw..

Die Laichzeit der Bachforelle erstreckt sich von Oktober bis in den Dezember, wo sie als Kieslaicher in den Kies Laichgruben schlägt (1.500 Eier pro Kilogramm Körpergewicht). Die Jungfische verbringen die Phase, bis zum Verlust des Dottersackes, im Interstitial dieses Substrates, was eine Schutzmaßnahme gegen Fressfeinde ist. Natürlich reproduzierende Bestände ursprünglicher Bachforellen sind heute meist nur mehr in kleinen, fischereilich kaum bewirtschafteten Bächen zu finden (HAUER, 2007). Laut WOLFRAM & MIKSCHI (2006) ist die Bachforelle in Österreich mit „Gefährdung droht“ bewertet.



Abb. 122: Bachforelle. Foto: Julia Lorber



### **Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*)**

Der Bachsaibling stammt ursprünglich aus dem östlichen Nordamerika, wo er kalte Seen und Bäche bewohnt. Im Jahr 1879 wurde er in Europa eingebürgert. Er ist aufgrund ähnlicher Habitatsansprüche ein Konkurrent zur Bachforelle und darf nach dem neuen Fischereigesetz nicht mehr besetzt werden. Das Wachstum des Bachsaiblings ist je nach Lebensraum und Nahrungsangebot sehr unterschiedlich. Die Laichzeit erstreckt sich vom Oktober bis März. So können in kleinen, nahrungsarmen Bächen Fische mit 10 – 13 cm bereits geschlechtsreif sein. In nahrungsreichen Seen erreichen Bachsaiblinge eine Länge von bis zu einem Meter und ein Gewicht von neun Kilogramm.



Abb. 123: Bachsaibling. Foto: Julia Lorber

**Bitterling (*Rhodeus sericeus amarus*)**

Der 5 - 7 cm große Fisch ist im Bezug auf seinen Lebensraum nicht sehr anspruchsvoll und bewohnt verkrautete, seichte Uferzonen von Seen sowie Teiche, Weiher und sogar Gartenbiotope. Typisch ist er zudem für kleine, langsam fließende Gewässer der Barbenregion.

Die Laichzeit ist zwischen April und Juni. Voraussetzung für die Fortpflanzung ist das Vorkommen von Teich- oder Malermuscheln, da die Eier in den Kiemenraum der Muschel abgelegt werden. Die Bitterlinge legen im Vergleich zu anderen Cypriniden sehr wenige Eier ab (zwischen 50 und 300 Stück pro Laichperiode). Da der Bitterling für seine Fortpflanzung auf heimische Muscheln angewiesen ist, ist sein Vorkommen an die Anwesenheit dieser in einem Gewässer gekoppelt. (HAUER, 2007)

Der Bitterling ist in Österreich und Kärnten als gefährdet anzusehen (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLBURG & FRIEDL, 1999).



Abb. 124: Bitterling. Foto: Julia Lorber

### Brachse (*Abramis brama*)

Die Brachse zählt zu den großwüchsigsten Vertretern der Cypriniden und kann ein Maximalgewicht bis über 6 kg und eine Länge bis zu 75 cm erreichen.

Diese strömungsliebende Fischart ist phasenweise an strömungsberuhigte Nebengewässer und Altarme gebunden (Laichzeit). Ihr Habitat erstreckt sich über die so genannte Brachsenregion, sowie Altwässer, Stauräume und die verschiedensten Stillwassertypen. Der Schwarmfisch hält sich bei Nahrungsaufnahme (Zuckmückenlarven, Schlammröhrenwürmer, kleine Schnecken und Muscheln) in unmittelbarer Grundnähe auf und durchwühlt den schlammigen Grund nach Fressbarem.

Die Brachsen laichen im späten Frühjahr, je nach Wassertemperatur im Mai/Juni. Die klebrigen Eier werden im seichten Uferbereich an Unterwasserpflanzen abgelegt. (HAUER, 2007; HONSIG – ERLenburg et al., 2002)

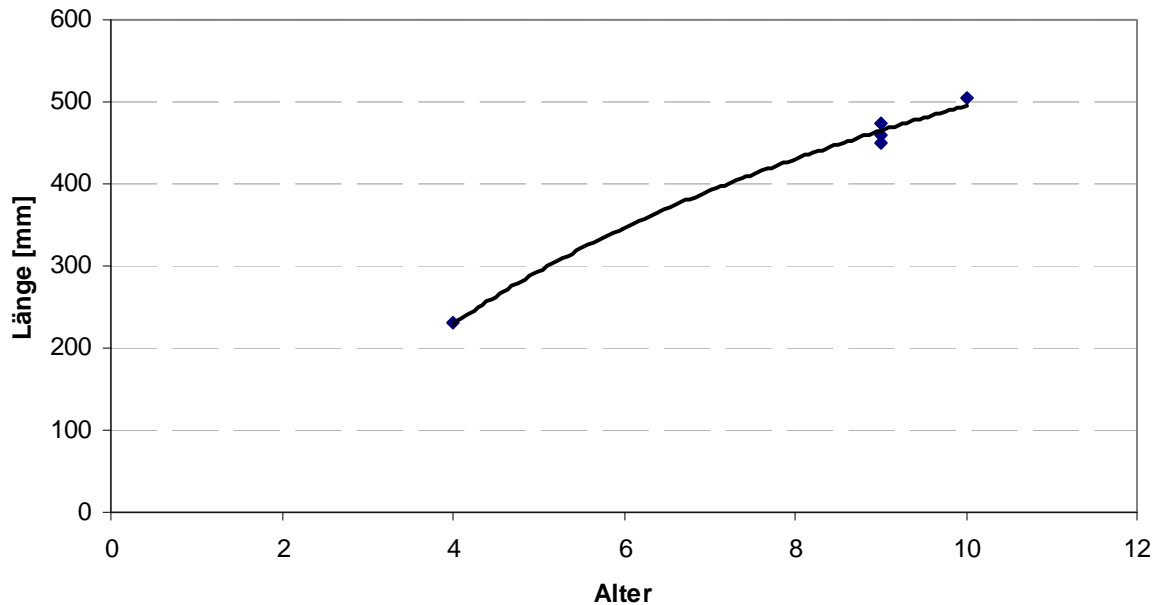
Die Brachse gilt als nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 125: Brachse. Foto: Julia Lorber

Im Herbst wurden 5 Brachsen (2 weibliche und 3 männliche Individuen) für die detaillierte Fischuntersuchung entnommen. Bei den mitgenommenen Individuen handelt es sich bei vier Fischen um große Individuen, mit einer durchschnittlichen Größe von 470 mm und einem durchschnittlichen Gewicht von 1 kg. Weiters wurde eine kleine Brachse mit 230 mm gefangen und untersucht. Das Alter der großen Brachsen lag zwischen 9 und 10 Jahren. Der mittlere Konditionsfaktor der untersuchten Brachsen lag bei 1,21 und liegt somit über den durchschnittlichen Wert von 1,09, wobei zu sagen ist, dass der Wert stark durch den hohen Konditionsfaktor der kleinen, nicht parasitierten Brachse beeinflusst wird. Zwei der großen, parasitierten Brachsen waren abgemagert, was eine Folge des Parasitenbefalles ist.

Zu den Ernährungsgewohnheiten ist zu sagen, dass 50 % der Brachsen fast ausschließlich Benthosorganismen (Chironomidae, Gammaridae, *Ephemera*, Trichoptera usw.) und ebenfalls ein paar Copépoda zu sich nahmen. Die andere Hälfte bevorzugte Pflanzenmaterial und Detritus. Im Sommer wurden 5 Brachsen zwischen 250 und 300 mm entnommen wovon sich 4 rein von Aufwuchs und eine nur von Benthos ernährte.

***Abramis brama* Wachstumskurve**Abb. 126.: Wachstumskurve von *Abramis brama*

Auffallend war, dass alle großen im Herbst gefangenen Individuen mit einem Ektoparasiten (Warmwasserparasiten) namens *Lerneae* spp. (Abb. 127) befallen waren. Eine Reaktion der Brachsen auf den Parasitenbefall waren schwarze Beulen und geschwürartige Hautveränderungen.

*Lerneae* spp. gehört zur Gruppe der Crustacea, nur die weiblichen Individuen leben parasitär.

Die am Fisch relativ unbeweglichen Copepodite befallen Kiemen, Flossen und die Haut des Wirtes. Die adulten Weibchen bohren sich durch die Haut und fixieren sich mit ankerförmigen Kopffortsätzen in der oberflächlichen Muskulatur, nur der stabförmige Körper (bis zu 2 cm lang) ragt unter den Schuppen hervor und trägt zwei Eisäcke. Die Copepodite rufen an den Kiemen Epithelschädigungen hervor. Die weiblichen Krebse verursachen Hautverletzungen mit punktförmigen Blutungen, Entzündungen und Hautnekrosen. Meistens kommt es bei einem starken Befall auch zu Sekundärinfektionen durch Pilze und Bakterien. Befallene Fische schwimmen unruhig und scheuern sich an Steinen oder Totholz, ähnlich wie beim Befall mit anderen Ektoparasiten. Stark befallene Fische können stark abmagern und verenden (HOCHWARTNER et al.; 2008).

Abb. 127: *Lerneae*-Befall



### Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Der Barsch bewohnt bevorzugt klare Gewässer mit hartem Grund und schwacher Strömung. In der Jugend bilden die Barsche Schwärme, im Alter leben sie als Einzelgänger. Sie erreichen eine Größe von bis zu 50 cm und ein Gewicht von 3,5 kg. Junge Barsche ernähren sich hauptsächlich von Kleintieren aller Art, stellen aber auch dem Laich und Jungbrut anderer Fische, selbst der eigenen Art nach. Erwachsene Barsche ernähren sich hauptsächlich von kleineren Fischen. Zum Laichen benötigen sie Wasserpflanzen, Steine oder versunkenes Astwerk, auf die sie ihre Eier in Form von langen netzartigen Gallertbändern, heftet, dies geschieht von April bis Juni (HAUER, 2007; HONSIG – ERLÉNBURG et al., 2002)

Auf der roten Liste Österreich wird der Barsch als nicht gefährdet angegeben, wohl auch, da er zu den am weitesten verbreiteten Fischarten Mitteleuropas gehört (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLÉNBURG & FRIEDL, 1999).



Abb. 128: Flussbarsch. Foto: Julia Lorber

62 Flussbarsche wurden im Herbst untersucht. Die Größe der untersuchten Individuen variierte zwischen 80 und 410 mm, mit einer durchschnittlichen Größe von 212 mm. Der durchschnittliche Konditionsfaktor, berechnet aus der Längen- Gewichtsbeziehung betrug 1,35 und liegt somit über den für Barsche bekannten Konditionsfaktor von 1,2.

Laut Literatur (KOTTELAT & FREYHOF, 2007) können Barsche ein Alter von 21 Jahren erreichen, normalerweise erreichen sie ein durchschnittliches Alter von 6 Jahren. Ihre Laichreife erlangen die männlichen Tiere in einem Alter von 1-2 Jahren und die weiblichen mit 2-4 Jahren.

Die kleinsten Fische mit ca. 80 mm befanden sich schon alle im zweiten Lebensjahr (1+), der größte Flussbarsch (female) mit einer Größe von 410 mm und einem Gewicht von 1,1 kg (Konditionsfaktor 1,6) erreichte ein Alter von 9 Jahren.

Barsche sind tagaktive Jäger und Opportunisten in der Wahl ihrer Nahrung. Das heißt, sie fressen die Beutetiere, die ihnen zur Verfügung stehen. Die Nahrungsanalyse zeigte, dass sich fast alle Barsche, die einen gefüllten Magen hatten (38 Ind.), zu hundert Prozent von Benthosorganismen ernährten.



Lediglich zwei Barsche in der Größe von ca. 90 mm hatten zusätzlich Zooplankton zu sich genommen und ein größerer Barsch, mit 31 cm hatte einen Kaulbarsch mit 6 cm im Magen. Bei den Benthosorganismen handelte es sich fast ausschließlich um Signalkrebse und Gammariden, die größeren Flussbarsch-Exemplare (ab 22 cm) ernährten sich hauptsächlich von Signalkrebsen.

Dasselbe Bild zeigte sich auch bei den 16 im Sommer begutachteten Tieren. 82 % der Nahrung waren Benthosorganismen, in der Hauptmasse Signalkrebse, und 14 % Anflug. Bei zwei Flussbarschen wurden Fische im Magen gefunden.

Die aufgenommenen Signalkrebse variierten in ihrer Größe zwischen 1,5 cm – 11 cm. Weiters wiesen die Flussbarsche eine enorme Rotfärbung auf, was auf den Karotiningehalt ihrer Nahrung zurückzuführen ist.

### *Perca fluviatilis* Wachstumskurve

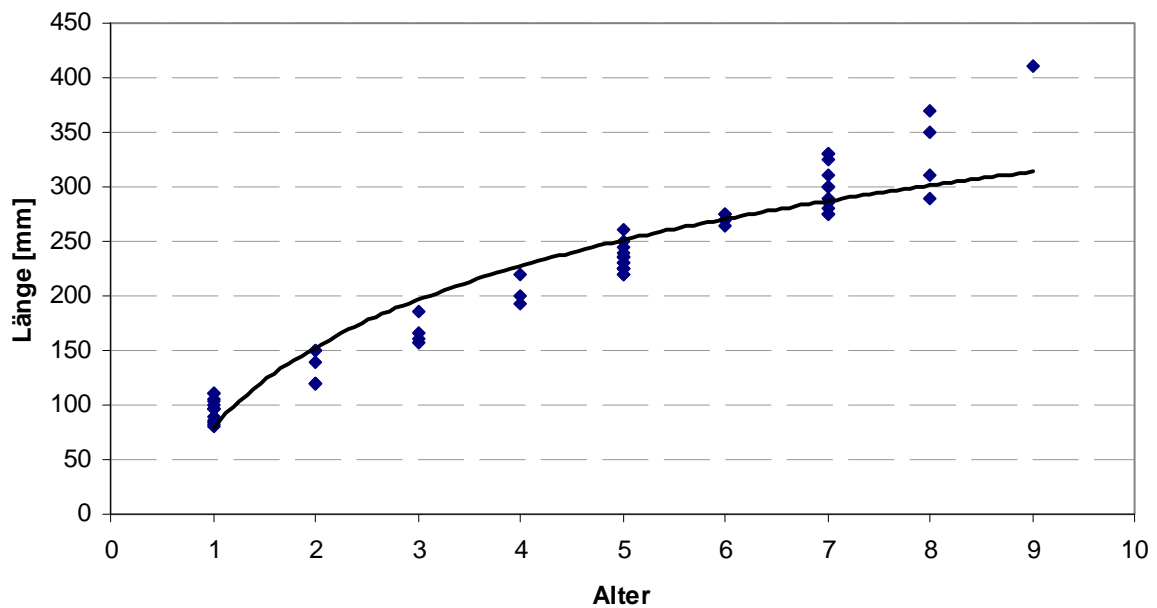


Abb. 129: Wachstumskurve von *Perca fluviatilis*

### Güster (*Blicca bjoercna*)

Der Güster kommt hauptsächlich in Flachlandseen mit dichtem Pflanzenwuchs und langsam fließenden, größeren Flüssen vor. Auch in den älteren Draustauen und im Flachwasserbiotop Neudenstein des Völkermarkter Draustaes (PROCHINIG et al. 2001) ist sein Vorkomen bekannt.

Er hält sich als Schwarmfisch meist in Bodennähe im Pflanzenwuchs der Uferregion auf und ist häufig mit der morphologisch ähnlichen Brachse (*Abramis brama*) vergesellschaftet. Nur im Winter zieht er sich in tiefere, ruhigere Lager zurück. Die Laichzeit wird von Mai bis Juni angegeben. Der Güster nimmt große Mengen von Algen, vor allem Diatomeen auf. Die tierische Nahrungskomponente besteht vorwiegend aus planktischen und benthischen Crustaceen, Insektenlarven und Anflug (TEROFAL, 1984).



Abb. 130: Güster. Foto: Herbert Frei

Im Herbst konnten 25 Individuen untersucht werden, vermeintliche Hybridbildungen miteingeschlossen.

Ihre Größe variierte zwischen 93 mm und 280 mm, mit einer durchschnittlichen Größe von 190 mm. Der mittlere Konditionsfaktor lag bei 0,96.

Mehr als die Hälfte der Fische hatte einen leeren Magen, die restlichen 42 % ernährten sich von einer Mischung aus benthischen Invertebraten, von pflanzlicher Nahrung und vereinzelt von Anflug. Zusätzlich ernährten sich die kleinen Güster neben Benthosorganismen, von Anflug und von Zooplankton (Cladoceren). Bei der Aufnahme von Benthosorganismen wurde auch oft feines Bodensediment mit aufgenommen, welches dann auch im Verdauungstrakt vorzufinden war. Die Benthosorganismen setzten sich aus Trichoptera, Corixidae, Chironomiden (Larven und Puppen), Ephemeroptera, Gammariden, Schnecken usw. zusammen.

Die aus den Sommerfängen stammenden 5 Fische ernährten sich in der Hauptmasse (88 %) von Anflug, der Rest verteilte sich auf Benthos und Aufwuchs.

Wie schon erwähnt kommt es nicht selten zur Hybridbildungen zwischen Güster und Brachsen. Diese zeigen intermediäre Merkmale und sind kaum zu bestimmen. Auch in unserer Studie waren ein paar Fische einer Art nicht zuteilbar.

Bei der Alterbestimmung zeigten sich einige Probleme, da es einige Ausreißer gab, was vielleicht damit zusammen hängt, dass einige Hybride bei der Artbestimmung nicht als solche erkannt wurden. Obwohl die Jahresringe oft gut erkennbar waren, weichen die Altersbestimmungen von literarischen Aufzeichnungen ab. Aus diesem Grund sollten die Altersbestimmungen mit Skepsis betrachtet werden.

Bei den Güstern waren 48 % von der Schwarzfleckenkrankheit und 16 % von einem *Lernea spp.* - Befall betroffen. Diese Parasiten sind bei der Brachse und dem Rotaugen genauer beschrieben.

### *Blicca bjoerkna* Wachstumskurve

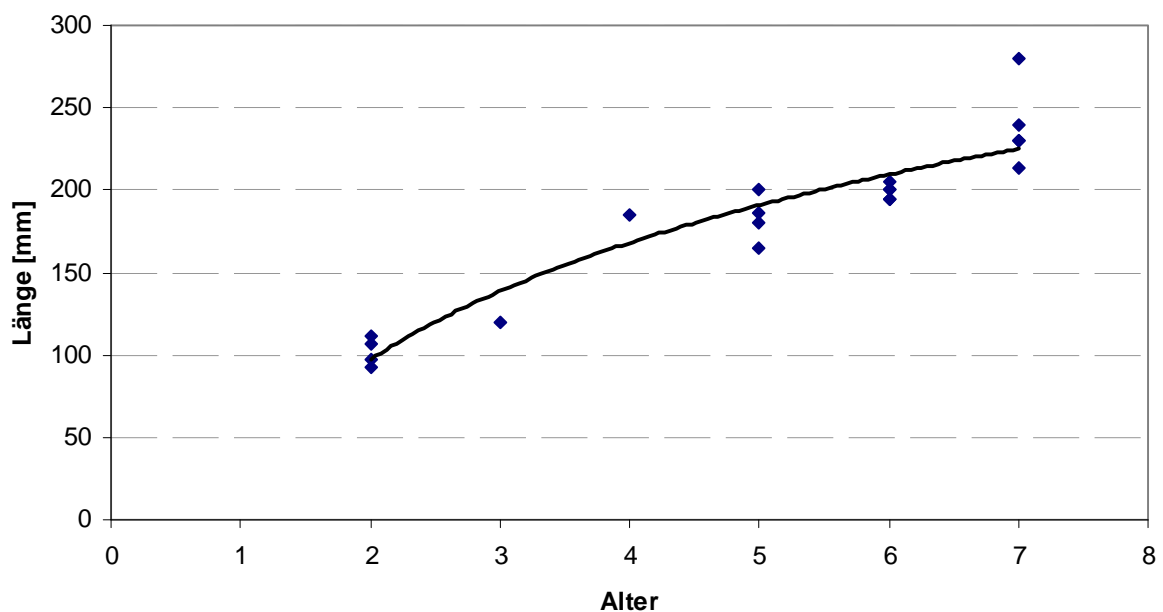


Abb. 131: Wachstumskurve von *Blicca bjoerkna*

### **Hasel (*Leuciscus leuciscus*)**

Der schlanke, mittelgroße Schwarmfisch ist äußerst gesellig und sein Lebensraum erstreckt sich etwa von der Äschen- bis hinunter zur Barbenregion unserer Fließgewässer. Er bevorzugt schnell strömende Gewässer mit Sand- oder Kiesgrund und gilt als einer der besten Schwimmer unter den Karpfenfischen. Die Nahrung besteht aus Bodentieren, Anflug und Pflanzen. Abhängig von der Wassertemperatur beginnt die Laichzeit oft schon im März und er unternimmt oft stromaufwärts gerichtete Laichwanderungen. Das Ablachen erfolgt an sandigen oder kiesigen Stellen mit Pflanzenbewuchs, die Eier haften dann an Wasserpflanzen und Steinen. Die Bestände des Hasels sind vor allem durch Gewässerverbauung, unüberwindliche Querbauwerke und naturferne Regulierungengefährdet.

Laut der Roten Liste ist der Hasel in Österreich und in Kärnten von Gefährdung bedroht (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 132: Hasel. Foto: Julia Lorber



### Hecht (*Esox lucius*)

Der Hecht lebt als Standfisch bevorzugt in ruhigen, wärmeren und klaren Gewässern mit kiesigem Grund und verkrauteten Uferpartien. Die torpedoähnliche Körperform macht rasches und schnelles Bewegen möglich. So lauert der Hecht zwischen Wasserpflanzen oder Totholz auf seine Beute und schnell dann blitzschnell hervor.

Dieser Raubfisch ist ein Frühjahrslaicher, bereits im Februar/März beginnen die Fische mit dem Ablai-chen. Die klebrigen Eier werden an Wasserpflanzen abgelegt und die frischen Larven hängen wäh-rend der ersten Tage mit speziellen Haftorganen daran.

Die Nahrung des Hechtes besteht fast ausschließlich aus Fischen, lediglich Jungtiere ernähren sich von Zooplankton (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007). Der Hecht gilt in Österreich als nahezu gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 133: Hecht. Foto: Julia Lorber

Es wurden je ein Rogner (300 mm) und ein Milchner (500 mm) untersucht. Der kleine Hecht (300 mm) befand sich im 2. Lebensjahr, der große Hecht (500 mm) befand sich im 4. Lebensjahr, was das schnelle Wachstum von Hechten widerspiegelt. Laut Literatur können Hechte eine Größe von 1300 mm SL erreichen. Männliche Individuen laichen zum ersten Mal in einer Größe zwischen 170 – 350 mm ab und Weibchen zwischen 250 - 400 mm (KOTTELAT & FREYHOF, 2007; GERSTMEIER & ROMIG, 2003). Der mittlere Konditionsfaktor betrug 0,65 und liegt nur gering über dem Wert von 0,6. Die Mägen der beiden Hechte waren leer.

Ein im Sommer gefangener Hecht mit einer Länge von 170mm hatte 70 % Benthos und einen Fisch im Magen.



### **Karpfen (*Cyprinus carpio*)**

Der Karpfen bevorzugt warme, stehende oder langsam fließende Gewässer mit Sand- oder Schlammgrund und reichen Pflanzenbeständen. Ein Teil der heutigen Karpfenbestände wird durch künstlichen Besatz aufrechterhalten.

Die Nahrungsaufnahme erfolgt in unmittelbarer Grundnähe, ansonsten findet man ihn auch in der Freiwasserzone und in Oberflächennähe.

Die Hauptlaichzeit des Karpfens fällt meist in das spätere Frühjahr, Mai/Juni. Für das Abläichen der Eier werden pflanzenbewachsene Uferbereiche bevorzugt, die teilweise durch Frühjahrshochwässer überschwemmt werden, wo sie dann an den Unterwasserpflanzen oder überschwemmten Gräsern hängen bleiben.

Um Nahrung zu finden, durchwühlen Karpfen gerne den Bodenschlamm, um dann Zuckmückenlarven, Schlammröhrenwürmer und kleine Schnecken/Muscheln zu fressen (HAUER, 2007)

Gewässer mit natürlich reproduzierenden Karpfenbeständen sind selten, da Augewässer und Überschwemmungsflächen weitgehend fehlen, der Gefährdungsstatus in Österreich und in Kärnten lautet laut Roter Liste stark gefährdet (WOLFRAM & MIKSI, 2006, HONSIG – ERLBURG & FRIEDL, 1999).



Abb.134:Karpfen. Foto: Julia Lorber

Es wurden zwei Karpfen untersucht. Der kleinere der beiden mit 5 Jahren, 485 mm Länge und einem Gewicht von 1342 g ernährte sich zu 100 % von Signalkrebsen und hatte einen Konditionsfaktor von 1,17. Der größere Karpfen mit 500 mm Länge und 2625 g Körpergewicht ernährte sich zu 90 % aus Zooplankton (Cladoceren) und 10 % von Benthos (Ephemeroptera, Chironomidae, Trichoptera und Signalkrebsen). Dieser hatte einen Konditionsfaktor von 2,1 und ein Alter von 6 Jahren. Laut Literatur können Karpfen bis zu 50 Jahre alt werden und erlangen ihre Geschlechtsreife mit 3 - 5 (male) und 4 – 6 (female) Jahren. Außerdem können sie eine Größe von 1100 mm SL und ein Gewicht von 40 kg erreichen (KOTTELAT & FREYHOF, 2007).

### Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)

Der Kaulbarsch besiedelt die Barben- und Brachsenregion der großen Flüsse, kommt aber auch häufig im Brackwasser vor. Hauptsächlich hält er sich in Scharen in größeren Tiefen am Sandgrund auf.

Die Schwärme des Kaulbarschs umfassen mehrere tausend Individuen. Das Abbläichen erfolgt bei einer Wassertemperatur von 10-15°C im April und Mai in flachen Uferstellen, die gallertartigen Schnüre und Pakete werden an Wasserpflanzen abgelegt (HAUER, 2007).

Der Kaulbarsch ist eine der wenigen heimischen Fischarten, deren Bestand nicht gefährdet ist. In Kärnten war der Kaulbarsch nicht heimisch (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLÉNBERG & FRIEDL, 1999).



Abb. 135: Kaulbarsch. Foto: Julia Lorber

Insgesamt wurden im Herbst 2008 57 Kaulbarsche genauer untersucht. Ihre Größe variierte zwischen 58 und 190 mm, mit einer durchschnittlichen Größe von 88 mm.

Laut Literatur (KOTTELAT & FREYHOF, 2007) werden weibliche Fische 10 Jahre und männliche Fische 7 Jahre alt. Ihre Laichreife erlangen Sie in einem Alter von 1 - 3 Jahren, wobei Milchner meistens ein Jahr früher abbläichen.

Die Untersuchung zeigt, dass die kleinsten Fische mit ca. 60 mm sich schon alle im zweiten Lebensjahr (1+) befanden, die größten Individuen erreichten ein Alter von 8 Jahren (ausschließlich weibliche Ind.). Fast alle der untersuchten Individuen (91 %) waren geschlechtsreif, was bestätigt, dass Rogner und Milchner bereits im zweiten Lebensjahr voll ausgebildete Gonaden besitzen.

80 % aller im Herbst untersuchten Individuen ernährten sich ausschließlich von Benthosorganismen (vorwiegend Chironomiden, Trichoptera, Amphipoda und Ostracoda). 20 % hatten zusätzlich Zooplankton (Cladocera, Copepoda) auf ihrem Speiseplan, wobei es sich hier vorwiegend um die kleineren Kaulbarsche (58 – 82 mm) handelte.

Weiters wurden auch Ephemeroptera, Plecoptera, Isopoda (*Asselus aquaticus*), Corixidae, *Pisidium* usw. festgestellt. Von 57 Kaulbarschen hatte nur ein Fisch (180 mm Größe) Signalkrebse (2 St. zu je 3 cm) zu sich genommen.

Die Untersuchung im Sommer zeigte, dass 52 entnommene Individuen ihren Nahrungsbedarf zu 52 % mit Benthos und 46 % mit Anflug deckten. Der Rest entfiel auf Aufwuchsalgen.

### *Gymnocephalus cernuus* Wachstumskurve

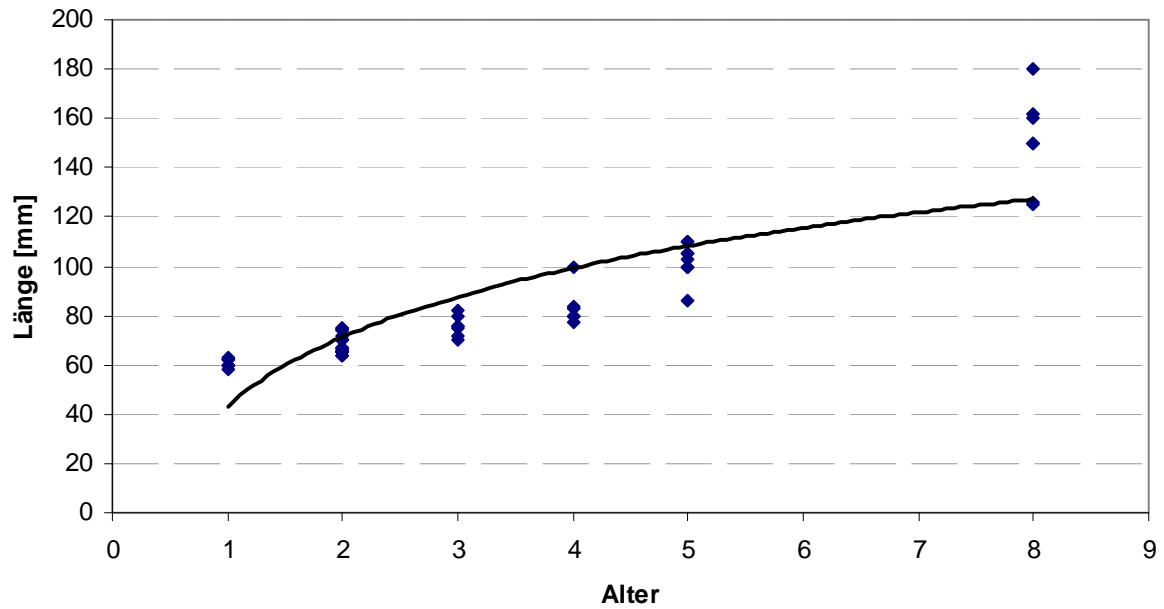


Abb. 136: Wachstumskurve von *Gymnocephalus cernuus*

### **Koppe (*Cottus gobio*)**

Die Koppe ist ein weiterer Leitfisch der Bachforellenregion. Das bevorzugte Habitat der Koppe ist durch größere faust- bis fußballgroße Steine im Flussbett gekennzeichnet, die ein bevorzugtes Nahrungs-, Laich- und Lebenshabitat für die Koppe darstellen. Einen Grundanspruch dieser Art stellt kühles, sauerstoffreiches Wasser dar. Die Laichzeit der Koppe erstreckt sich von Februar bis Mai, wobei das Weibchen ca. 100 bis 200 orangefarbene Eier unter größeren Steinen ablegt. Nach erfolgter Eiablage erfolgt die Bewachung des Geleges durch die Männchen. Koppfen erreichen eine Größe von maximal 180 mm. Die Ursachen für die Bestandsrückgänge liegen in der Zerstörung der natürlichen Lebensräume, Gewässerverschmutzung, Bachräumungen und unzählige Wanderhindernisse (auch niedrige) (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

In Österreich ist die Koppe mit „Gefährdung droht“ eingestuft (WOLFRAM & MISCHKI, 2006). In Kärnten ist die Koppe mit gefährdet eingestuft (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 137: Koppe. Foto: Julia Lorber



### **Laube (*Alburnus alburnus*)**

Die Laube ist ein Oberflächenfisch, welcher sich meist in Schwärmen in Ufernähe aufhält und im Schnitt 12 – 15 cm lang wird. Er ernährt sich von Plankton, Würmern und Anflug und bildet zudem eine wichtige Futterfischbasis für Barsch, Hecht, Zander und Wels. Die Lauben laichen im April – Juni an flachen, kiesigen Uferstellen ab. (HAUER, 2007)

Die Laube ist weder in Österreich noch in Kärnten gefährdet (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 138: Laube. Foto: Wolfgang Hauer

Es wurden bei der Herbstbefischung 11 Lauben untersucht. Ihre Größe variierte zwischen 70 mm und 167 mm, mit einer durchschnittlichen Größe von 124 mm und einen mittleren Konditionsfaktor von 0,8. Somit liegt der Konditionsfaktor nur wenig über den für Lauben angenommen Wert von 0,75.

Die Laube mit 70 mm befand sich schon im zweiten Lebensjahr (1+), die größte Laube mit 167 mm im sechsten. Laut Literatur werden Lauben im 2 - 3 Lebensjahr geschlechtsreif.

Nur der kleinste Fisch ernährte sich zu 100 % von Zooplankton (Cladoceren) die größeren Individuen ernährten sich ausschließlich von Anflug.

Im Sommer wurden 8 Individuen zwischen 50 und 100 mm untersucht, welche sich zu 85 % von Anflug und 15 % von Benthos ernährten.



### *Alburnus alburnus* Wachstumskurve

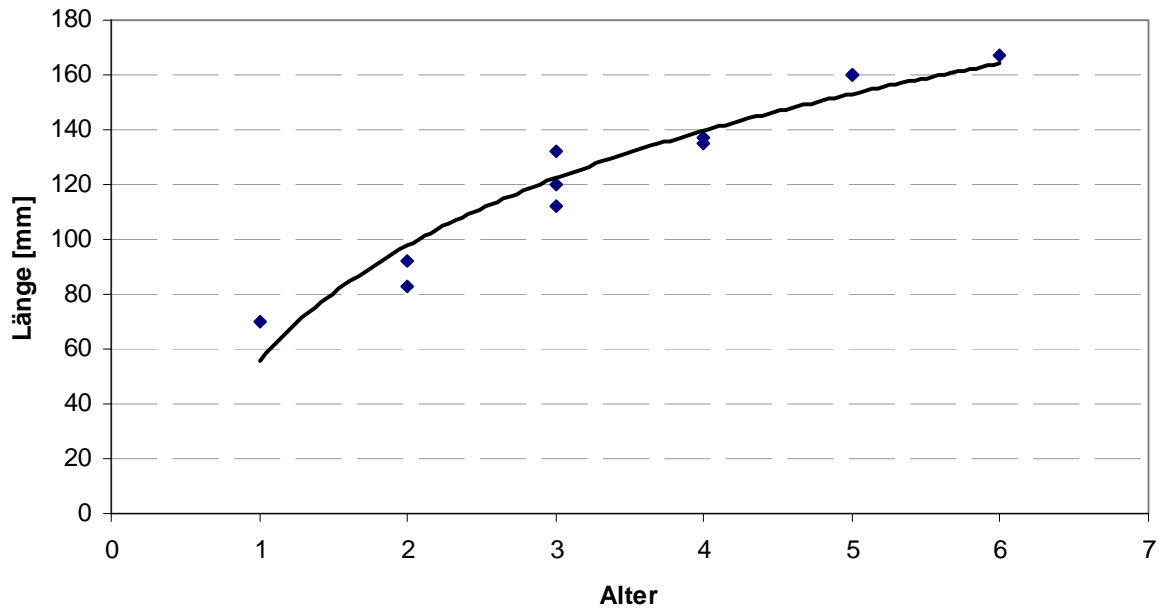


Abb. 139: Wachstumskurve von *Alburnus alburnus*

### Nase (*Chondrostoma nasus*)

Nasen haben während ihres Lebenszyklus sehr unterschiedliche Habitatspräferenzen. Larven bevorzugen flach überströmte Bereiche mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten (< 5 cm/s) und sind daher häufig im Uferbereich von Schotterbänken anzutreffen. Jungfische bevorzugen Schotterbankbereiche mit Fließgeschwindigkeiten von 50 cm/s und wechseln im Herbst in Habitate, welche einen guten Sichtschutz vor Fressfeinden bieten (Totholzansammlungen, Wurzelbärte, überhängende Vegetation), adulte Nasen sind in der Flussmitte in strömungsberuhigten Bereichen (5 – 15 cm/s) zu finden. Während der Laichzeit suchen Nasen rasch überströmte Schotterbänke auf (Fließgeschwindigkeit: 80 – 105 cm/s) und unternehmen zu diesem Zweck lange Laichwanderungen (bis 100 km). Die Laichzeit liegt zwischen März und Juni. Die klebrigen Eier bleiben im Strömungsschatten zwischen Steinen am Grund haften und entwickeln sich dort innerhalb weniger Tage.

Das Beispiel der Nase zeigt, wie heterogen ein Gewässer gestaltet sein muss, um einen stabilen Bestand zu garantieren. Die Durchgängigkeit und Heterogenität des Gewässers in Verbindung mit einer guten Umlandvernetzung (Altarme) sind die Schlüsselfaktoren für den Erhalt bzw. Förderung einer ausgewogenen Nasenpopulation. Die Nahrung der Nase besteht hauptsächlich aus Algen, die von Steinen und Wurzelwerk abgeweidet werden (HAUER, 2007).

Fehlende oder nicht erreichbare Laichplätze haben zu einem leichten Rückgang der Population geführt, auf der Roten Liste wird die Nase als nahezu gefährdet in Österreich sowie in Kärnten eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 140: Nase. Foto: Julia Lorber

Insgesamt konnten 3 Nasen mit einer mittleren Größe von 303 mm untersucht werden. Ihr Alter lag zwischen 4+ und 5+ Jahren. KOTTELAT & FREYHOF (2007) beschreiben, dass Nasen ein Alter von 12 Jahren erreichen können und mit 4 – 5 Jahren zum ersten Mal ablaichen.

Die Nahrungsanalyse zeigte, dass sich alle Tiere zu 100 % von Algen ernährt hatten, welche sie anhand ihrer Mundmorphologie vom harten Stein schaben können. Der mittlere Konditionsfaktor lag bei 1, was den zugewiesenen Wert von 0,97 nur gering übersteigt. Zwei der Nasen wiesen einen starken

Cestodenbefall des Verdauungstraktes auf. Auffällig war der Konditionsfaktor der infizierten Tiere mit 0,96 und 0,88, was unter dem des gesunden Tieres mit 1,19 lag.

Zwei im Sommer gefangene Individuen ernährten sich zu 90 % von Fadenalgen und 10 % von Oligochaeten.

### **Rapfen (*Aspius aspius*)**

Der Rapfen, auch Schied genannt, ist der einzige europäische Karpfenartige, der sich als erwachsenes Tier ausschließlich räuberisch ernährt.

Sein Habitat befindet sich in Fließgewässern, vor allem der Barbenregion.

Die Eiablage erfolgt je nach Wassertemperatur von März bis Mai in stärker fließenden Bereichen mit Kiesgrund (HAUER, 2007).

Der Gefährdungsstatus gibt an, dass der Rapfen vermutlich aufgrund fehlender intakter Laichplätze in Österreich stark gefährdet ist. In Kärnten gilt der Rapfen als allochthone Art (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 141: Rapfen Foto: KIS

Es wurde ein Rapfen untersucht. Der sich im 2. Lebensjahr befindende Fisch hatte eine Länge von 156 mm, ein Gewicht von 34,5 g und einen Konditionsfaktor von 0,909. KOTTELAT & FREYHOF (2007) bestätigen das Alter, indem sie angeben, dass junge Rapfen sehr schnell wachsen und im ersten Jahr eine Größe von 80 -100 mm erreichen können.

Auch wenn in der Literatur zu lesen ist, dass juvenile und adulte Rapfen sich vorzugsweise piscivor ernähren, wurde bei der Analyse des Magens festgestellt, dass sich unser Individuum zu 100 % von Anflug ernährt hatte.

Laut Literatur können Rapfen eine Größe von 800 mm SL, ein Alter von 10 Jahren erreichen und zum ersten Mal mit 3 – 5 Jahren ablaichen.



### **Reinanke (*Coregonus sp.*)**

Die Reinanke gehört zur Familie der Coregonen (Renken). Die Renkenarten bewohnen vor allem größere, tiefe Seen mit klarem sauerstoffreichem Wasser. Die Renke ist der Fisch, der sich im freien Wasser aufhält und nur selten in das flache Wasser des Ufers zieht. Diese Fischart ernährt sich vorwiegend von tierischem Plankton, das sie mit ihren Kiemenreusendornen filtern. Sogar die Wandermuschel, sowie Zuckmückenlarven und kleine Schnecken gehören zu ihrer Nahrung. Die Renken der Alpenseen stellen einerseits ein Relikt aus der letzten Eiszeit dar, andererseits wurden auch vorher nicht heimische Arten besetzt. Heute wird versucht, die ursprünglich vorkommenden Arten / Formen zu erhalten.

In Österreich sind ursprünglich heimische Coregonen-Arten lokal durch Überfischung, den Verlust ihrer Laichplätze, aber auch durch Besatz mit anderen Coregonen ungeklärter Herkunft gefährdet (HONSIG – ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).



Abb. 142: Reinanke. Foto: Wolfgang Hauer

Es wurde ein Reinanken - Rogner mit einer Länge von 340 mm, 339 g und einen Konditionsfaktor 0,863 gefangen. Das Alter des Fisches wurde auf drei Jahre bestimmt. Die Nahrungsanalyse ergab, dass der Fisch sich zu 100 % von Anflug ernährt hatte.

### Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

Die aus Amerika stammende Regenbogenforelle ist wie in vielen Gewässern Mitteleuropas über Besatz in den letzten 120 Jahren angesiedelt worden und wird immer wieder besetzt. Ihr bevorzugter Lebensraum ist das Freiwasser und ist im Vergleich zur Bachforelle hinsichtlich der Wassertemperatur, Gewässerstruktur und anderer Umweltbedingungen wesentlich toleranter. Außerdem ist sie der Bachforelle durch rasches Wachstum überlegen.

Regenbogenforellen laichen je nach Abstammung im Herbst oder im Frühjahr.

Heute leben Regenbogenforellen in fast allen Salmonidengewässern und verdrängen die natürlichen Äschen- und Bachforellenpopulationen (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).



Abb. 143: Regenbogenforelle. Foto: Julia Lorber

Es wurde nur eine Regenbogenforelle (female) gefangen. Bei dem gefangenen Fisch handelte es sich eindeutig um Besatzmaterial. Die Regenbogenforelle hatte eine Länge von 357 mm, ein Gewicht von 494 und einen Konditionsfaktor von 1,086. Das Alter wurde auf 4+ eingestuft. Der Magen des Fisches war leer.



### **Rotauge (*Rutilus rutilus*)**

Das Rotauge gehört zu den kleinwüchsigen Cypriniden und erreicht eine Maximalgröße von etwas über 40 cm. Dieser Fisch, auch Plötze genannt, bewohnt die Ruhigwasserbereiche der Flüsse und ist meist in Schwärmen in der verkrauteten Uferzone zu finden.

Das Rotauge gehört zu den Pionierarten unter den Fischen und besiedelt sogar abgeschlossene und neu entstandene Gewässer wie z.B. Baggerseen rasch. Das Ablaichen erfolgt in den Monaten April/Mai und die Eier werden dabei über Wasserpflanzenbeständen, versunkenen Ästen oder Steinen abgelegt.

In Gewässern mit fehlenden Wasserpflanzenbeständen und verarmter Nährtierfauna „verbitten“ die Rotaugenpopulationen, das heißt sie wachsen sehr langsam und bleiben zeitlebens klein (HONSIG – ERLBURG et al., 2002; HAUER, 2007).

In Österreich und in Kärnten ist diese Fischart nicht gefährdet eingestuft (WOLFRAM & MIKSI, 2006, HONSIG – ERLBURG & FRIEDL, 1999).



Abb. 144: Rotauge. Foto: Julia Lorber

Von den Rotaugen wurden im Herbst insgesamt 53 Exemplare (43 weibliche und 10 männliche Individuen) untersucht. Da es sich immer um Rotaugenschwärme handelte, die ins Netz gingen, ist die Größenvarianz gering und liegt zwischen 163 mm und 287 mm, mit einer durchschnittlichen Größe von 234 mm.

Rotaugen können laut Literatur (KOTTELAT & FREYHOF, 2007) ein Alter von 13 Jahren erreichen. Ihre Laichreife erlangen die männlichen Individuen in einem Alter von 2-3 Jahren und die weiblichen Individuen ein Jahr später. Im Stauraum Annabrücke waren die größten untersuchten Individuen 7 Jahre alt.

Der mittlere Konditionsfaktor der untersuchten Rotaugen betrug 1,4 und liegt somit über den für Rotaugen zugewiesenen Konditionsfaktor, welcher 1,1 beträgt. Der Mageninhalt bestand zu 100 % aus pflanzlicher Nahrung (Algen).

Der Sommerfang von 16 Fischen lieferte folgendes Ergebnis bei der Nahrungsanalyse: 79 % Fadenalgen und Aufwuchs, 11 % Anflug und 10 % Benthos.

71 % der Rotaugen waren parasitiert. Bei dem Parasitenbefall handelt es sich um einen Ektoparasiten, der Erreger der **Schwarzfleckenkrankheit** ist.

### *Rutilus rutilus* Wachstumskurve

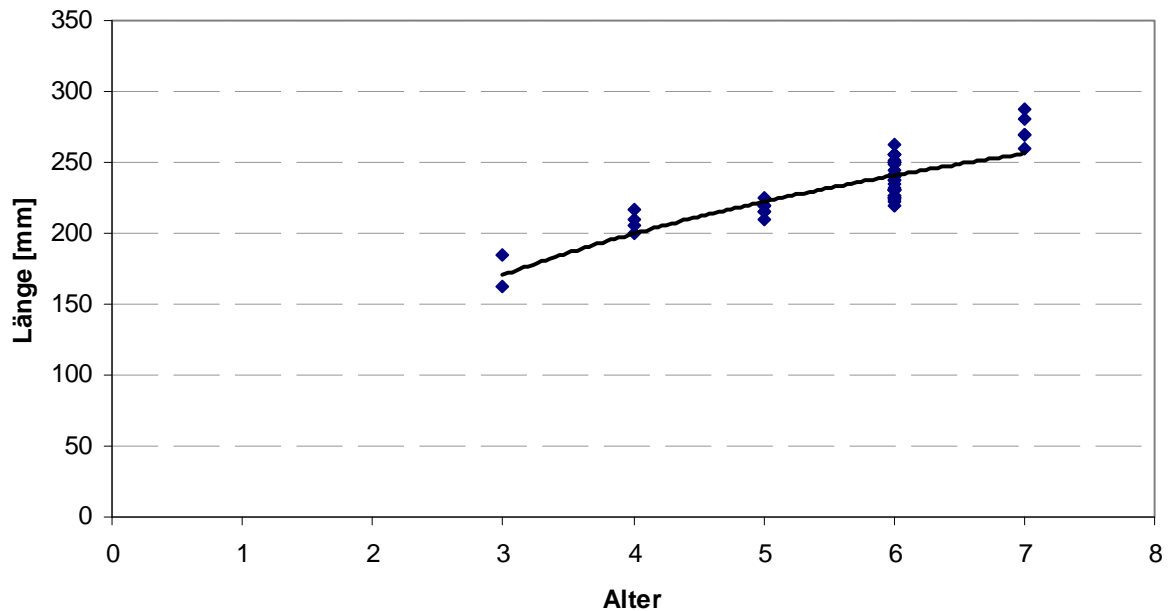


Abb. 145: Wachstumskurve von *Rutilus rutilus*

### **Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)**

Rotfedern bewohnen strömungsberuhigte Unterläufe unserer Flüsse, sie halten sich aber auch gern in kleinen Gruppen in Pflanzenbeständen der Uferregion nahe der Wasseroberfläche auf. Die Nahrung besteht in erster Linie aus Makrophyten, aber auch aus Algen und in geringerem Maße aus verschiedenen Kleintieren.

Das Laichspiel findet in den Monaten April und Mai, je nach Wassertemperatur, in mit Wasserpflanzen dicht bewachsenen Bereichen statt. Ihre rötlichen und sehr klebrigen Eier bleiben dort an den Wasserpflanzen hängen (HONSIG – ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

Laut dem Gefährdungsstatus gilt die Rotfeder als nicht gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 146: Rotfeder. Foto: Julia Lorber



### **Schleie (*Tinca tinca*)**

Die Schleie bewohnt langsam fließende Gewässer und flache, wärmere Seen und Teiche mit dichten Pflanzenbeständen und Schlammgrund (weicher Untergrund). Sie lebt gesellig, bildet aber keine großen Schwärme wie andere Cypriniden. Ihre Nahrung setzt sich aus diversen Benthoslebewesen zusammen.

Dieser nachtaktive Fisch gibt seinen Laich portionsweise ab, das Ablaichen erstreckt sich also über mehrere Wochen von Juni bis in den August. Ihre Eier haften an Unterwasserpflanzen in seichten, vegetationsreichen Gewässerbereichen (HAUER, 2007).

Die Schleie gilt in Österreich laut der roten Liste als gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006). In Kärnten findet man sie nicht auf der roten Liste (HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb. 147: Schleie. Foto: Julia Lorber

### Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*)

Die Seeforelle ist neben der Meerforelle und der Bachforelle die dritte Unterart der Forelle (*Salmo trutta*). Sie bewohnt große Seen in denen sie rasch abwächst und eine beachtliche Größe erreicht (140 cm Länge bei einem Gewicht von ca. 50 kg). Die Seeforelle sucht zum Laichen die in den See einmündenden Zubringerbäche bzw. im See befindliche Quelltöpfe in den Wintermonaten (November – Jänner) auf. Die Jungfische wachsen in den Zubringerbächen auf und wandern nach einem Zeitraum von 1 – 3 Jahren in den See ab. Die Geschlechtsreife tritt bei den Männchen im dritten bzw. vierten Lebensjahr ein (Weibchen 4. – 5. Lebensjahr). Jungtiere ernähren sich hauptsächlich von Insekten. Bei älteren Exemplaren besteht die Nahrung zum überwiegenden Teil aus Fischen.



Abb. 148: Seeforelle. Foto: Julia Lorber

Bei der Befischung im Sommer konnte auch eine Seeforelle mit einer Länge von 250 mm gefangen werden.

Sie ist eine Form der Forelle (*S. trutta*) und bewohnt große und tiefe Seen. Im Herbst ziehen die geschlechtsreifen Tiere (Männchen 3-4, Weibchen 4-5 jährig) in die einmündenden Flüsse, wo sie zwischen September und Dezember ablaichen.

Die Jungfische wachsen im Fließgewässer auf und steigen später wieder in die Seen ab (MUUS & DAHLSTRÖM, 1993).

Der auf Besatzmaßnahmen zurückgehende Fisch ernährte sich ausschließlich von Anflug, hatte sich jedoch vermutlich, bei dem Versuch einen Fisch aus dem Grundnetz zu fressen, darin verfangen.



### Zander (*Sander lucioperca*)

Der Zander bewohnt als Raubfisch die tieferen Zonen der Barben und Brachsenregion unserer Flüsse, er bevorzugt dabei sandige und kiesige Bereiche. Die Jagdgründe befinden sich sowohl in Grundnähe als auch im Freiwasser.

In stehenden Gewässern findet man ihn sowohl in tiefen sommerwarmen Voralpenseen als auch in seichten Steppenseen, wie dem Neusiedlersee und dem Plattensee. Er bevorzugt Gewässer mit geringer Sichttiefe und jagt meistens in der Dämmerung, was ihm beim Anpirschen an seine Beute zu Gunsten kommt.

Die Laichzeit des Zanders erstreckt sich von April bis Mai. Die Zandermilchner bereiten in rund 1,5 m Wassertiefe ein „Nest“ vor, indem sie den Gewässergrund von Schlamm säubern. Darauf legen die Rogner ihre zahlreichen Eier ab. Die Milchner betreiben Brutpflege, sie bewachen das Gelege und fächeln mit den Brustflossen Frischwasser zu den Eiern.

Strukturarmut und Überfischung sind in vielen Gewässern die Hauptursache für den Rückgang der Zanderbestände (HAUER, 2007).

Der Zander ist in Österreich mit nahezu gefährdet eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006). In Kärnten ist diese Art nicht gefährdet (HONSIG – ERLÉNBURG & FRIEDL, 1999).



Abb. 149: Zander. Foto: Julia Lorber

Bei den vier gefangenen Zander handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um Besatzmaterial. Die Zander wiesen eine durchschnittliche Größe von 336 mm und befanden sich im 3. bzw. 4. Lebensjahr. Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) können Zander bis 17 Jahre alt werden und eine Größe von 1000 mm erreichen. Ihre Geschlechtsreife erlangen sie meistens im 4. Lebensjahr. Die Nahrungsanalyse ergab, dass nur ein Zander einen Fisch im Magen hatte, die Mägen der anderen Tiere waren leer. Der mittlere Konditionsfaktor betrug 0,84 und liegt über dem in der Literatur angegebenen Wert von 0,78.

### Ukrainisches Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*)

Bachneunaugen verbringen ihre Larvalzeit, welche bis zu 6 Jahre andauert, in Schlamm-Sandbänken (in einer Tiefe von bis zu 50 cm). Die Larven, welche als „Querder“ bezeichnet werden, sind blind und zahnlos und ernähren sich während der gesamten Larvenzeit von Kieselalgen und kleinsten Lebewesen. Die fertig entwickelten Tiere haben Augen; eine Nahrungsaufnahme erfolgt ab diesem Zeitpunkt nicht mehr. Die Fortpflanzung erfolgt zwischen April und Mai, bei Temperaturen zwischen 11 und 16 °C. Als Laichhabitat werden sandig kiesige, flach überströmte Schotterbankbereiche aufgesucht. Bachneunaugen unternehmen keine langen Wanderungen vom Larval - zum Laichhabitat – beide Strukturen müssen daher in unmittelbarer Nähe vorhanden sein. Der Verlust der geeigneten Habitate, ist eine Ursache für den Rückgang der Neunaugen Populationen (HONSIG - ERLenburg et al., 2002; HAUER, 2007).

Das Bachneunauge gilt in Österreich sowie in Kärnten als gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006, HONSIG – ERLenburg & FRIEDL, 1999).



Abb.150: Ukrainisches Bachneunauge. Foto: Georg Santner



## 11.6.7 Beschreibung der vorkommenden Fischarten, welche bei den Befischungen nicht nachgewiesen werden konnten

### Barbe (*Barbus barbus*)

Die Barbe zählt zu den Weitwanderern unter den Fischen, die lange Wanderungen zwischen Laich und Futterplätzen zurücklegen. Die Barbe verbringt, als rheophile Art, ihren gesamten Lebenszyklus im Fluss. Sie benötigt Fließgewässer mit Sand- oder Kiesgrund. Als lithophile Art laicht die Barbe an flachen, überströmten Kiesbänken, zwischen Steinen in den Monaten Mai - Juli. Die Jungfische finden sich in flachen Stillwasserbereichen und in langsam fließenden Seitenarmen und -rinnen. Als Winter-einstandsplatz benötigt diese Art tiefere Bereiche, die sich im Bereich von Bühnenfeldern oder in größeren Außenbögen (Prallufer) finden. Diese Art wird auf der Roten Liste der Rundmäuler und Fische Kärntens als gefährdet angegeben (HONSIG - ERLenburg & FRIEDL 1999). Auf der Roten Liste Österreich gilt sie als nahezu gefährdet (WOLFRAM & MIKSCHI, 2006).



Abb. 151: Barbe. Foto: Julia Lorber

### **Wels (*Silurus glanis*)**

Der Wels ist ein Raubfisch mit gänzlich schuppenlosem, gestrecktem, seitlich abgeflachtem Körper. Er bewohnt als Einzelgänger Seen und große, tiefe Flüsse mit weichem Untergrund. Tagsüber versteckt er sich in einem Schlupfwinkel, nachts wird er aktiv und geht auf Beutefang.

Die Laichzeit liegt in der Zeit von Juni bis August, wobei die Eier an seichten Uferstellen mit dichtem Pflanzenbewuchs abgelegt werden. Die jungen Welse wachsen sehr rasch heran und können ein Alter bis zu 80 Jahren erreichen.

Der Wels jagt nicht nur Fische aller Art, sondern auch Amphibien, Vögel und sogar kleinere Säugetiere.

In Kärnten kommt er vor allem in tieferen Seen vor, ist aber auch in der Drauf unterhalb von Villach zu finden (HONSIG–ERLENBURG & SCHULZ, 1989).



Abb. 152: Wels. Foto: Julia Lorber

## 11.6.8 Längenfrequenzdiagramm der Leit- und typischen Begleitarten im Stauraum Annabrücke (Herbst 2008 und Sommer 2009)

Die Längenfrequenzdiagramme der ursprünglichen Leitarten (Aitel, Nase) und typischen Begleitarten (Hecht, Flussbarsch, Aalrutte, Brachse, Rotauge, Äsche) zeigen an beiden Befischungsterminen ein ähnliches Bild, wobei der Anteil juveniler Individuen bei der Sommerbefischung höher war als zum Herbsttermin.

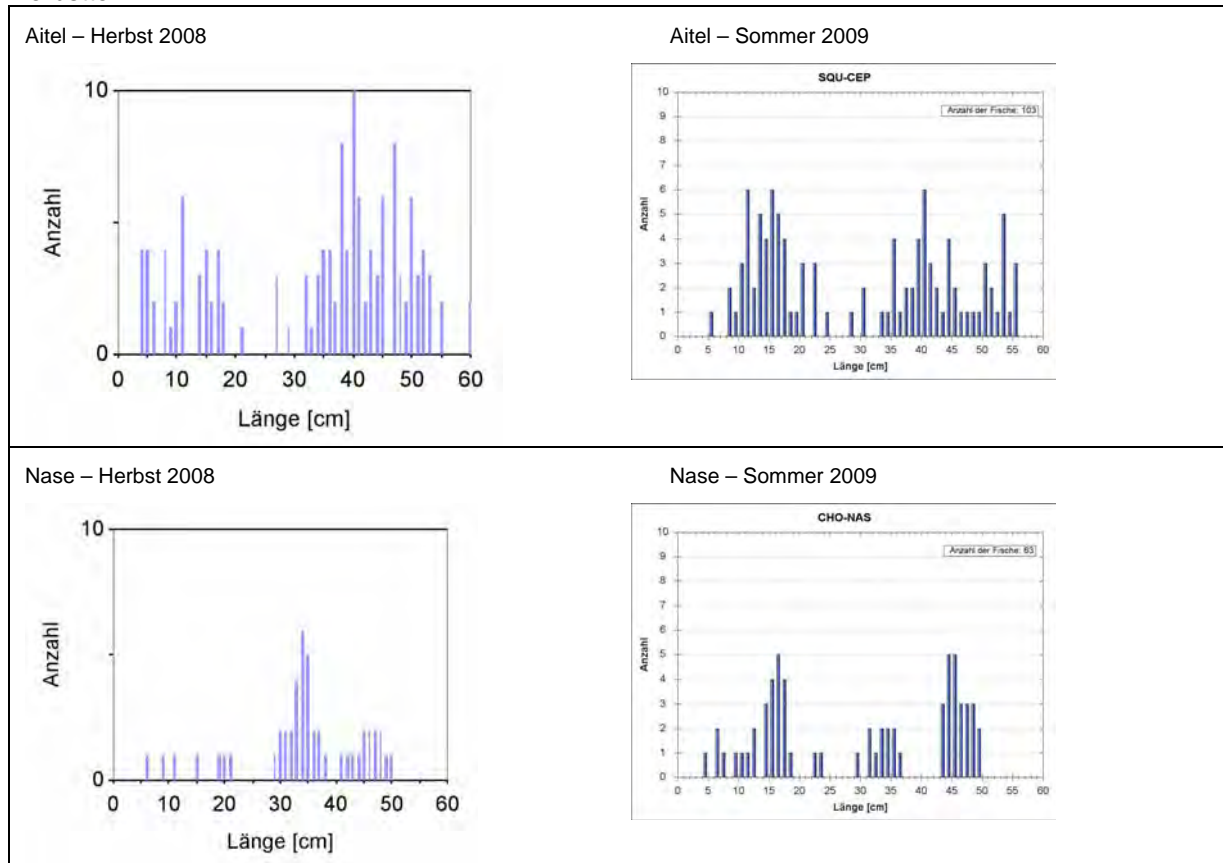
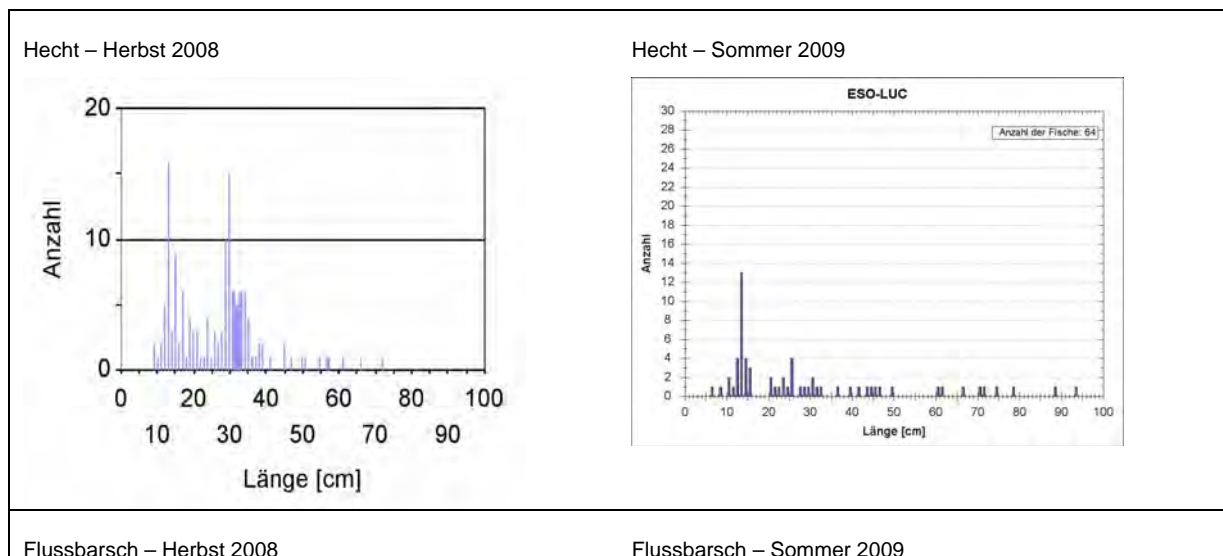


Abb. 153: Längenverteilung der Leitarten Aitel (oben) und Nase (unten) Herbstbefischung 2008 (linke Spalte) und Sommer 2009 (rechte Spalte)





STAUHAUM ANNABRÜCKE

<p>Aalrutte – Herbst 2008</p>	<p>Aalrutte – Sommer 2009</p>
<p>Brachse – Herbst 2008</p>	<p>Brachse – Sommer 2009</p>
<p>Rotauge – Herbst 2008</p>	<p>Rotauge – Sommer 2009</p>
<p>Äsche – Herbst 2008</p>	<p>Äsche – Sommer 2009</p>

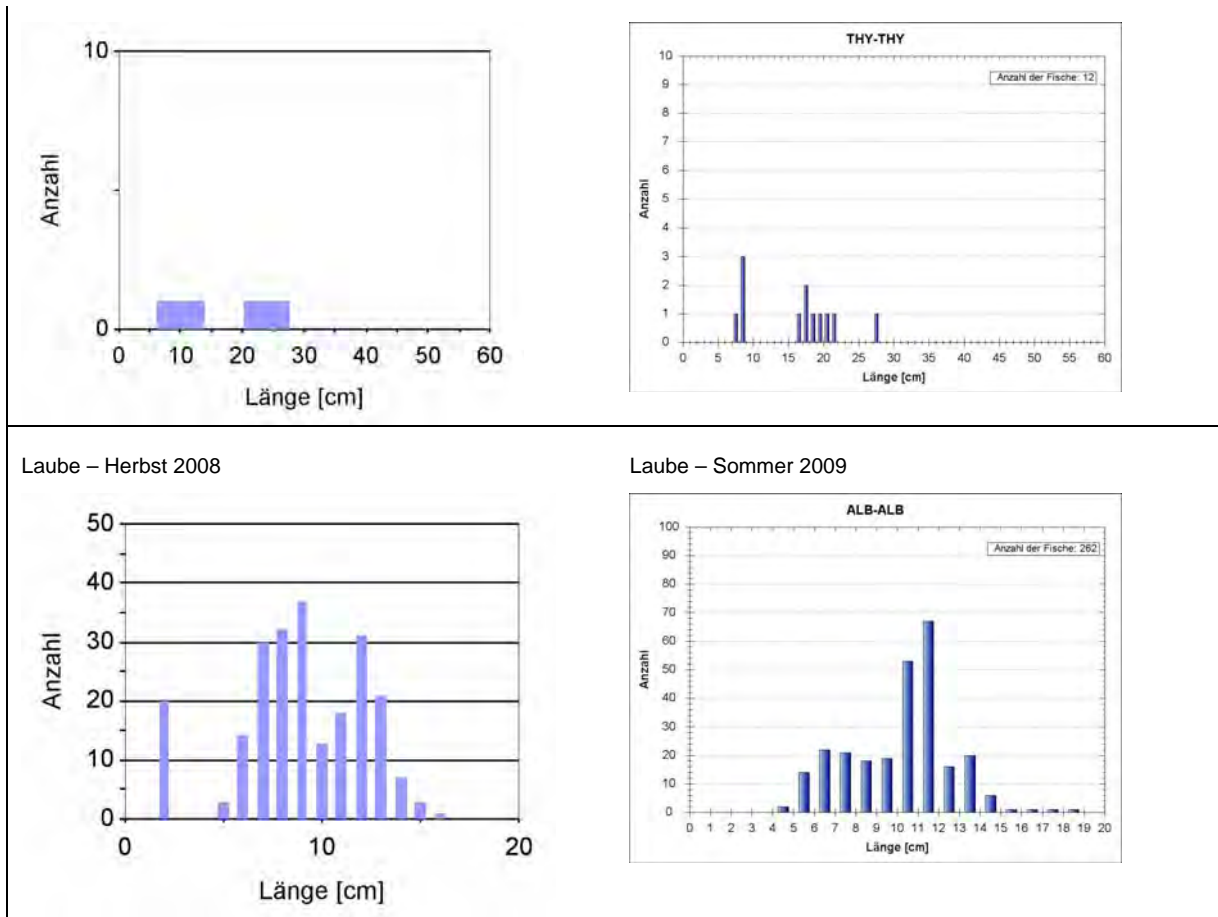


Abb. 154: Längenverteilung der typischen Begleitarten. Von oben nach unten: Hecht, Flussbarsch, Aalrutte, Brachse, Rotauge, Äsche, Laube. Jeweils Herbstbefischung 2008 (linke Spalte) und Sommerbefischung 2009 (rechte Spalte).

Insgesamt ist festzustellen, dass der Populationsaufbau von Aitel und Nase in Summe mit „2“ zu bewerten ist. Die Begleitarten Laube, Hecht, Flussbarsch und Rotauge erhalten die Bewertung „1“, die Aalrutte „2“, Brachse „3“ und die Äsche die Bewertung „4“ (Abb. 155).

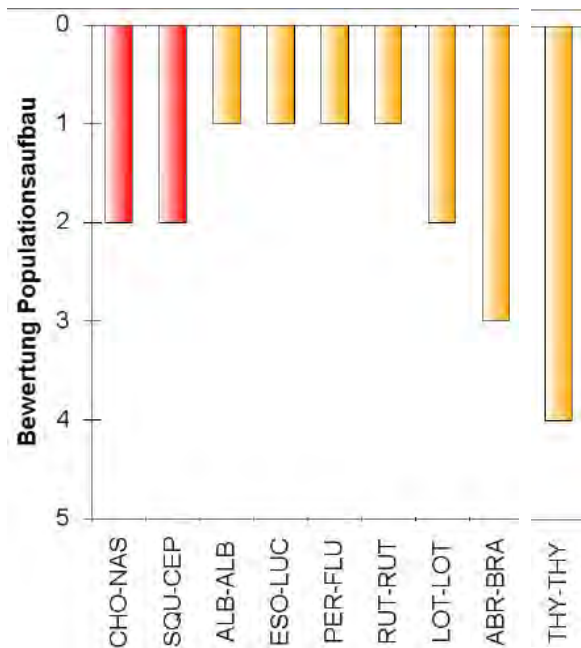


Abb. 155. Altersstrukturbewertung der häufigeren Fischarten. (rot: Leitarten, orange: Begleitarten)

## STAURAU ANNABRÜCKE

Beim Vergleich der Längen-Gewichtsbeziehung einzelner Fischarten - aktueller Stand zu 1986 - kann festgestellt werden, dass sich de facto kaum interpretierbare Änderungen in den Wachstums-Gewichtskurven ergeben. Einzig bei Flussbarsch und Schleie kann angenommen werden, dass sie aktuell etwas besser wüchsig ist als 1986 (Abb. 156). Bei den weiteren dargestellten Fischarten sind die Unterschiede zu gering, um eine seriöse Aussage zu tätigen, da die Differenzen auch auf Messungenauigkeiten des damaligen equipement rückführbar sein könnten.

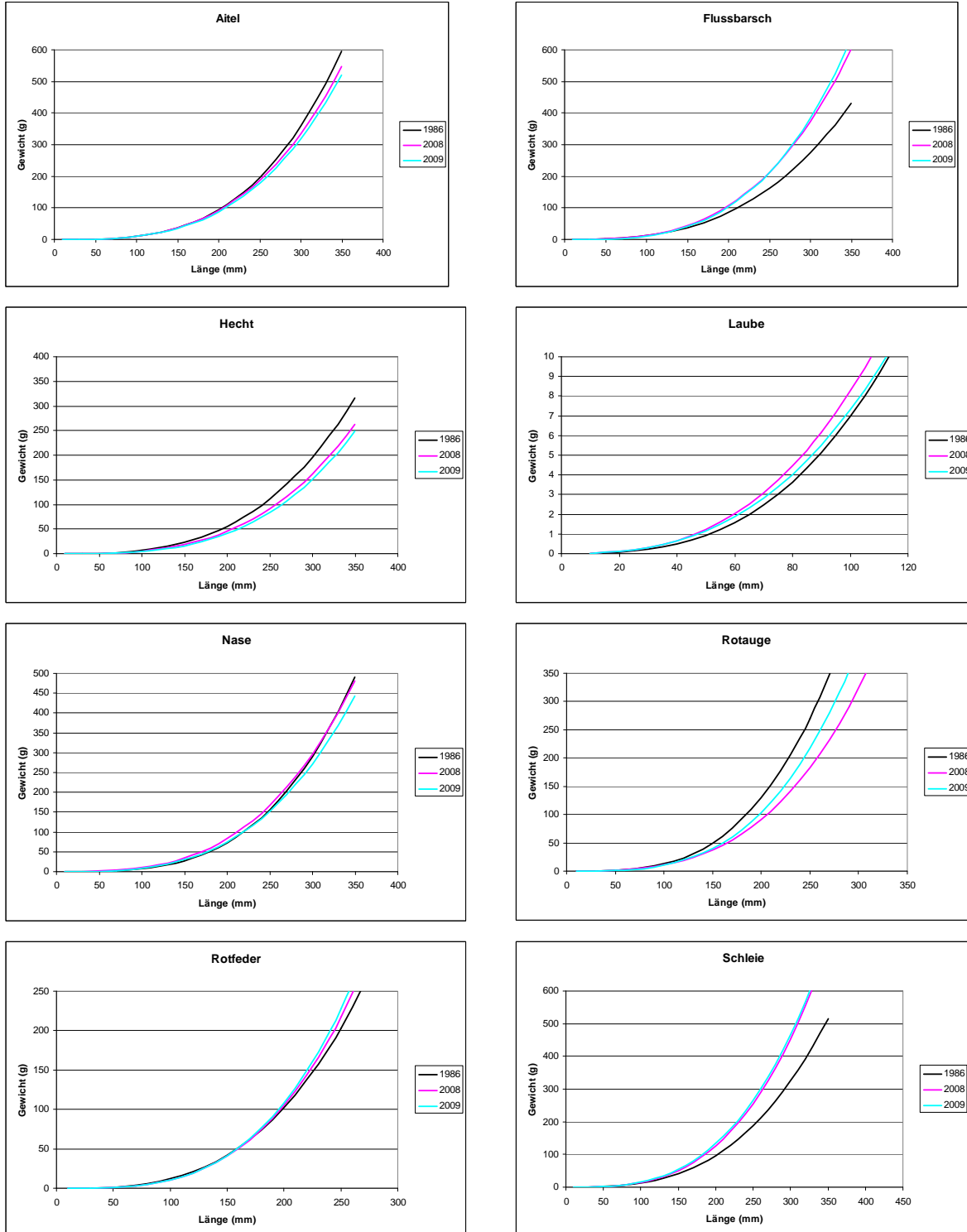


Abb. 156: Längen-Gewichtsbeziehung 1986-aktuell einzelner Fischarten

## 11.7 Diskussion

Stauhaltungen sind von Menschen geschaffene Gewässersysteme, welche man weder als Fluss noch als See bezeichnen kann. Eine Möglichkeit zur Klassifizierung einzelner Fischarten ist deren Zuordnung zu strömungsbezogenen Gilden, wobei strömungsliebende (rheophile), stillwasserliebende (stagnophile) und indifferente (eurytope) Arten voneinander unterschieden werden. Abb. 157 zeigt den Anteil der einzelnen Strömungsgilden in den Abschnitten Stauwurzel, Guntschacher Au, Flussmitte und Rückstaubereich im Stau Annabrücke. Erkennbar ist eine weitgehende Dominanz der eurytopen Arten im Bereich der Stauwurzel, Guntschacher Au und in der Flussmitte – einzig im Rückstaubereich ist der Anteil der rheophil-B Arten dominant – wobei dieses Ergebnis auf den hohen Anteil an Kaulbarschen in diesen Bereich zurückzuführen ist. Aufgrund der veränderten hydrologischen Bedingungen in Zuge der Stauraumerrichtung 1981 kam es zu einem starken Rückgang bzw. vollständigen Verschwinden rheophiler Arten.

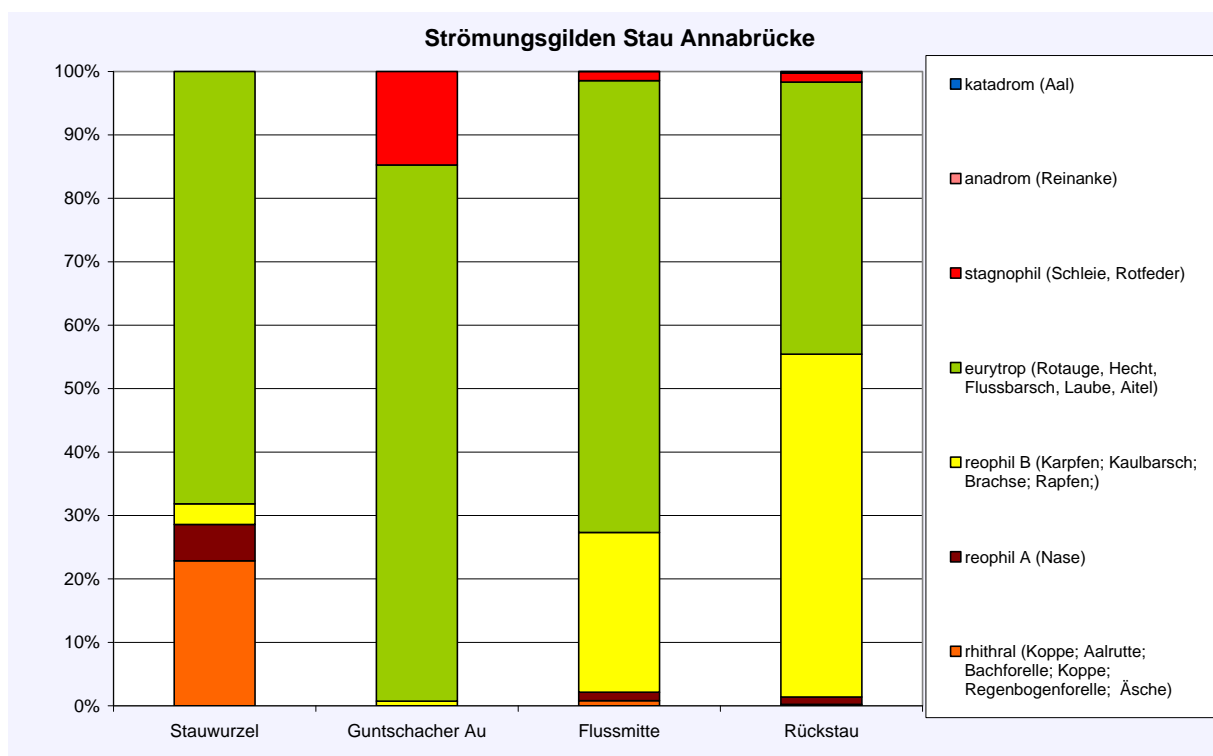


Abb. 157: Anteil der einzelnen Strömungsgilden im Stau Annabrücke in Prozent

Generell wurde durch den Bau der Stauhaltung die ursprüngliche Flussregion der Drau verändert, was naturgemäß zu einer Artenverschiebung führt. Nach dem Leitbild (Tab. 60) waren ursprünglich 4 Leitarten vorhanden. Es handelt sich um Aitel, Huchen, Barbe und Nase. Von diesen ist der Huchen – auch aufgrund seiner spezifischen Habitatsansprüche als eigenständig reproduzierende Art – verschwunden, die Barbe konnte bei den Befischungen nicht nachgewiesen werden. Nach Meldungen der Fischer werden Barben aber sporadisch gefangen. Als bodenorientierter und rheophiler Fisch können adulte Tiere dieser Fischart durchaus im Stauwurzelbereich ihr Auslangen finden und aufgrund ihrer Langlebigkeit auch bis heute noch vorhanden sein. Eine Reproduktion der Barbe wird aber de facto ausgeschlossen. Da Barben eine relativ hohe Lebenserwartung (> 20 Jahre) haben, dürfte der aktuelle Bestand auf den Zeitraum vor Errichtung der Stauhaltung zurückzuführen sein. Für die Population der Nase kann aufgrund der Längenverteilung auf einen Reproduktionserfolg geschlossen werden, ihre Abundanzen sind aber für eine Leitart zu gering, als Begleitart kann sie jedenfalls genannt werden. Die Leitarten Nase, Barbe und Huchen sind rheophile Arten, deren Lebensraum durch die Errichtung der Stauhaltung auf einen relativ kleinen Bereich (Stauwurzel) beschränkt wurde. Dementsprechend verringert hat sich auch der Anteil der notwendigen Laich-, Jungfisch- und Nahrungshabitate. Als letzte ursprüngliche Leitfischart ist der Aitel, welcher ein echter euryöker Generalist ist, auch

eine der häufigeren Fischarten geblieben. Weder die Barbe noch die Nase weisen eine Populationsgröße auf, welche langfristig ein Überleben dieser Arten ohne Verbesserungen der Gewässermorphologie wahrscheinlich macht. Die von FRANKLIN (1980) beschriebene Mindestpopulation von 50 (kurzfristiges Überleben einer Population) bzw. 500 (langfristiges Überleben) Individuen wird bei der Barbe sicher nicht erreicht, bei der Nase langfristig wahrscheinlich ebenfalls nicht. Neuere Erkenntnisse besagen (LANDE, 1995), dass eine langfristiges Überleben von Populationen erst ab einer Mindestpopulationsgröße von 5000 Individuen möglich ist. Von den Begleitarten des Leitbildes (Aalrutte, Äsche, Brachse, Flussbarsch, Hasel, Hecht, Laube, Neunauge, Rotauge, Schneider, Strömer und Wels) sind Strömer und Schneider nicht mehr nachweisbar. Dagegen sind Rotauge und Hecht häufig und nunmehr dominierende Fischarten im Stauraum. Stärker etabliert haben sich Rotfeder, Flussbarsch und Schleie, die ursprünglich seltene Begleitarten waren und nunmehr starke Bestände im Stauraum Annabrücke bilden.

Im Längsverlauf eines anthropogen unbeeinflussten Flusses nimmt sowohl die Heterogenität als auch die Artenvielfalt eines Gewässers stark zu. Für die Drau im Bereich Annabrücke sind 36 autochthon vorkommende Arten vermerkt – mit jeweils spezifischen Lebensraumansprüchen in den einzelnen Alterstadien. Beispielhaft werden die Lebensraumansprüche des Strömers als eine laut Leitbild typische Begleitart genauer beschrieben. Als typische Fließgewässerart ist der Strömer meist in den Mittelläufen größerer Flüsse (Hyporhithral bis Epipotamal) zu finden. Er lebt gesellig und hält sich bevorzugt am Rande tieferer Stellen auf (PEDROLI ET AL., 1991), wo die Fließgeschwindigkeit noch relativ hoch ist. Von großer Bedeutung für den Schwarmfisch sind Deckungs- und Versteckmöglichkeiten im Uferbereich (Wurzelwerk, Stämme und Äste) und die damit verbundene Beschattung (SCHWARZ, 1998). Der Strömer stellt durch die unterschiedlichen Habitatsansprüche der einzelnen Altersklassen hohe Ansprüche an seine Umwelt. Strömer besiedeln überwiegend Gewässer mit einem Gefälle von < 10 ‰ (max. 15 ‰), einer hohem Breiten und Tiefenvarianz und einer ausgeprägten Ufervegetation mit überhängender Vegetation, Wurzelbärten und guter Beschattung.

Im Winter halten sich Strömer fast ausschließlich an sehr tiefen Stellen in gut strukturierten Kolken mit geringer Fließgeschwindigkeit und feinpartikulären, sandigen Substrat auf; im Sommer kommen sie auch an schneller fließenden Stellen mit mittlerer Wassertiefe vor, wobei Sand und Kies als Substrat bevorzugt werden. Durch Habitatwechsel gibt es große jahreszeitliche Dichteschwankungen, die großen Strömer wandern im Frühjahr – zu Beginn der Laichzeit – aus den Winterhabitaten ab. Kleinere Individuen werden dabei oft sehr stark verdriftet. Die Strömer erreichen im dritten Lebensjahr bei einer Totallänge von ca. 11 cm ihre Geschlechtsreife. Die Nahrung besteht aus Bodentieren, Anflugnahrung, aber auch Plankton.

Da die Lebensraumansprüche der einzelnen Fischarten speziell im Epipotamal stark differieren, sollte bei Maßnahmen eine möglichst große Heterogenität des Gewässers im Vordergrund stehen, um den Habitatsansprüchen der einzelnen Arten gerecht zu werden, weiters ist die Wiederherstellung der Durchgängigkeit und die Passierbarkeit der Seitenzubringer vorrangiges Ziel. Aus Abb. 104 und Abb. 105 ist ersichtlich, dass sowohl Individuendichten als auch Biomassen in den stark strukturierten Bereichen zum Teil mit Abstand am höchsten sind. In der Guntschacher Au wurden im Herbst 2008 knapp 3800 Fische/ha nachgewiesen, im Sommer 2009 sogar über 8300, wobei hier der Jungfischanteil eine entscheidende Rolle spielt. Dies zeigt sich im Biomassevergleich von ca. 460 kg/ha im Herbst zu ca. 380 kg/ha im Sommer. Die Guntschacher Au ist, wie bereits abgehandelt, ein für Fische reich strukturiertes Gebiet mit einer hohen Habitatsvielfalt und starkem Makrophytenbewuchs. Im sog. technischen Bereich (Marina), der im Vergleich zur Guntscher Au eine äußerst geringe Ausdehnung besitzt, erreichen die Fischdichten im Herbst 2008 nur knapp 160 Ind./m<sup>2</sup>, im Sommer dagegen steigen diesen auf knapp 7400. Die Biomassen in der Marina sind dagegen eher gering und weisen zwischen etwa 45 kg/ha und ca. 145 kg/ha auf. Hier zeigt sich, trotz der vergleichsweise geringen Habitatsvielfalt, die Eignung eines relativ abgeschlossenen Biotops als Jungfischstube. Die weiteren unterschiedlichen Habitate der Stauhaltung zeigen im Vergleich zur Guntschacher Au geringe Individuendichten sowohl im Herbst 2008 als auch im Sommer 2009. Bei den Biomassen kommt nur das Habitat der „Naturufer“ an die Größenordnung des technischen Bereiches heran, dort konnten im Sommer 2009 knapp 110 kg/ha nachgewiesen werden. Es ist hier anzumerken, dass in dem technischen Bereich



ebenfalls keine Ufermauern vorhanden sind und also ein relativ natürlicher Übergang vom Wasser zum Land gegeben ist.

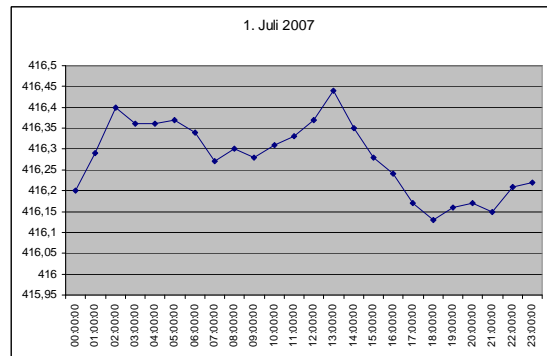
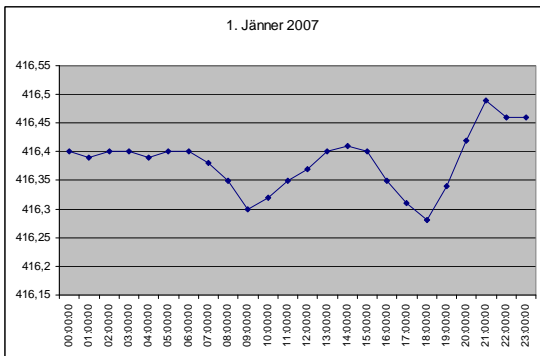
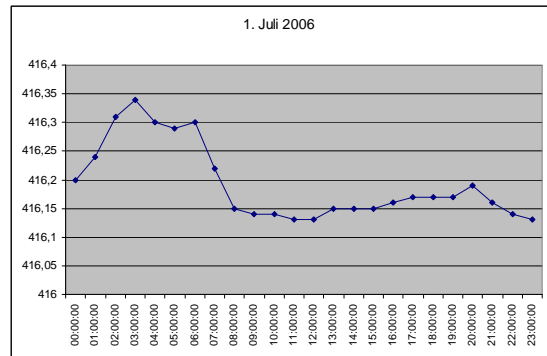
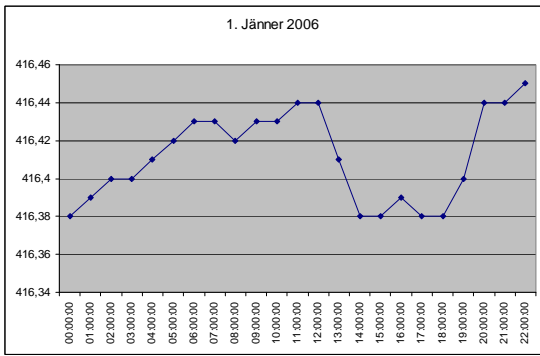
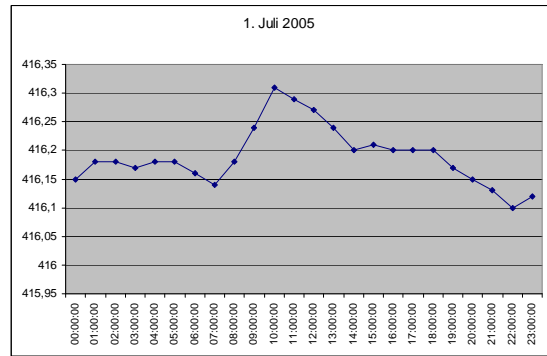
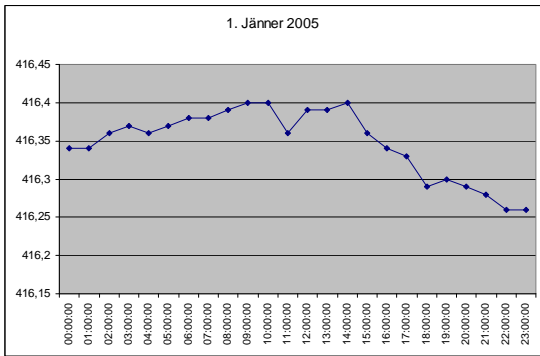
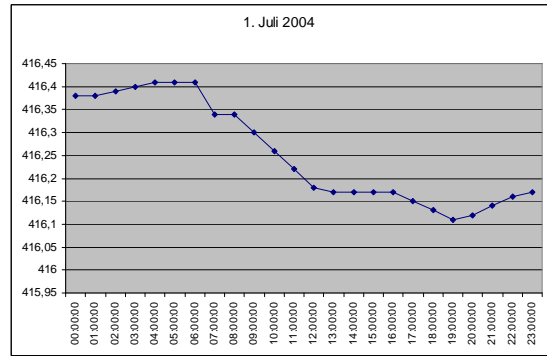
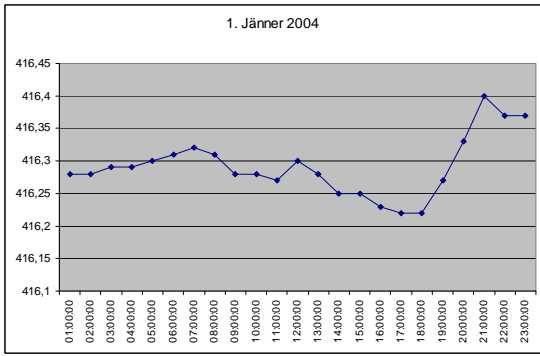
In den Flachwasserzonen sowohl hinter der Guntschacher Au als auch unterhalb des technischen Bereiches, also rechts- und linksseits unterhalb der von Guntschach gelegenen Zonen steigt weder die Fischdichte noch die Biomasse verhältnismäßig zu den sonstigen Uferhabitaten an. Im Sommerdurchgang konnten zwar in fast allen Uferbereichen, also auch im Blockwurf und am Naturufer 0+ Fische kartiert werden, die Überlebensrate derselben scheint aber eher marginal zu sein, was auf mangelnde Versteckmöglichkeiten und Ruhe- bzw. Schutzplätze zurückzuführen sein dürfte. Dazu gehören auch seichte Uferbereiche und/oder vom Hauptstrom abgeschlossene Biotope. Beides trifft auf die Guntschacher Au und den technischen Bereich zu, wobei die Eignung der Guntschacher Au aufgrund ihrer Ausdehnung und Habitatsfülle weitaus optimaler ist. Weiters zeigte sich, dass der ufernahe Schilfbewuchs im Stauwurzelbereich für sich alleine zwar die Biomasse stark erhöhen kann, sich dies aber zumeist auf einzelne große Individuen zurückführen lässt und ein Schilfstreifen im Wasser/Land-Übergangsbereich als einziger Strukturgeber nicht unbedingt ein geeignetes Jungfischhabitat darstellt, hinzu kommt allerdings, dass diese Schilfhabitate im Stauwurzelbereich den periodischen Wasserspiegelschwankungen unterliegen.

Der Bereich der Ufer ist dabei generell von Wasserspiegelschwankungen betroffen. Dies zeigt sich auch in der eher geringen Benthosdichte in den ufernahen Zonen. Die Wasserstandsdaten wurden ab 2004 von der Verbund-Austria Hydro Power AG zur Verfügung gestellt. Es ist daraus ersichtlich, dass die Spiegelschwankungen über die genannten Jahre zum Teil regelmäßig, zum Teil unregelmäßig über 24 h erfolgten. Im Schnitt ist eine Wasserstandsschwankung von ca. 30 cm festzuhalten, das Muster und die Geschwindigkeit der Absenkungen bzw. des Aufstaus sind oftmals unterschiedlich, es existieren aber auch längere Perioden mit gleichem Muster. Beispielgebend sind in Abb. 158 die Pegelschwankungen jeweils am 1. Jänner und 1. Juli der Jahre 2004 bis 2009 dargestellt.

Für weitaus die meisten aquatischen Organismen stellt ein Trockenfallen des Lebensraumes ein schwerwiegendes Problem dar, der mit einer Reduktion der Abundanzen einhergeht. Brütlinge von Cypriniden wurden im Sommer 2009 generell in allen Uferhabitaten im gesamten Stauraum und zum Teil in großen Dichten nachgewiesen. Im Gegensatz zu den unteren drei Vierteln der Stauhaltung wurden im Stauwurzelbereich aber vergleichsweise weniger juvenile Fische bzw. Fischlarven festgestellt, was allerdings auch mit der dort herrschenden hohen Strömungsgeschwindigkeit an den eher monotonen Uferlinien einhergeht. In den dort punktuell existierenden kleinen Aufweitungsflächen mit Schilfbestand sind zwar strömungsberuhigte Zonen vorhanden, diese können bei größerer Absenkung auch Trockenfallen. Nichtsdestotrotz ist aber generell noch einmal festzuhalten, dass die Stauwurzel bis etwa Höhe Fähre Glainach aufgrund ihrer Uferstruktur in Zusammenhang mit der Strömungsgeschwindigkeit als Jungfischhabitat kaum in Frage kommt und die wenigen Zonen mit ruhigem Wasser in Summe keinen großen Anteil entwickeln. Das heißt, die Spiegelschwankungen im Stauwurzelbereich wirken sich auf vergleichsweise weniger Jungfische aus.

Die Guntschacher Au selbst ist durch einen Damm kurzfristig gegen Ausrinnen geschützt, unterhalb der Au können die sich dort befindlichen Flachwasserzonen aber durchaus zur Jungfischfalle werden.

STAURAU ANNABRÜCKE



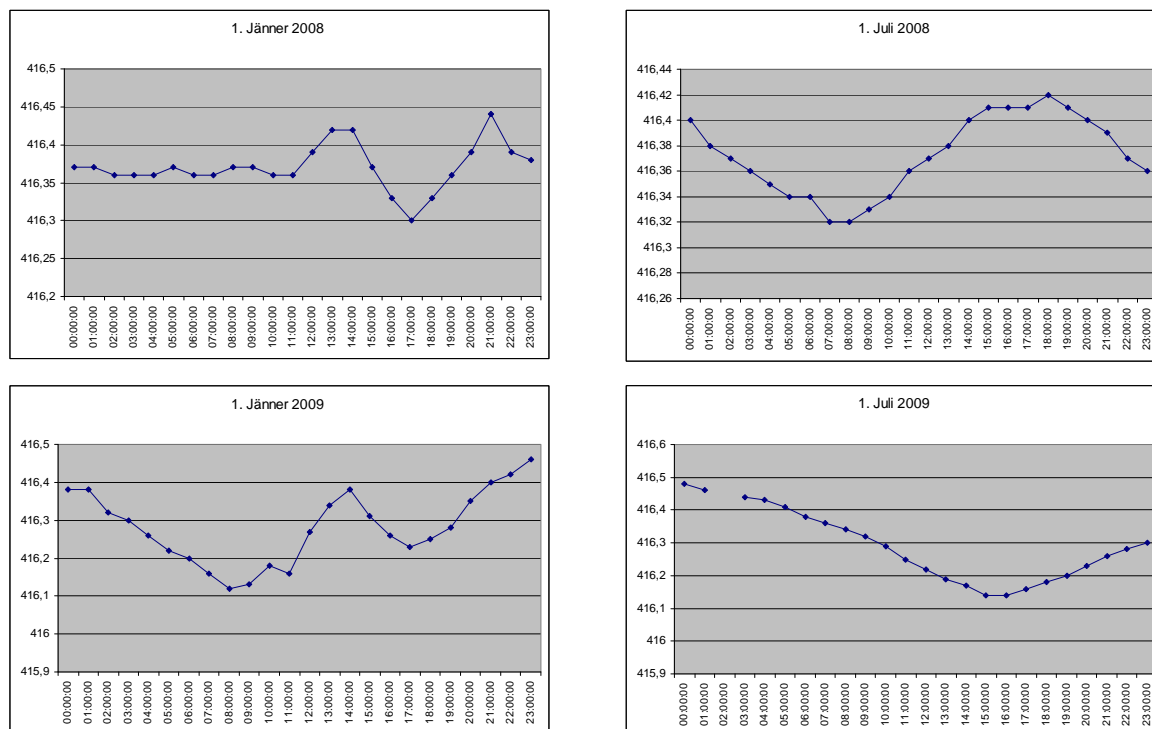


Abb. 158: Wasserspiegelschwankungen an ausgewählten Tagen

Prinzipiell ist hier jedenfalls anzumerken, dass die Stabilität bzw. die sich darin befindliche Zönose eines Ökosystems von der Stabilität der Rahmenbedingungen abhängt. Je größer und komplexer die Anzahl der Stressoren in einem System ist, desto stärker kann ein Einfluss auf die vorhandenen Lebensgemeinschaften sein.

Mit geringfügigen Änderungen der Betriebsweise kann, sofern mit keinen wirtschaftlichen Nachteilen verbunden, versucht werden, die Auswirkungen der Spiegelschwankungen abzuschwächen. Mit langsameren Absenkungen könnte Jungfischen, die sich im unmittelbaren Uferbereich aufhalten, die Gelegenheit gegeben werden, dem Wasserstand zu folgen.

Generell muss aber festgehalten werden, dass bezüglich eines Einflusses der Spiegelschwankungen auf die Fischbiocönose keine definitive Aussage getätigt werden kann. Um diesen Faktor quantifizieren zu können, ist eine eigene Untersuchung notwendig.

Bezüglich einer größeren Absenkung und einer vergleichsweise längeren Dauer einer solchen zB. hinsichtlich der Hochwasservorbeugung ist aber eindeutig ein negativer Einfluss auf den Fischbestand durch Trockenfallen und Ausrinnen gegeben.

Das nicht vorhersehbare, aber selten und zumeist kurzfristige hochwasser- bzw. in Ausnahmefällen betriebsbedingte Absenken über den im Regelbetrieb üblichem Maß hat je nach Dauer in verschiedenen Strukturen unterschiedliche Wirkungen. Durch die Ausgestaltung des Flachwasserbereichs Guntshacher Au dürften diese geringe Auswirkungen haben. Längerfristig sind aber durch Trockenfallen dieser Zonen negative Auswirkungen nicht auszuschließen. Es aber hier festzuhalten, dass die Hochwasservorabsenkungen behördlich auferlegt und aus Hochwasserschutzgründen notwendig sind.

Somit ergibt sich, dass einzig Au-ähnliche bzw. sehr reich strukturierte künstliche Biotop, welche nur gering von Wasserspiegelschwankungen beeinflusst sind und gegen Ausrinnen geschützt sind, erstens sowohl die generelle Fischdichte als auch die Fischbiomasse eklatant erhöhen, zweitens solche Biotop als Jungfischstube unabdinglich sind und bei einem Fehlen derselben es zu einer starken Reduktion des Nachwuchses kommt.

Dies zeigt sich besonders auch im Vergleich zu den Ergebnissen mit weiteren Stauhaltungen an der Drau. In Tab. 72 und Tab. 73 sowie Tab. 74 sind die Fischbiomassen im Stauraum Rosegg

## STAUARAUM ANNABRÜCKE

(KERSCHBAUMER ET. AL, 2000) angegeben. Es zeigen sich hohe Werte in den Flachwasserbereichen, insbesondere bei Vorhandensein von sog. Zusatzstrukturen (Wurzelstöcke etc.).

Tab. 72: Fischbiomassen im Stauraum Rosegg 1997

Strukturtyp	1997 Biomasse pro Strukturlänge [kg/ha]	
	ohne Zusatzstruktur	mit Zusatzstruktur
	8,2	91,9
div. Blockwurf	54,1	249,9
Schlammbank	136	64,6
Naturufer		178,3
Verlandungszonen		101,1
Rinner		190,5
Flachwasserbiotop St. Niklas (Breite 40m)		131,8
Flachwasserbiotop Förderlach (Breite 75 m)		2069
Baggerhafen		1862
Winterhafen		5
Marina St. Niklas		5,9
Kläranlagenablauf		0,5
		64,5

Tab. 73: Fischbiomassen im Stauraum Rosegg 1998

Strukturtyp	1998 Biomasse pro Strukturlänge [kg/ha]	
	ohne Zusatzstruktur	mit Zusatzstruktur
		162,7
div. Blockwurf	53,9	
Schlammbank		70,3
Verlandungszonen		172,3
Rinner		30,4
Flachwasserbiotop St. Niklas		5653,5
Flachwasserbiotop Förderlach		5088,2
Kläranlagenablauf		74,7

Tab. 74: Fischbiomassen im Stauraum Rosegg 1999

Strukturtyp	1999 Biomasse pro Strukturlänge [kg/ha]	
	ohne Zusatzstruktur	mit Zusatzstruktur
		106,9
div. Blockwurf	64,1	
Schlammbank		10,1
Verlandungszonen		193,6
Rinner		30,2
Flachwasserbiotop St. Niklas		2069
Kläranlagenablauf		64,5

KERSCHBAUMER ET. AL (2000) erhalten gesamt für die Biomasse im Uferbereich (inkl. Flachwasserbereiche) 234 kg/ha im Jahr 1997, 729 kg/ha 1998 und 42 kg/ha im letzten Untersuchungsjahr 1999. Ohne die Flachwasserbiotope werden Werte von 63, 42 bzw. 31 kg/ha berechnet. Diese Werte liegen de facto im Streubereich der Uferhabitate des Stauraumes Annabrücke.

Im Stauraum Völkermarkt (Tab. 75) (PROCHINIG ET AL., 2001) ergaben sich Biomassen von 7 bis ca. 150 kg/ha für den Blockwurf, Schlammbanken am Ufer erreichten allerdings Biomassen bis 350 kg/ha. Die Biotope Neudenstein und Gurkrückstau ergaben allerdings Werte von bis zu 435 kg/ha, was mit der Guntschacher Au vergleichbar ist.

Tab. 75: Fischbiomassen im Stauraum Völkermarkt (PROCHINIG ET.AL, 2001)

Strukturtyp	Biomasse kg/ha	
	Sommer	Herbst
div. Blockwurf	49,7	153,5
	131,5	32,1
	53,3	112,1
	6,9	
Schlammbank	96,3	353,2
Naturufer	67,2	31,2
Verlandungszone	78,9	1,6
X Insel	8,7	
X Marinas	27,4	
X Flachwasserb.	146,4	15,2
X Mündungsbereiche	217,3	78,5
X harte Verbauung	4	1,465

	1992	1993	1994	1995	1999	2000
Flachwasserbiotop Neudenstein - Fischbiotop ohne Wels und Karpfen	58	39	205	174	100	
Flachwasserbiotop Neudenstein (außerhalb) ohne Karpfen				327	435	
Gurk Rückstau						185,7

Ein direkter Vergleich der im Stauraum Annabrücke (53,8 bzw. 32,8 kg/ha für den gesamten Stau) erhobenen Biomassen ist in Tab. 76 wiedergegeben. Es zeigt sich, dass die angegebenen Daten insbesondere in Zusammenhang mit den Strukturen sehr unterschiedliche Biomassen aufweisen und die Angaben sich in den betreffenden Arbeiten zumeist nur auf Einzelhabitats beziehen. Im Stau Rosegg wurde eine Biomasse von 83 kg/ha für den gesamten Stau erhoben. Für den Stau Feistritz (KERSCHBAUMER ET AL., 2000) und die Wernberger Schleife sind keine Daten zur Gesamtbiomasse angegeben. Dasselbe gilt für die Staue Paternion, Kellerberg (GROß, 1998) und Lavamünd (MAIER, 1997). Im Stauraum Völkermarkt sind 26 kg/ha als Gesamtmittel berechnet worden, für den Stau Dravograd (HONSIG-ERLENBURG & LORBER, 2008) ergab sich ein Mittel von knapp 40 kg/ha.

Wenn man allerdings die Uferbereiche miteinander vergleicht, so bemerkt man, dass die Werte des Stauraumes Annabrücke mit den Biotopen (inkl. Guntschacher Au) gegenüber denen des Stau Rosegg darunter liegen, ohne Biotope dagegen leicht darüber (Tab. 76 und Abb. 105). Bei Betrachtung des sog. gesamten Ufers in den Vergleichsarbeiten liegen die Werte der Staue Kellerberg und Paternion unterhalb derjenigen des Stauraumes Annabrücke, während die Staue Feistritz, Lavamünd und die Wernberger Schleife etwa in derselben Größenordnung liegen wie im Stau Annabrücke.

Am ähnlichsten hinsichtlich der Größe der Biomasse präsentiert sich der Stau Dravograd.



## STAURAUM ANNABRÜCKE

Tab. 76: Vergleich der Fischbiomassen in weiteren Stauräumen der Drau

<b>Rosegg</b>	
gesamter Stau	83
Mitte	10
Oberwasserkanal:	
Ufer gesamt	31 bis 69
Mitte	4
Rosegger Schleife:	734 bis 970
Ufer mit Biotopen	91 bis 729
Ufer ohne Biotope	31 bis 63
<b>Feistritz</b>	
Ufer mit Biotopen	98
Mitte	4
<b>Wernberger Schleife</b>	
gesamtes Ufer	77
<b>Völkermarkt</b>	
Atoll	39 bis 205
	ohne Karpfen, Wels
außerhalb des Atolls	327 bis 435
	ohne Karpfen
Gurkrückstau Ufer	185,7
Mitte	18 - 29
Abschnitt 1 Ufer	92 bis 134
Abschnitt 2 Ufer	8,3 bis 66,4
Abschnitt 3 Ufer	31 bis 97
gesamter Stau	26 (21 bis 32)
<b>Dravograd</b>	
Abschnitt 1	31,5
Abschnitt 2	37,1
Abschnitt 3	54
Abschnitt 4	32,7
gesamter Stau	38,8
<b>Stau Lavamünd</b>	
Stauraum	143,6
Stauwurzel	990,5
<b>Stau Paternion</b>	
Ufer	10,56
Mitte	0,33
<b>Stau Kellerberg</b>	
Mitte	0,19
Ufer	9,62

### 11.7.1 Auswirkung fischfressender Vögel auf den Fischbestand im Stauraum Annabrücke

Am Stau Annabrücke sind 5 Vogelarten anzutreffen, deren Nahrung ausschließlich (Kormoran, Gänsesäger, Eisvogel) bzw. zu einem großen Anteil (Graureiher, Haubentaucher) aus Fischen besteht. Mit dem verstärkten Auftreten des Kormorans Mitte der Neunziger Jahre wurde der Graureiher als fischbestandsschädigender Organismus Nummer 1 durch den Kormoran abgelöst. Auch der Eisvogel, Gänsesäger und Haubentaucher sind durch das Auftreten des Kormorans zu einem zwar nicht gern gesehenen, aber akzeptierten Bestandteil der Fauna geworden (Abb. 159).

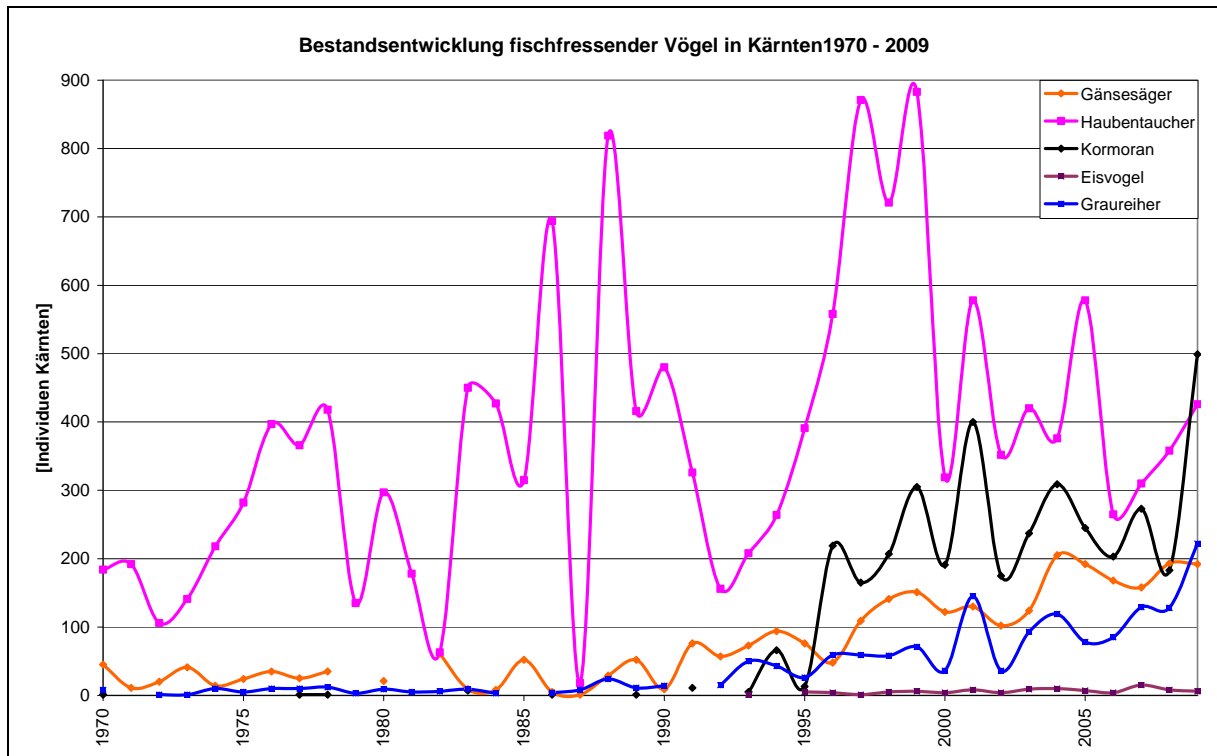


Abb. 159: Bestandsentwicklung fischfressender Vögel in Kärnten.

Nach den Beobachtungen von BIRD-LIFE AUSTRIA wäre eine Bestand der fischfressenden Vögel lt. Tab. 77 anzugeben.

Tab. 77: Bestand fischfressender Wasservögel 2008 und 2009 (BIRD LIFE AUSTRIA) im Stauraum Annabrücke

Bestand - Annabrücke	2008	2009
Gänsesäger *	6	20
Haubentaucher	0	0
Kormoran *	19	30
Eisvogel	0	0
Graureiher	60	121
*	Wintergäste	

**Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*)**

Kormorane (Abb. 160) sind etwa so groß wie Gänse, bei einer Körperlänge von 77 bis 94 cm und eine Spannweite von 121 bis 149 cm. Männchen sind etwas größer und schwerer als Weibchen bei Gewichteten Männchen schwanken zwischen 1673 und 3180 g.



Abb. 160: Kormoran. Foto: © Jakob Zmölning

Der Kormoran war bis Anfang des 20. Jahrhunderts ein fester Bestandteil der österreichischen Avifauna, bis in die 70er Jahre des 20. Jhdts kam es aufgrund mehrerer Faktoren (Landwirtschaft, Lebensraumzerstörung, Bejagung) zu einem weitgehenden Verschwinden des Kormorans. Durch gezielte Schutzmassnahmen in den Brutgebieten erholten sich die Bestände und die Population stieg auf ca. 4.000 Individuen in Österreich an. In Kärnten kann für die letzten 10 Jahre ein Bestand von 275 Individuen (170 – 499 Stück) angenommen werden. Kormorane ziehen im Herbst in ihre Winterquartiere und verlassen diese beginnend mit Jänner bis Ende April wieder. Der Zeitraum, in denen sich Kormorane, mit Ausnahme einiger Ganzjahresindividuen, in Kärnten aufhalten beträgt ca. 5 Monate.

Große Kolonien befinden sich im Stauraum Ferlach, Annbrücke und Völkermarkt (138 Individuen - +-68). Kormorane haben einen Aktionsradius zwischen 40 und 70 km am Tag (Abb. 161). Je nach Nahrungsangebot und Witterung werden Gewässer in diesem Umkreis angeflogen. Der Kormoran ist aufgrund seines Jagdverhaltens limitiert auf große freie Wasserflächen (An und Abflug muss gewährleistet sein) und einer Mindestdiefe des Gewässers von 0,5 m. Als täglicher Nahrungsbedarf kann ein Wert zwischen 400 und 500 g angenommen werden. Im Rahmen einer Diplomarbeit (PERGER 1998) wurde eine umfassende Untersuchung der Speiballen in der Kolonie Tschachoritsch (Stau Ferlach) im Winter 1997/98 durchgeführt. Bei dieser Methode werden die Speiballen eingesammelt und die unverdaulichen Nahrungsreste analysiert. Schuppen, Schlundbögen, Otholiten und Wirbelkörper können einzelnen Fischarten bzw. Familien zugeordnet werden. Bei dieser Untersuchung waren Cyprinidae mit 75 % am häufigsten vertreten, gefolgt von Percidae (10 %). Salmonidae und Esocidae hatten zusammen einen Anteil von 15 %. Der Hauptanteil der Nahrung setzte sich damit großteils aus Draufischen zusammen, ein Umstand, der auch auf den warmen Winter ohne Eisbedeckung der Stau zurückzuführen war. 1996/97 waren die Kormorane aufgrund des kalten Winters gezwungen, an die nicht eisbedeckten Fließgewässer auszuweichen, dies führte zu deutlich abweichenden Ergebnissen

der Speiballenanalyse. In der Abb. 162 ist ersichtlich, dass der Kormoran bei 3 % des Gesamtbestandes (ca. 12 % des Ertrages) der in Kärnten liegenden relevanten Gewässer entnimmt, nicht beachtet ist der Anteil an slowenischen Gewässern, welche auch aufgesucht werden. Da der Kormoran aufgrund seiner Jagdweise bezüglich der Gewässertiefe einerseits und einer freien Anflug bzw. Abflugmöglichkeit andererseits limitiert ist, sind Flachwasserbereiche kein bevorzugtes Jagdgebiet – die Fische dadurch in relativer Sicherheit. Die Flachwasserbereiche frieren auch als erstes zu, wodurch diese Bereiche nur für einen relativ kurzen Zeitraum als Jagdgebiet für den Kormoran zur Verfügung steht.

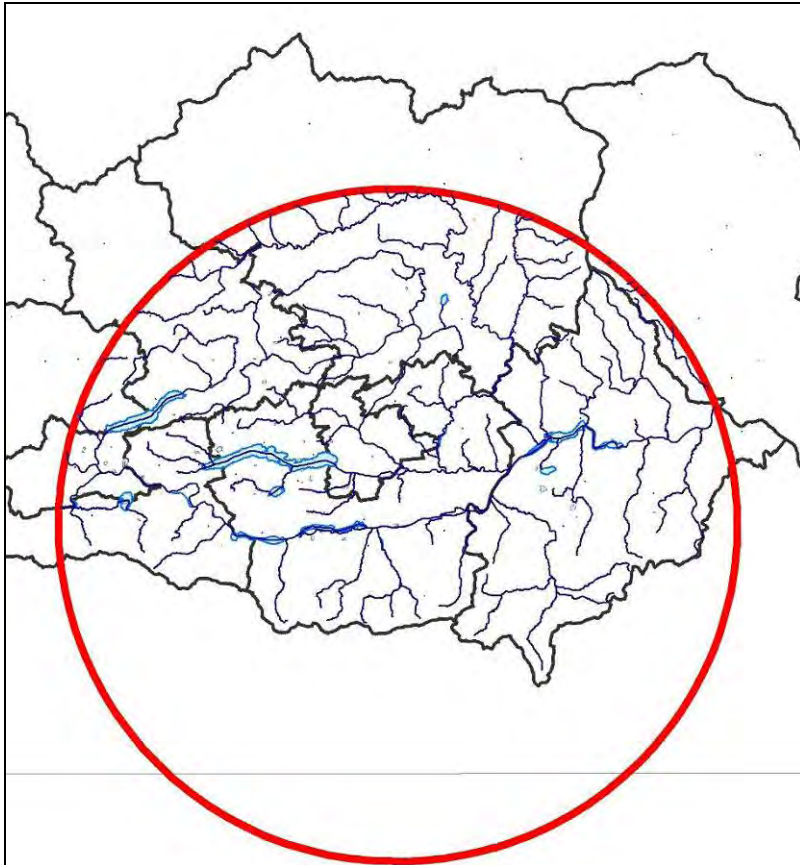


Abb. 161: Aktionsradius Kormorane im Bereich der Annabrücke

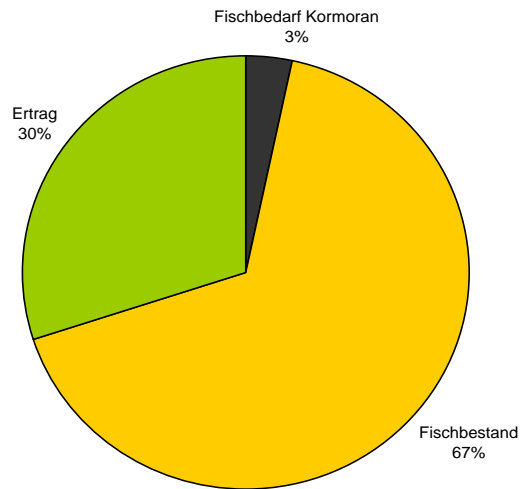
**Fischbestand der Gewässer im 40 km Jagdradius des Kormoran**

Abb. 162: Anteil des Kormorans am Gesamtfischbestand in für den Kormoran relevanten Gewässern

**Haubentaucher (*Podiceps cristatus*)**

Der Haubentaucher wird etwa 50 cm groß und ca. 1,4 kg (Männchen) bzw. 0,9 – 1,2 kg (Weibchen) schwer und kann ein max. Alter von 15 Jahren erreichen. Die Brutdauer erstreckt sich von März (Nestbau) bis Ende Mai Anfang Juni (Schlupf der Jungen), meist besteht eine Gelege aus 4 Eiern (2 bis 6). Die Hauptbeute des Haubentauchers besteht aus Fischen, wobei überwiegend Oberflächenfische (Cypriniden) und Flussbarsche mit einer Länge von 10 bis 15 cm (max. 25 bis 27 cm) gefangen werden. Neben Fischen werden auch zu einem geringeren Anteil Krebse, Frösche, Kaulquappen, Insekten gefressen.

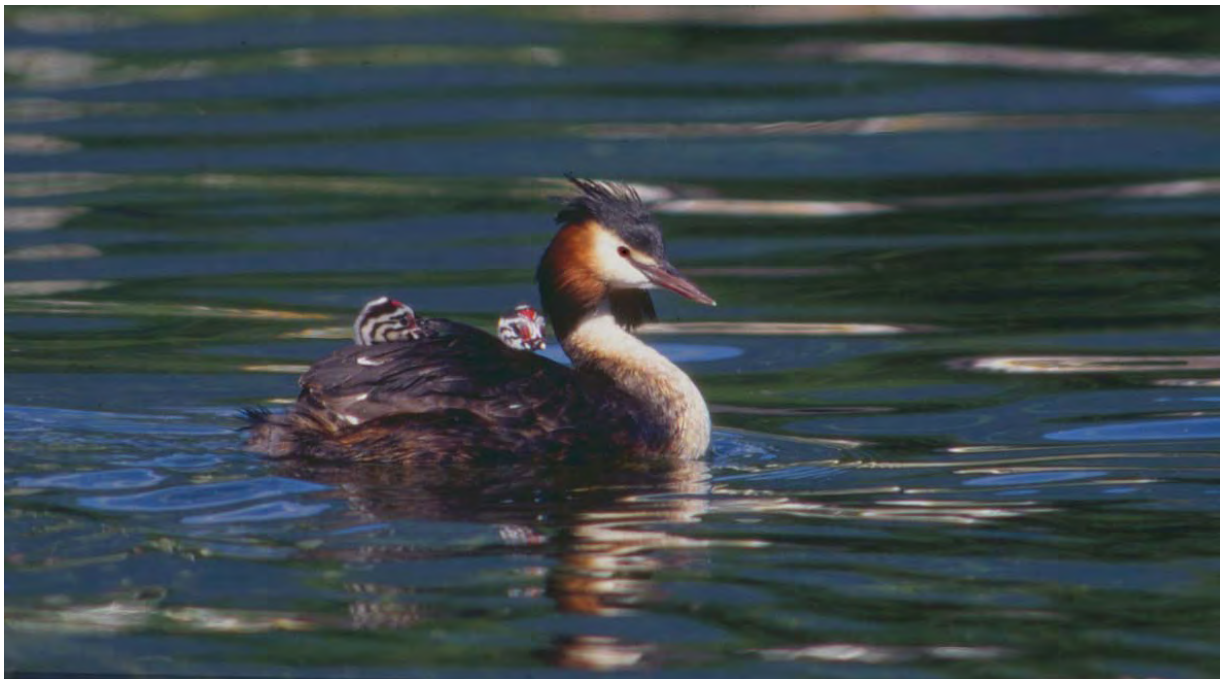


Abb. 163. Haubentaucher. Foto: © Jakob Zmölnig



Der Gesamtbestand der in Kärnten befindlichen Haubentaucher beläuft sich auf ca. 410 Individuen welche alle stehenden bzw. langsam fließenden Gewässer bis zu einer Seehöhe von ca. 800 m besiedeln. Die Anzahl der Haubentaucher im Stau Annabrücke ist relativ gering – bei den Wasservogelzählungen 2008 und 2009 konnte diese Art für den Stauraum Annabrücke nicht mehr nachgewiesen werden - wodurch die fischschädigende Wirkung dieser Spezies vernachlässigbar erscheint.

### **Eisvogel (*Alcedo atthis*)**

Der kobaltblaue Vogel mit oranger Brustbefiederung ist ein auffallender Vertreter der heimischen Vogelfauna, er erreicht ein Gewicht von ca. 55g (35 – 45 g) und eine Größe von ca. 17 cm. Die Brutdauer erstreckt sich von Anfang März und kann bis Oktober andauern, wobei bis zu vier Bruten pro Jahr möglich sind. Durch die hohe Sterblichkeit der Jungvögel überleben trotz der hohen Reproduktionsrate nur etwa 6- 8 Jungvögel pro Eisvogelpaar. Die hohe Reproduktionsrate ist überlebenswichtig für diese Art, da bei einem strengen Winter bis zu 95 % des Bestandes ausgelöscht werden kann. Eisvögel können ein Alter von 2 bis 4 Jahren erreichen. Die tägliche Nahrungsmenge eines Eisvogels beträgt ca. 20 bis 30 g, das entspricht in etwa 17 bis 20 kleinen Fischen. Im Winter kann die Zahl bis auf 50 Fische ansteigen. Überreste der aufgenommenen Nahrung werden als Speiballen ausgewürgt. Dieser hohe Fischbedarf wird durch die sehr geringe Anzahl an Individuen in Kärnten relativiert, bei der aktuellen Wasservogelzählung 2009 konnten in Kärnten lediglich 6 Individuen gezählt werden.



Abb. 164: Eisvogel. Foto: © Jakob Zmöllnig

### **Graureiher (*Ardea cinerea*)**

Der Graureiher wird ca. 1 m groß bei einem Gewicht zwischen 1 und 2 kg. Er erreicht eine Spannweite von ca. 1,7 m, charakteristisch ist der beim Flug S - förmig gekrümmte Hals.



Abb. 165: Graureiher. Foto: © Jakob Zmöllnig

Der Graureiher hält eine Brut im Jahr ab wobei zwischen 5 bis 7 Eier gelegt werden, die Sterblichkeit bei den Jungvögeln ist mit ca. 70 % relativ hoch. Graureiher können ein Alter von 24 Jahren erreichen. Das Nahrungsspektrum des Graureihers ist groß und umfasst neben Fischen zu einem hohen Prozentsatz Frösche, Molchen, Schlangen, Mäuse und Wasserinsekten und verzehrt gelegentlich auch Eier und Jungvögel. Der Gesamtbestand an Graureihern in Kärnten beläuft sich auf 220 Individuen. Der Fischfang beschränkt sich auf begehbare Flachwasserbereiche – aufgrund der gewässermorphologischen Situation in der Annabrücke beschränkt sich der bewatbare Bereich auf die vorhandenen Flachwasserbereiche (Guntschacher Au, techn. Bereiche), die sonstigen Uferbereiche sind steil abfallend, daher nicht bewatbar. Graureiher nutzen die Stauhaltungen primär als Schlafplätze, der eigentliche Nahrungserwerb wird je nach Jahreszeit und Futtersituation in den umliegenden Feldern (Mäuse, Frösche) oder Gewässern (Fische, Molche, Frösche,...) gedeckt.

### Gänsesäger (*Mergus merganser*)

Der Gänsesäger ist etwas größer als eine Stockente (58 – 68 cm Körperlänge) bei einem Körpergewicht zwischen 1050 und 1650 g. Laut Literaturangaben besteht die Hauptnahrung des Gänsesägers überwiegend aus kleinen (ca. 10 cm) Fischen, welchen er bis zu einer Tiefe von 10 m nachstellt – bei einem in Kärnten untersuchten Exemplar wurde eine Äsche mit ca. 20 cm Körperlänge gefunden. Ein Gänsesäger frisst täglich etwa 280 g Fisch. Der Gänsesäger ist, bis auf wenige Ausnahmen nur als Wintergast anzutreffen. In Kärnten gibt es in Summe 10 Brutpaare, welche das ganze Jahr ansässig sind. Die Bestandssituation während der Wintermonate hat sich in Kärnten stark verbessert, von wenigen Individuen in den 80er und 90er Jahren (im Mittel 56 Exemplare), auf einen aktuellen Bestand von 192 Exemplaren 2009.



Abb. 166: Gänsesäger. Foto: © Jakob Zmölning

Die Berechnung der Ausfraßmenge wurde für jede Vogelart individuell berechnet und auf den Stauraum Annabrücke hochgerechnet.

- Kormoran: Für die Berechnung des Fraßdruckes der Kormorane auf den Stau Annabrücke wurden die Gesamtindividuen Kärntens auf die zur Verfügung stehenden Gewässer während der Wintermonate hochgerechnet und der prozentuelle Anteil des Stauraumes Annabrücke ermittelt. Der Wörthersee und Millstättersee flossen zu 100% in die Berechnung ein, da eine Eisbedeckung dieser Seen nur sehr selten auftritt und daher als Fanggebiet während der gesamten Wintermonate zur Verfügung steht. Der Ossiachersee wurde zu 75 %, der Faakersee zu 50 % einberechnet, die Drau wurde von Oberdrauburg bis zur Landesgrenze herangezogen, die Gail von Hermagor bis zur Draumündung, der Stau Rottau an der Möll, die Gurk von der Draumündung bis Brückl und die Lavant von der Draumündung bis Krottendorf flossen zu 100 % ein – kleinere Gewässer, welche früh eine Eisbedeckung aufweisen wurden nicht berücksichtigt – wurden aber mit der 100 %-igen Verfügbarkeit der Drau kompensiert. Für den Stau Annabrücke ergibt sich rechnerisch ein Bestand von knapp 8 Individuen (gemittelt 2007 – 2009), welche permanent dieses Gewässer bejagen bzw. ein Ausfraß von 534 kg.

## STAU RAUM ANNABRÜCKE

- Gänsesäger: Der Gänsesäger war in den letzten beiden Jahren mit 6 (2008) bzw. 20 (2009) Individuen am Stau vertreten, da auch dieser Vogel bei Eisbedeckung an die Adria bzw. an umliegende Gewässer ausweicht wurde eine durchschnittliche Aufenthaltsdauer von 60 Tagen angenommen. Dies ergibt rechnerisch einen Ausfraß von 218 kg in der Annabrücke.
- Graureiher: Der Graureiher nutzt den Stau Annabrücke vorwiegend als Schlafstätte, die Bereiche, welche tatsächlich bejagbar sind, beschränken sich auf die Flachwasserbereiche der Guntschacher Au und der technischen Bereiche (Marinas). Für den Stauraum Annabrücke wurden bei den letzten Zählungen durchschnittlich 113 Individuen gezählt. Der Graureiher hat, wie schon beschrieben einen Aktionsradius von ca. 15 km, wobei er im Gegensatz zum Kormoran und Gänsesäger auch kleine Gewässer bzw. umliegende Felder zum Nahrungserwerb nutzt. Der definitiv nutzbare Flachwasserbereich beschränkt sich an der Annabrücke auf eine Uferlänge von 3.500 m, gleichbedeutend mit einem prozentuellen Anteil von 2,1 % der Gewässer im 15 km Radius. Rechnerisch ergibt sich daher ein Ausfraß von 117 kg für den Stau Annabrücke.
- Der Haubentaucher und der Eisvogel konnte bei den letzten Zählungen nicht nachgewiesen werden, dennoch konnten bei den Befischungen im Bereich der Guntschacher Au 2 Eisvögel beobachtet werden. Für die Berechnung des Ausfraßes wurde ein Bestand von insgesamt 8 Individuen angenommen, welche das ganze Jahr den Stau besiedeln. Dies ergibt einen rechnerischen Ausfraß von 146 kg im Jahr.

Der Ausfraß der fischfressenden Vögel beträgt in Summe 1115,3 kg für den Stauraum Annabrücke, d.h. 21,5 % des Ertrages wird von den Vögeln konsumiert bzw. 7,1 % des Gesamtbestandes. Da dieser Wert nur knapp ein Viertel des möglichen Ertrages ausmacht, kann man für den Stau Annabrücke nicht von einer Fischbestandsschädigenden Auswirkung der Wasservögel sprechen (Tab. 78, Abb. 167).

Tab. 78: Anzahl der fischfressenden Vögel im Stauraum Annabrücke

Vogelart	Aufenthaltsdauer	Fischbedarf	Ausfrass (kg)	Ausfrass Annabrücke	Ertrag	Bestand Annabrücke
Gänsesäger (13 Individuen)	60	280	218,4	218,4	5182	15545
Kormoran (8 Individuen)	150	450	534	534		
Graureiher (113 Individuen)	365	250	12373,5	217,1		
Rest (Haubentaucher, Eisvogel)	365	50	146	146		
<b>Gesamt</b>			<b>13271,6225</b>	<b>1115,3</b>	<b>21,52</b>	<b>15545</b>



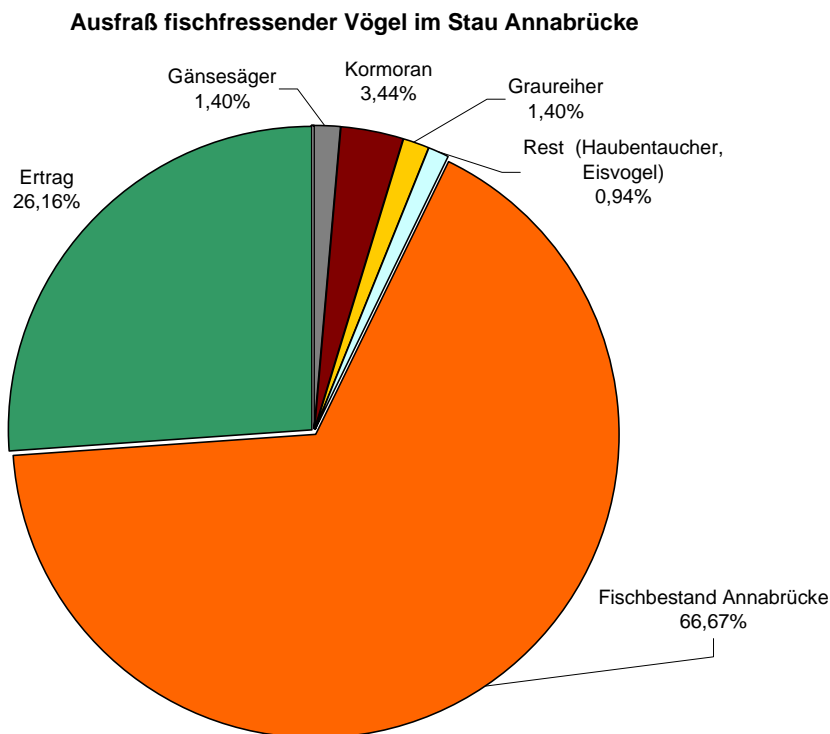


Abb. 167: Fraßschäden durch fischfressende Vögel

## 11.7.2 Fischereiwirtschaft

### 11.7.2.1 Besatz

Die Besatzdaten wurden uns vom PSV Klagenfurt zur Verfügung gestellt. Der Besatz erfolgt hauptsächlich mit Karpfen, Bach- und Regenbogenforellen, Hechten und Zandern. Von 2006 bis 2008 wurden auch 2-3 jährige Hechte und Zander besetzt. Tab. 79 und Abb. 172 zeigen, dass, mit Ausnahme der Hechte und Schleien, alle besetzten Arten keine positive Bestandsentwicklung erfahren haben. Nicht eingerechnet wurden die Ausfänge der Tageskartenbezieher, da diese keine Fanglisten führen bzw. nur unvollständig abgegeben werden. Der Besatz mit Hechten und Schleien erscheint aufgrund der positiven Bestandsentwicklung wenig sinnvoll, der Besatz mit Karpfen ist, trotz der negativen Besatz- Bestandsentwicklung sinnvoll, da beim Karpfen aufgrund der hohen Laichtemperaturen eine natürliche Reproduktion unwahrscheinlich ist. Der Bestand kann daher nur künstlich aufrecht erhalten werden. Weiters ist der Karpfen aufgrund seiner Größe und Körperform kein geeignetes Beutetier für fischfressende Vögel wodurch der Besatz auch im Herbst durchgeführt werden kann ohne dass ein Ausfraß zu befürchten ist. Der Besatz mit Regenbogenforellen und Bachforellen scheint vordergründig aufgrund der negative Bilanz (Besatz - Ausfang) ökonomisch betrachtet nicht sinnvoll zu sein, sich aber dennoch für die Fischereivereine durch erhöhten Verkauf an Tageskarten bzw. kurzfristigen Steigerung der Attraktivität des Gewässers zu rechnen.

Generell erfolgt ein Besatz mit Fischen aus zwei Gründen:

- Steigerung der fischereilichen Attraktivität (ökonomischer Ansatz)
- Schaffung eines ausgeglichenen, dem Leitbild entsprechenden Fischbestand (Defizite im Artenspektrum werden ausgeglichen) - ökologischer Ansatz.

Der Stau Annabrücke ist ein relativ junger Stau (Inbetriebnahme 1981), welcher nach der Errichtung bis Mitte der 90er Jahre fischereilich attraktiv war und gute Fänge gewährleistete hat. Mitte bis Ende der 90er kam es zu einem kontinuierlichen Rückgang der Fänge einhergehend mit einer geringeren



fischereilichen Attraktivität und in weiterer Folge einen starken Rückgang der Lizenznehmer (ca. 350 in den 80er auf aktuell 246 Mitglieder). Bei den einzelnen Fischarten ist, mit wenigen Ausnahmen, ein kontinuierlicher Rückgang der Ausfänge zu verzeichnen. Auffallend hoch ist der Rückgang bei Aalrutten, Aitel und Nasen. Alle drei Arten werden nicht besetzt, es handelt sich daher um reines Naturaufkommen bei denen der Bestand durch Besatzmaßnahmen nicht gestützt wird und dadurch ein reales Bild der fischökologischen Verhältnisse im Stauraum widerspiegelt. Der starke Bestandsrückgang bei der Aalrutte ist durch einen hohen Befischungsdruck erklärbar, diese Fischart hatte einen schlechten Ruf als Laichräuber, wodurch er nach Errichtung der Stauhaltung einem massiven Befischungsdruck ausgesetzt war. In den Jahren 1982 und 1983 wurden jeweils ca. 2.700 Stück entnommen. Dieser starke Ausfang hatte einen starken Bestandsrückgang zur Folge, welcher sich in geringeren Ausfängen in den Folgejahren niederschlägt. Der Rückgang wurde erkannt und es wurde in den letzten Jahren durch ein höheres Brittelmaß versucht, eine Schonung dieser Fischart zu erzielen. Aktuell haben sich die Ausfänge der Aalrutte auf rund 200 Individuen pro Jahr eingependelt. Bei den Befischungen 2008 und 2009 war die Aalrutte lokal relativ häufig anzutreffen (Stauwurzelbereich bis unterhalb der Guntschacher Au).

Deutliche Rückgänge der Ausfänge sind auch bei Aitel, Nase und Schleie zu verzeichnen, der Aitel zeigt ein ähnliches Bild wie bei der Aalrutte, Nasen und Schleien weisen einen flachere, aber auch deutliche Abnahme auf. Zander und Hecht werden neben der natürlichen Reproduktion auch durch Besatzmaßnahmen gestützt, wobei der Besatz mit Hecht jährlich, der Besatz mit Zandern sporadisch durchgeführt wird. Auch bei diesen beiden Spitzenprädatoren zeigt sich ein Rückgang bei den Ausfängen seit Beginn der Aufzeichnungen. Der Bestandsrückgang ist beim Hecht höher als beim Zander, wobei mehrere Faktoren für den Rückgang infrage kommen, Hechte und Zander unterscheiden sich stark bezüglich ihres Laich und Raubverhaltens – Hechte sind auf Flachwasserzonen mit reichlichen Wasserpflanzenbestand angewiesen, um ablaichen zu können. Diese Strukturen sind neben der Guntschacher Au nur noch in den techn. Bereichen (Marinas), den Inselbereich im Rückstaubereich und kleinflächigen Aufweitungsbereichen im Uferbereich zu finden. Der Zander bevorzugt große Seen und Flüsse mit harten Untergrund, ist daher nicht an Makrophytenbestände gebunden, benötigt aber geeignetes Laichsubstrat in Form von Totholz bzw. Fichtenästen, welche im Stau Annabrücke nicht häufig zu finden sind. Für beide Fischarten als limitierender Faktor stellt die Futterfischbasis dar. Der Anteil an Futterfischen im Stau Annabrücke ist auch relativ niedrig, beide Fischarten können aber ihren Nahrungsbedarf mit den reichlich vorhandenen Signalkrebsen decken und, wie schon im Kapitel Nahrungsuntersuchungen gezeigt, macht der Signalkrebs einen großen Bestandteil der Nahrung aus. Die Ausfänge beim Karpfen sind seit Beginn der Aufzeichnungen relativ konstant, eine natürliche Reproduktion ist aber aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen nicht anzunehmen (Ausnahme: Wildkarpfen).

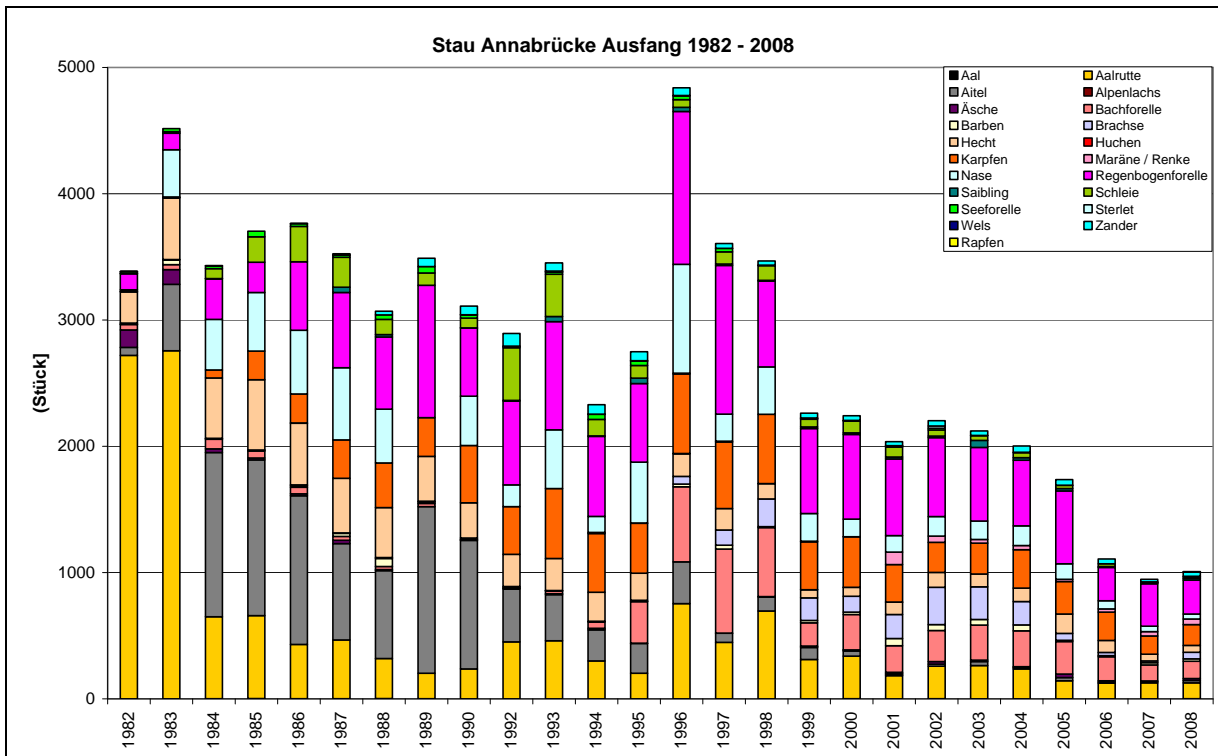


Abb. 168: Gesamtfang im Stau Annabrücke 1982 – 2008

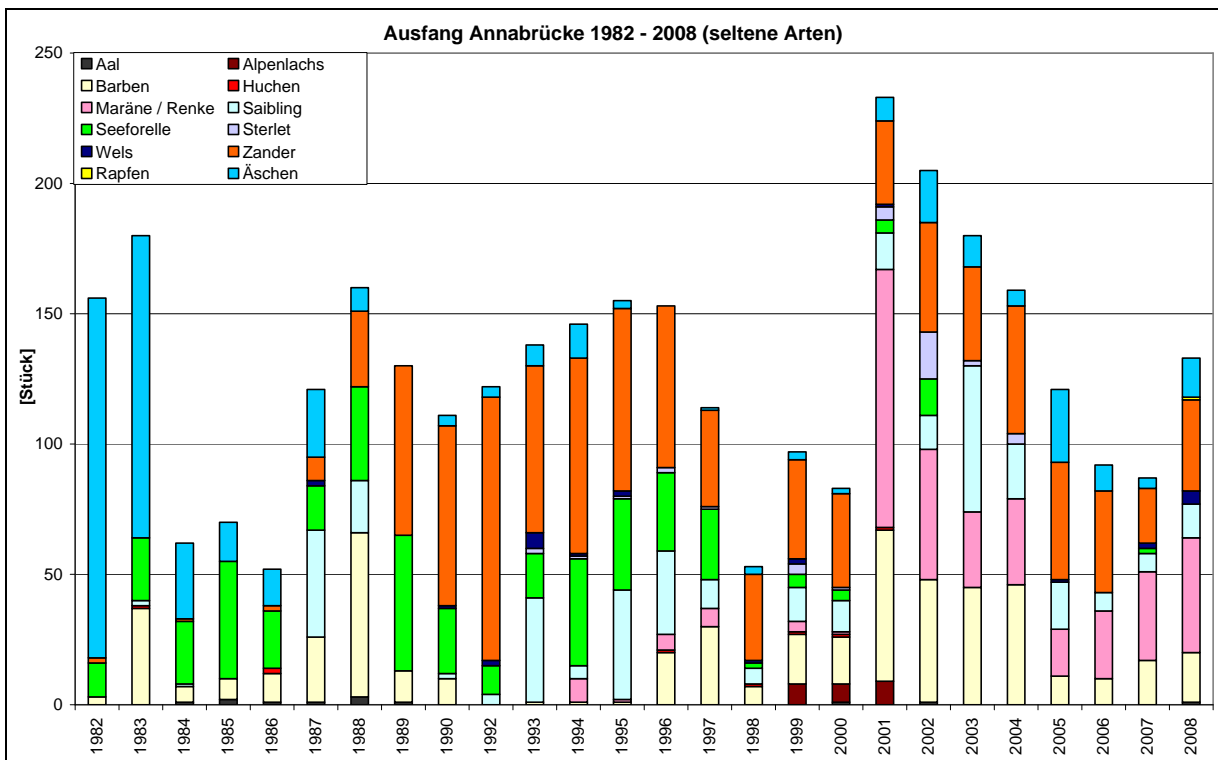


Abb. 169: Fangzahlen der selten gefangenen Fische im Stau Annabrücke 1982 – 2008

STAU RAUM ANNABRÜCKE

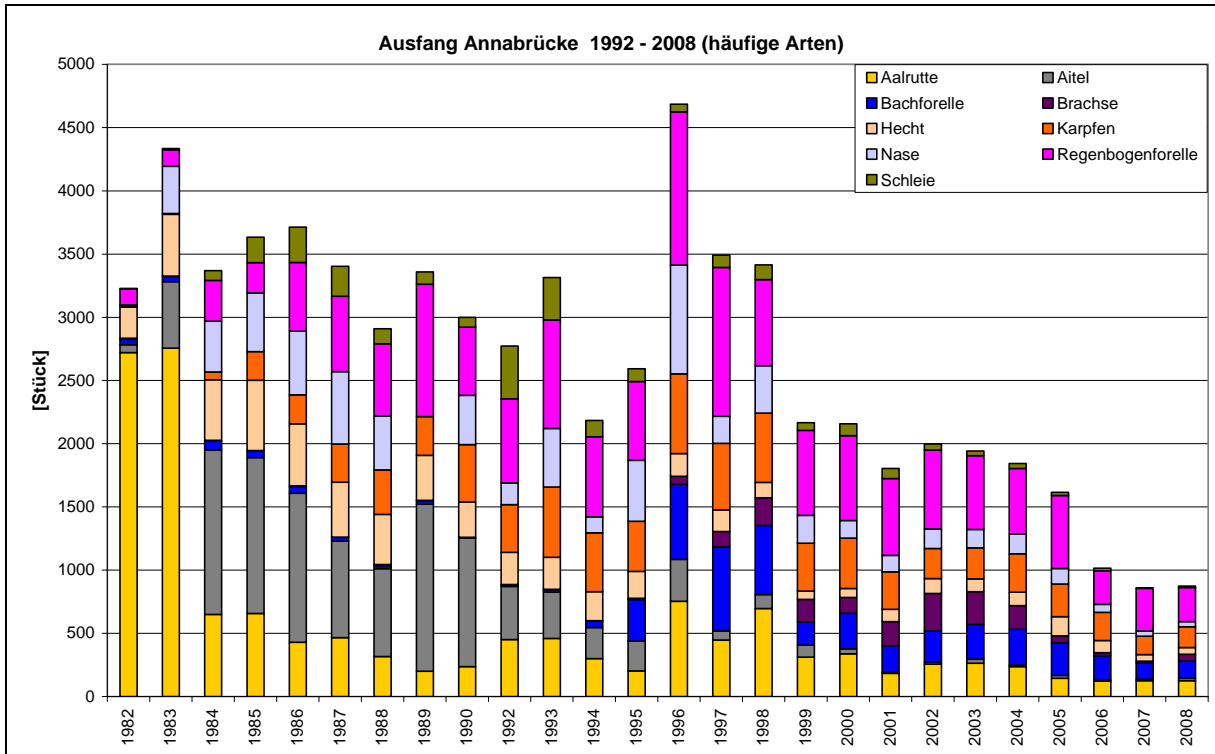


Abb. 170: Fangzahlen der häufig gefangenen Fische im Stau Annabrücke 1982 – 2008

Generell ist ein kontinuierlicher Rückgang der Ausfänge seit Errichtung des Staues zu verzeichnen, gemäß Abbildung 165 wird diese Tendenz auch weiter anhalten, solange keine substantiellen Verbesserungen im Stauraum erfolgen.

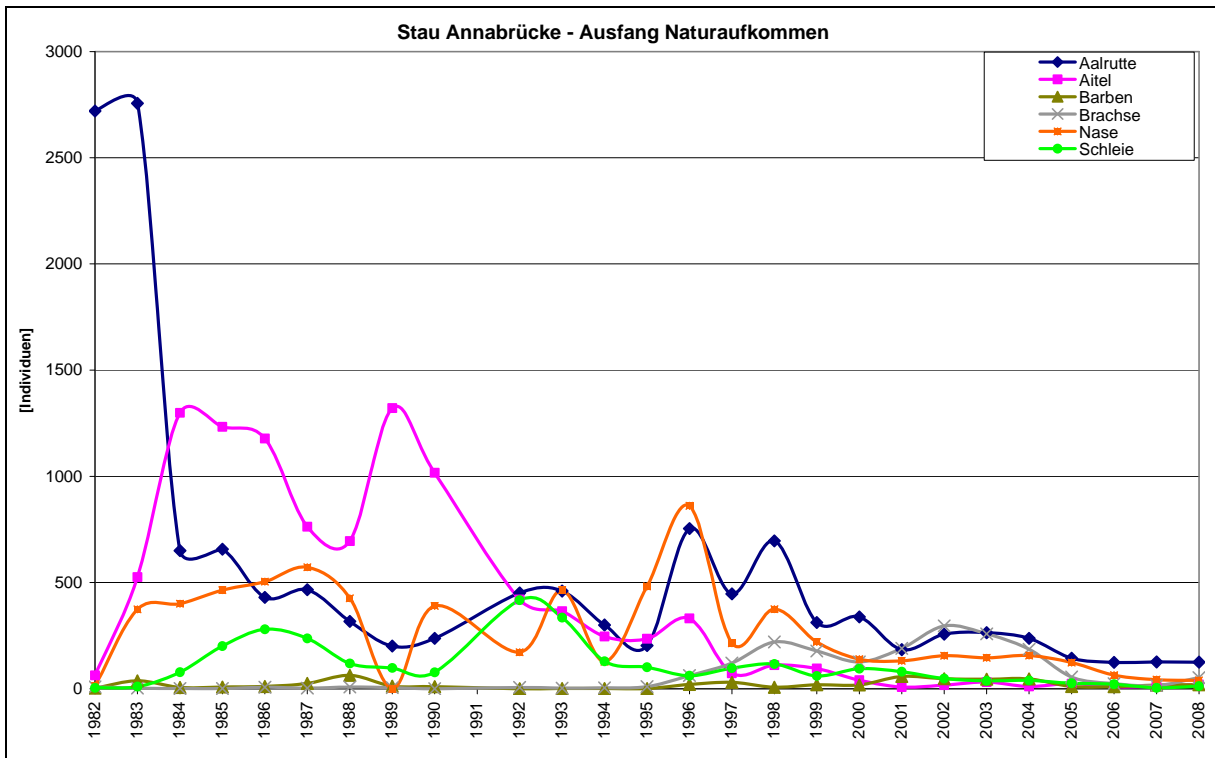


Abb. 171: Ausgang der nicht durch Besatz gestützten Fischarten 1982 - 2008

In der Abb. 173 ist, trotz relativ hoher Besatzmaßnahmen, ein kontinuierlicher Rückgang der Ausfänge bei Jahreskartenfischern zu erkennen. Der Realausfang (braun) ist der mittleren Mitgliederanzahl

(279,2) im Zeitraum 1988 – 2008 gegenübergestellt. Gut erkennbar ist, dass die Stückzahl der entnommenen Fische bis 2001 geringer war, dafür das Stückgewicht der einzelnen Fische höher. Ab 2001 sinken die Gewichte bei einem Anstieg der Stückzahlen. Dies bedeutet, dass bis Anfang 2001 größere Individuen entnommen wurden, durch den Rückgang der Ausfänge wurden ab 2001 auch kleine Individuen entnommen, ein Hinweis auf einen allgemeinen Bestandsrückgang. Die schlechter werdenden Ausfänge der Fischer ist auf einen allgemeinen Bestandsrückgang im Stauraum Annabrücke zurückzuführen, trotz relativ hoher Besatzmaßnahmen konnte der Bestand nicht stabilisiert werden.

Die Gründe für den Rückgang sind, wie schon beschrieben auf mehrere Faktoren rückzuführen.

- Strukturelle Defizite: Der Stauraum Annabrücke weist, mit Ausnahme einiger „Sonderstrukturen“, wie z.B. die Guntschacher Au, die Inselstrukturen im Rückstaubereich und den technischen Bereichen (Marinas) ein strukturarmes, homogenes Erscheinungsbild auf. Auch die Naturuferbereiche sind aufgrund ihrer morphologischen Ausgestaltung keine fischrelevanten Bereiche. Einerseits sind die Uferbereiche steil abfallend, und andererseits können sich durch die Beschattung keine relevanten Makrophytenbestände ausgebildet werden. Dementsprechend gering war auch der Fischbestand im Bereich der Naturuferabschnitte. Noch schlechter war der Fischbestand in den „künstlichen Uferabschnitten, da diese zwar eine Blocksteinsicherung aufweisen – normalerweise ein gern angenommenes Ersatzhabitat – leider endet diese fischrelevante Struktur knapp unter der Wasseroberfläche und geht in eine asphaltierte Wanne über. Dementsprechend gering bzw. nicht vorhanden war der Fischbestand in diesen Bereichen. Wie schon erwähnt, ist als positives Beispiel die Guntschacher Au und teilweise die technischen Bereiche (Marinas) zu nennen, welche sehr hohe Biomassen und Individuendichten aufweisen. Das Potential dieser Abschnitte strahlt in den Stau aus, ist aber de facto zu kleinflächig, um einen ausgewogenen der Fischregion entsprechenden Fischbestand zu ermöglichen. Ein natürliches Flusssystem unterliegt einer hohen Dynamik, es ist ein System das sich durch Erosions- und Akkumulationsprozessen in einem ständigen Wandel befindet und so für die Zönose eine Vielfalt an Habitaten zur Verfügung stellt welche in einem regulierten System völlig fehlen bzw. zu kleinräumig und isoliert sind um einen positiven Einfluss ausüben zu können.
- Durch die fehlende jährliche Überschwemmungsdynamik in Verbindung mit einer Reduktion des Nährstoffeintrages infolge der immer „besser“ funktionierenden Kläranlagen, ist auch eine Verschlechterung der allgemeinen Nährstoffsituation gegeben, welche in einer Reduktion des Fischbestandes mündet (JUNGWIRTH ET AL. 2003).

## STAURAUM ANNABRÜCKE

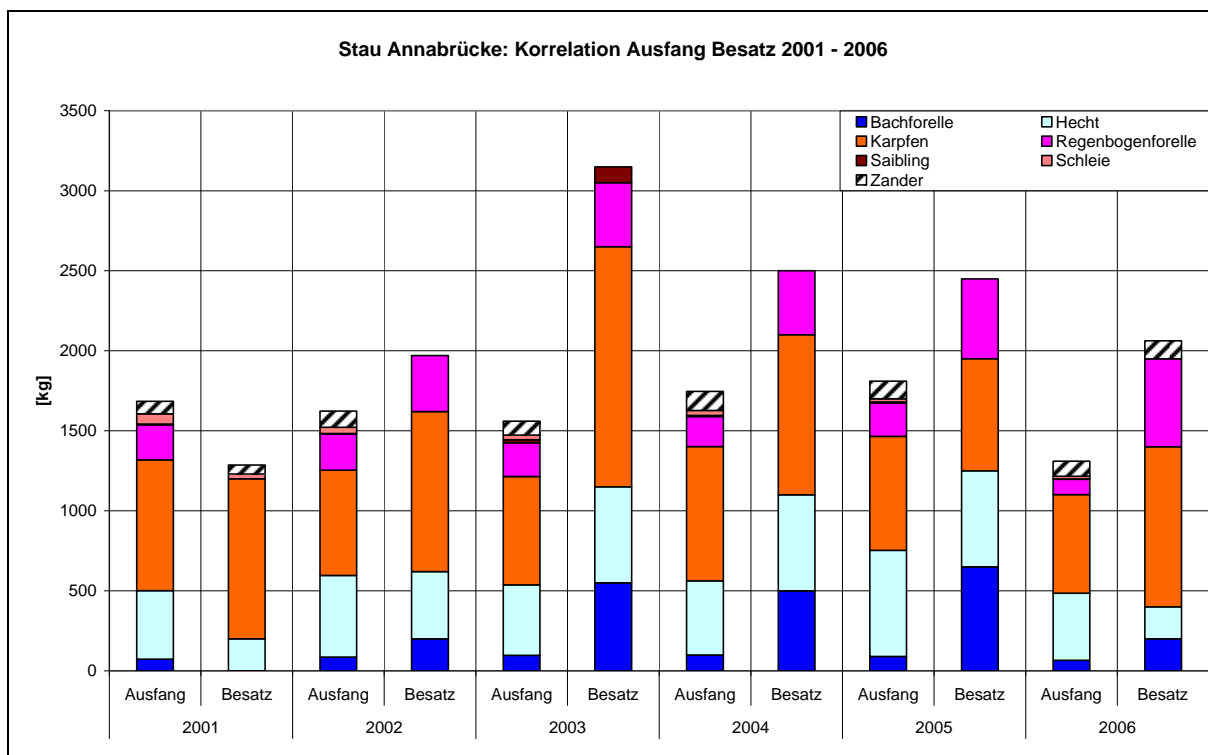


Abb. 172: Besatzzahlen und Ausgang der Besatzfische PSV Klagenfurt 2001 – 2006

Tab. 79: Besatzzahlen Stau Annabrücke 1980 – 1986 und 2002 - 2008 (PSV Klagenfurt)

Besatz (kg)	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Bachforelle						550		200	550	500	650	200	500	200
Hecht							200	420	600	600	600	150		
Hecht bis 30 cm *												50		230
Karpfen			470				800	800	1000	1000	700	1000	1300	
Regenbogenforelle	240	240	640	320	267			350	400	400	500	550	200	500
Saibling									100					
Schleien							30							
Wildkarpfen							200	200	500					
Zander bis 28 cm *			66	190		60	56					112	33,6	
Seeforelle	320	320	320	240	591	260								
Huchen			15			81,6								
Sterlett			53											



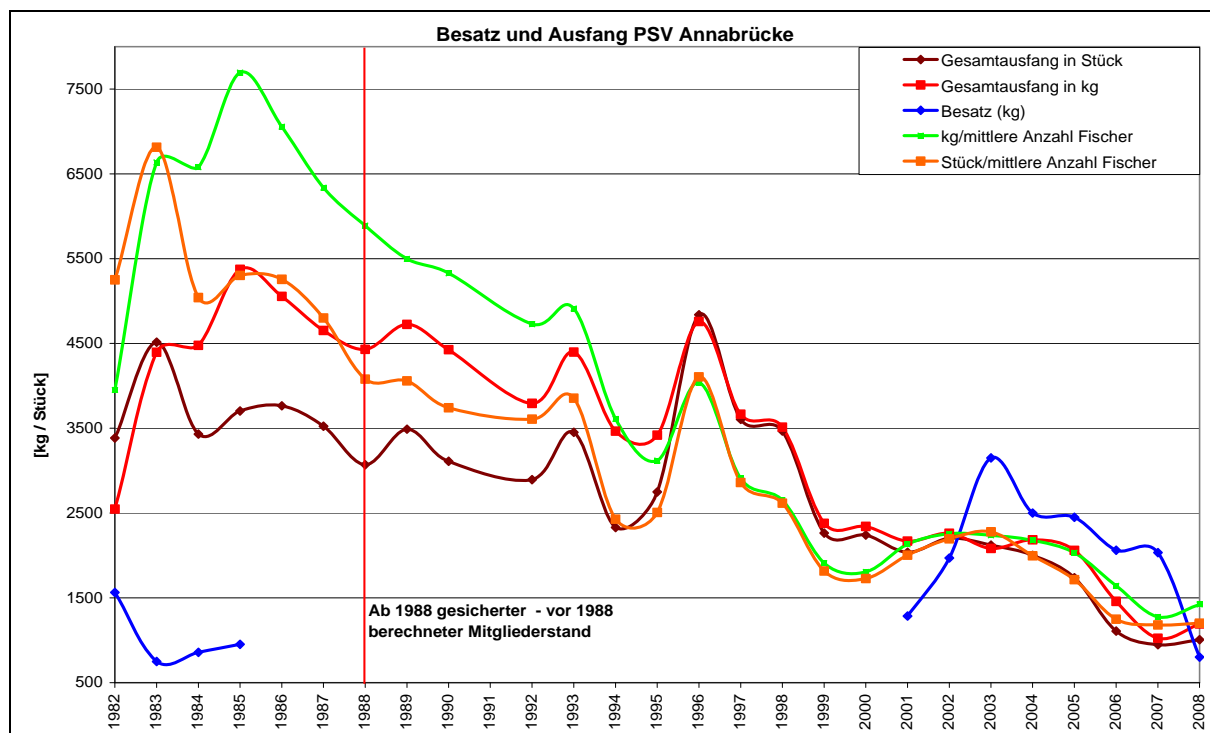


Abb. 173: Besatz und Ausfangzahlen PSV Stau Annabrücke

Vom Revier Orsini Rosenberg standen uns nur Besatzzdaten von 1996 bis 2007 zur Verfügung. Im Revier Moritz waren nur die Ausfangstatistiken aber keine Besatzzstatistiken vorhanden.

Tab. 80: Besatzzahlen Revier Orsini - Rosenberg

	1996	1997	1998	1999	2001	2003	2004	2005	2006	2007
<b>Alpenlachs</b>			65 kg	3.000 St.	2.000 St.					
<b>Seeforelle</b>		1.000 St.								
<b>Seesaibling</b>			12 kg							
<b>Regenbogenf.</b>									300 kg	200 kg
<b>Reinanken</b>	500.000 St.	500.000 St.	500.000 St.	250.000 St.	280.000 St.					
<b>Karpfen</b>						532 kg	600 kg	500 kg		
<b>Hecht</b>						196 kg	200 kg	150 kg		

Tab. 81: Ausfangstatistik Revier Moritz

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
<b>Brachse</b>	15	12	10	7	17	11	22	8	7
<b>Hecht</b>	1	2	1		1	1		3	
<b>Karpfen</b>				1			1		
<b>Regenbogenforelle</b>	3	1		4		6	1	4	2

### 11.7.2.2 Bewirtschaftung

Ein Besatz mit Fischen sollte, wie schon beschrieben, primär der Schaffung eines ausgeglichenen Fischbestandes dienen, wobei nur Defizite in der Artzusammensetzung ausgeglichen werden. Wie schon beschrieben, ist einer der Hauptgründe für den geringen Fischbestand der Mangel an geeigneten Habitaten für einzelne Fischarten. Es beschränken sich die tatsächlich reproduktiven Bereiche auf einen geringen Prozentsatz des Gesamtstaus. Kurzfristig kann zwar über Besatztätigkeit der fischereiliche Betrieb aufrecht erhalten und strukturelle Defizite kaschiert werden, langfristig kann eine Verbesserung der Situation nur über großräumige strukturelle Veränderungen des Stauraumes erfolgen.

Generell sollte der Besatz im Frühjahr nach Abzug der Kormorane und Gänsesäger erfolgen.

Bei den fischereilich attraktiven Arten konnte nur für Hecht, Schleie, Zander positive Reproduktionsnachweise erbracht werden, wobei sich die Reproduktion der beiden erst genannten Arten auf die Guntschacher Au bzw. technische Bereiche beschränken dürfte. Der Zander ist aufgrund seiner Lebensweise nicht an spezielle Strukturen gebunden, womit das Futterfischaufkommen und geeignete Laichplätze die limitierenden Faktoren darstellen. Durch das Einbringen geeigneter Laichsubstrate (Raubäume, Fichtenäste) kann der Zanderbestand natürlich gestützt werden.

Sowohl im Herbst 2008 als auch im Sommer 2009 konnten Reinanken nachgewiesen werden, auch die Ausfangstatistik zeigt regelmäßige Renkenfänge. Der letzte Renkenbesatz wurde 2001 durchgeführt, die Fischart kommt daher mit den Verhältnissen im Stauraum zurecht. Renken erreichen ein Alter von ca. 15 Jahren, bei den Befischungen konnten nur adulte Fische nachgewiesen werden, ein Naturaufkommen konnte nicht festgestellt werden, obwohl dies aufgrund der Strömungsverhältnisse im Rückstaubereich möglich scheint.

Aalrutte: Zur Stabilisierung der Bestände sollte bei der Bewirtschaftung eine weitgehende Schonung dieser Fischart im Vordergrund stehen.

Der Bestand an Bachforellen und Regenbogenforellen beschränkt sich auf den Stauwurzelbereich, wobei im Mündungsbereich des Loibl- und Waidischbaches auch juvenile Individuen gefangen wurden. Im übrigen Stauraum (Guntschacher Au flussab) konnten keine Forellen nachgewiesen werden. Der Bestand wird hauptsächlich durch Besatzmaßnahmen gestützt, eine natürliche Reproduktion ist mit Ausnahme der zwei Zubringereinmündungen unwahrscheinlich.

Karpfen sind aufgrund ihrer Größe keine geeignete Beute mehr für fischfressende Vögel und die meisten Fischarten. Eine natürliche Reproduktion ist aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen bei den üblichen Besatzfischen nicht zu erwarten. Einzig der Wildkarpfen kann bei Wassertemperaturen ab 14° C ablaichen. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung sollte ein Besatz nur mit Wildkarpfen durchgeführt werden.

Im Stauraum Annabrücke wurde zu Beginn der 90er Jahre ein Besatz mit Sterlets durchgeführt, eine Fischart, welche aufgrund ihrer Lebensweise und Ernährungsgewohnheiten gut geeignet scheint, sich im Stau zu etablieren. Anhand der Ausfänge ist ersichtlich, dass diese Fischart auch bis 2004 regelmäßig gefangen wurde. Das Nahrungsspektrum umfasst neben MZB-Organismen auch zu einen hohen Anteil Signalkrebse, welche reichlich zur Verfügung stehen. Da diese Fischart relativ spät laichreif wird, dürfte der aktuell vorhandene Bestand zu gering sein, um eine stabile Population zu bilden. Weitere Besatzmaßnahmen in Verbindung mit einer weitgehenden Schonung dieser Art können zu einem stabilen Bestand führen.

Der Signalkrebs und der Kaulbarsch konnten sich an die Stausituation am besten anpassen und weisen sehr hohe Biomassen und Individuendichten auf. Die Nutzung des Signalkrebsses sollte intensiviert werden (Krebslizenzen).

## 11.8 Zusammenfassung

- Die Bestandserhebung des Stauraum Annabrücke erfolgte an zwei Terminen (Herbst 2008 und Sommer 2009) mittels einer Kombination aus verschiedenen Befischungsmethoden (E-Befischung bei Tag und Nacht, Multimaschen- und weitere Netze, Driftnetze, Russische Methode, Grundschieppnetz, Flügelreusen, Hydroakustik, Langleinen)
- Von den 36 laut Leitbild typischen Arten konnten 19 Arten bei den beiden Befischungsterminen nachgewiesen werden.
- Bei der Herbstbefischung 2008 wurden insgesamt 1.569 Individuen gefangen, es ergab sich daraus eine für den gesamten Stauraum gewichtete Biomasse von 53,8 kg/ha und eine Individuendichte von 497 Ind/ha. Die Fischarten Kaulbarsch (34 %) Rotaugen (33 %), Flussbarsch (11 %), Hechte und Güster (6 %) stellten die wichtigsten Arten dar. Die Leitfischarten des Leitbildes sind mit je 1 % (Aitel und Nasen) vertreten.
- Bei der Sommerbefischung 2009 wurde eine Biomasse von 32,8 kg/ha und eine mittlere Individuendichte von 559 Ind/ha festgestellt. Das Rotauge war mit 53 % am stärksten vertreten, Kaulbarsch mit 20 %, Hecht mit 5 %, Flussbarsch mit 7 %, Laube mit je 4 %, Brachse und Schleie mit 3 %. Alle anderen Arten konnten mit weniger als 3 % Abundanz nachgewiesen werden. Die Leitfischarten Aitel und Nase wurden in einem sehr niedrigen Prozentsatz nachgewiesen: Aitel 2 % und Nase 1 %.
- Die einzelnen Strukturen (Flachwasserbereiche, techn. Bereiche, Blockwurf, Naturufer, Flussmitte, Flussmündungen) zeigen sehr große Unterschiede bei Biomasse und Individuendichte. Als wertvollster Bereich hat sich der Flachwasserbereich Guntschacher Au erwiesen. Sehr geringe Biomasse und Individuendichte weisen die Flussmitte und der Blockwurfbereich auf.
- Eine Beurteilung des Gesamtstaus anhand der dzt. vorliegenden Ergebnisse mit dem Fish Index Austria (FIA) würde zeigen, dass ein guter fischökologischer Zustand (FÖZ) nicht gegeben ist. Der ökologische Zustand würde knapp mit „mäßig“ (Klasse 3 gemäß der EU Wasser-Rahmenrichtlinien) bei der Herbstbefischung 2008 bzw. aufgrund der geringen Biomasse im Sommer 2009 mit unbefriedigend beurteilt. Diese Einstufung in die ökologischen Zustandsklassen ist aber aufgrund des Vorliegens eines hmwb-Wasserkörpers (erheblich veränderter Wasserkörper) nicht zulässig, nach der Einstufung in die Kategorie der ökologischen Potentiale wird die Stufe 3 – mäßig ausgewiesen.
- Infolge der Stauerrichtung kam es zu einer starken Veränderung des Artenspektrums.
- Auch bei den Leitarten Nase und Barbe ist langfristig, aufgrund der geringen Populationsgröße, mit einem Verschwinden (wie beim Huchen) dieser Arten zu rechnen, da die notwendigen Laich-, Jungfisch- und Nahrungshabitate nur mehr sehr kleinflächig vorhanden sind.
- Der Ausfraß der fischfressenden Vögel beträgt in Summe 1115,3 kg für den Stauraum Annabrücke, d.h. 21,5 % des Ertrages wird von den Vögeln konsumiert bzw. 7,1 % des Gesamtbestandes. Da dieser Wert nur knapp ein Viertel des möglichen Ertrages ausmacht, kann man für den Stau Annabrücke nicht von einer Fischbestandsschädigenden Auswirkung der Wasservögel sprechen .
- Trotz relativ hoher Besatzmaßnahmen, ein kontinuierlicher Rückgang der Ausfänge bei Jahreskartenfischern zu erkennen. Die schlechter werdenden Ausfänge der Fischer ist auf einen allgemeinen Bestandsrückgang im Stauraum Annabrücke zurückzuführen, trotz relativ hoher Besatzmaßnahmen konnte der Bestand nicht stabilisiert werden.
- Mit Ausnahme der Guntschacher Au und der techn. Bereich ist der Stauraum relativ strukturarm, der Anteil dieser Flächen ist zu gering, um bestandsstabilisierend wirken zu können
- Eine Verbesserung ist nur durch strukturelle Verbesserungen im Stauraum möglich.

## 12 Versuch einer Einstufung des ökologischen Potentials und Maßnahmenvorschläge zur Erreichung des guten ökologischen Potentials

Nach dem LEITFADEN ZUR BEWERTUNG ERHEBLICH VERÄNDERTER GEWÄSSER (EBERSTALLER, 2009) sind erheblich veränderte Wasserkörper (Heavily Modified Water Bodies, HMWB) nicht nach dem ökologischen Zustand, sondern über das ökologische Potential einzustufen. Ziel kann also nicht die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes in Abhängigkeit vom Referenzzustand (sehr guter ökologischer Zustand) sein, sondern das Erreichen des guten ökologischen Potentials.

*Als höchstes ökologisches Potential definiert sich jener Zustand der Gewässerbiozönose, der unter den für die Ausweisung als „erheblich verändertes“ Gewässer verantwortlichen Rahmenbedingungen (d.h. alle technisch möglichen Maßnahmen, die die Nutzung(en) oder die weitere Umwelt nicht signifikant gefährden) bestmöglich ist.*

Generell wird das Potential nur über den Zustand der Fischbiozönose beschrieben, den anderen biologischen Qualitätskomponenten wird in solchen Gewässern keine entsprechende Aussagekraft zubilligt.

Gegenwärtig liegt zur Bestimmung dieses Potentials ein vorläufiger Leitfaden vor, welcher das Potential über eine verbale Definition beschreibt (Tab. 82). Die Zusammensetzung der Fischcönose orientiert sich dabei als Abweichung vom Leitbild.

Tab. 82: Biologische Definition des höchsten, guten, mäßigen, unbefriedigenden und schlechten ökologischen Potentials

<b>Biologische Definition des höchsten ökologischen Potentials</b>
Das höchste fischökologische Potential weicht nur geringfügig vom guten fischökologischen Zustand ab. Ein Großteil der im jeweiligen Leitbild angeführten Leitarten und zumindest ein mäßiger Teil der typischen Begleitarten können eigenständige Bestände mit ausreichender falltypspezifischer Biomasse ausbilden.
<b>Biologische Definition des guten ökologischen Potentials</b>
Ein Wasserkörper befindet sich im guten ökologischen Potential, wenn zumindest ein wesentlicher Teil der Leitarten und zumindest ein (geringer) Teil der typischen Begleitarten eigenständige Bestände mit ausreichender falltypspezifischer Biomasse erhalten können. Artenvorkommen, -zusammensetzung und Populationsaufbau weichen dabei wesentlich vom guten ökologischen Zustand und geringfügig vom höchsten ökologischen Potential ab
<b>Biologische Definition des mäßigen ökologischen Potentials</b>
Ein Wasserkörper befindet sich im mäßigen ökologischen Potential, wenn zumindest ein mäßiger Teil der Leitarten und zumindest ein sehr geringer Teil der typischen Begleitarten eigenständige Bestände ausbilden können.
<b>Biologische Definition des unbefriedigenden ökologischen Potentials</b>
Ein Wasserkörper befindet sich im unbefriedigenden ökologischen Potential, wenn zumindest ein geringer Teil der Leitarten eigenständige Bestände ausbilden kann. Eigenständige Bestände der typischen Begleitarten sind kaum mehr vorhanden.
<b>Biologische Definition des schlechten ökologischen Potentials</b>
Ein Wasserkörper befindet sich im schlechten ökologischen Potential, wenn eigenständige Bestände der Leitarten und typischen Begleitarten vollkommen fehlen.

Die Leitart Aitel ist in der Herbstbefischung 2008 mit 1 % an der Abundanz beteiligt, aber mit 13 % an der Biomasse, im Sommerdurchgang konnte er mit 2 bzw. 9 % nachgewiesen werden. Der Altersaufbau dieser Fischart kann aber als „gut“ bewertet werden.

Die Nase als weiter noch vorhandene ehemalige Leitart ist im Herbst 2008 mit 1 % an der Abundanz und mit 2 % an der Biomasse beteiligt. Im Sommer 2009 ist sie ebenfalls mit 1 % Anteil an der Abundanz bzw. 7 % Anteil an der Biomasse vertreten. Ihr Altersaufbau ist ebenfalls mit „gut“ zu bewerten. Das heißt, für beide eine entsprechende Reproduktion und Stabilität geschlossen werden kann, bei der Nase ist aber ein Überhang von älteren Tieren im Populationsaufbau vorhanden.

Mit der berechneten Gesamtbiomasse von knapp 52 kg/ha im Herbst 2008 bzw. 30 kg/ha im Sommer 2009 liegen diese Werte zum Teil unter der 50 kg-Grenze.

Im vorliegenden Fall muss nach Analyse der Fischartenzusammensetzung und der Längen- bzw. Altersverteilungen der Fischarten weiters davon festgestellt werden, dass aufgrund der starken Abweichung des Vorhandenseins und teilweise der Abundanz der Leit- und Begleitarten vom Leitbild, eine Einstufung nach obigen Definitionen maximal in den Bereich „mäßiges ökologisches Potential“ mit hoher Tendenz zum „unbefriedigenden ökologischen Potential“ vorgenommen werden muss.

Das grundlegende biologische Ziel für HMWB ist ein sich selbst erhaltender Fischbestand mit ausreichender Biomasse, der noch in Ansätzen dem gewässertypischen Bestand nahe kommt. Hier gehen also ökologische Interessen und die Interessen der Fischereiwirtschaft Hand in Hand.

Die Erhaltung eigenständiger Bestände setzt die erforderlichen Lebensräume in erforderlicher Größe voraus. Weiters ist eine entsprechende Vernetzung notwendig.

Der Stau Annabrücke ist Teil einer Staukette. Für diese Gewässerkategorie hält der oben zitierte Leitfaden als Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Potentials vor allem

- die Wiederherstellung des Kontinuums im Fischlebensraum,
- die Anbindung von Zuflüssen und Nebengewässern, sowie
- die Strukturierung der Stauwurzel vor.
- 

Zur Reduktion der Auswirkungen von Spiegelschwankungen werden als weitere Maßnahmen angeführt:

- Errichtung spiegelschwankungsgedämpfter Seitengerinne und
- Errichtung spiegelschwankungsgedämpfter Becken.

Nach dem LEITFADEN ZUR BEWERTUNG ERHEBLICH VERÄNDERTER GEWÄSSER (EBERSTALLER, 2009) sind entsprechend Maßnahmen vorzusehen, aufgrund derer das gute ökologische Potential zu erreichen ist. Wobei entsprechend nachstehender Tabelle (Tab. 83) des Leitfadens für die Gewässerkategorie „Staukette mit geringem Handlungsspielraum“ unterschiedliche Maßnahmen mit unterschiedlicher Effizienz bewertet werden.



## STAURAUM ANNABRÜCKE

Tab. 83: Erreichbare Verbesserungen bei Stauketten mit geringem Handlungsspielraum, aber mit Vernetzung zu intakten Zuflüssen.

Maßnahmentypen	Maßnahme nicht möglich	Rheophile+kieslaichende			Indifferente+ Stagnophile		
		Reproduktion	Lebensraum Juvenile	Lebensraum Adulte	Reproduktion	Lebensraum Juvenile	Lebensraum Adulte
kl. Strukturierung Stauwurzel		++	++	+	++	++	++
gr. Strukturierung Stauwurzel	x						
kl. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)	x						
gr. Umgehungsgerinne (nur Lebensraum)	x						
Strukturierung Ufer zentr. Stau		0	++	0	++	++	++
Flachwasserzonen		0	+	0	++	++	++
Anlage/Vernetzung Nebengewässer	x						
Vernetzung intakter Zuflüsse		+++	++	+	+	+	+
Vernetzung mit gutem Lebensraum (gut strukturierte Stauwurzel)	x						
Vernetzung mit schlechtem Lebensraum (Stau)		+	0	+	++	++	++
Vernetzung mit gr. Vorfluter	x						
Erhöhung Kieseintrag aus OW	x						
ökolog. optimierter Feinsedimenteintrag aus OW		+	+	+	+	+	+
alle Maßnahmen (=höchstes Potential)		+++(+)	+++(+)	++(+)	+++(+)	+++(+)	+++(+)
gutes ökologisches Potential		+++	+++	++	+++	+++	+++

Um eine Verbesserung des Fischbestands zu erwirken, sind die darin enthaltenen Maßnahmen umzusetzen. Dabei kann argumentiert werden, dass mit dem Waidischbach und dem Loiblbach eine Vernetzung von intakten Zuflüssen bereits vorliegt (beide Zubringer sind mit Fischmigrationshilfen [FMH] angebunden), eine bestehende Flachwasserzone liegt mit der Guntschacher Au zwar vor, ist aber mit nur rd. 4 % der Gesamtfläche des Staus anteilmäßig zu klein.

Zur Erreichung des guten ökologischen Potentials ergäben sich somit folgende umzusetzende Maßnahmen:

- Vernetzung mit Lebensraum,
- Errichtung von Flachwasserbiotopen,
- [Kleine Strukturierungen in der Stauwurzel] und
- Strukturierung der Ufer.

Gemeinsam mit der Austrian Hydro Power wurden folgende dargestellten Maßnahmen in Reihenfolge ihrer Priorität eruiert:

1) Vernetzung mit Lebensraum – kombiniert mit der Herstellung der Kontinuität:

In einem Projekt soll aufbauend auf eine Variantenstudie die bestmögliche möglichst naturnahe Variante für die Herstellung der Kontinuität geplant werden, wobei auf eine möglichst breite Vernetzung mit vorhandenen naturnahen Nebengewässern geachtet werden soll.

2) Errichtung von Flachwasserbiotopen:

In einem zweiten Schritt sollen Flachwasserbiotopie errichtet werden, welche möglichst unabhängig von Wasserspiegelschwankungen an den Stauraum angebunden ausgeführt sind bzw. gegen Trockenfallen möglichst geschützt sind. Dabei sind Flächen in Bereichen, wo bereits eine natürliche Verlandung vorliegt, zu bevorzugen bzw. kann eine gewünschte natürliche Verlandung durch gezielte Initialbepflanzungen gefördert werden.

3) Strukturierung der Ufer:

Des Weiteren kann versucht werden, mittels Raubäusern eine Strukturierung in den unteren Teil des Staues zu bringen, diese Maßnahmen sind in ihrer Wirkung aber nur punktuell. Eine Umsetzung dieser Maßnahme soll schrittweise erfolgen, wobei die Zweckhaftigkeit der Maßnahme untersucht werden soll.

4) [Kleine Strukturierung der Stauwurzel]:

Das Einbringen von Bühnen im Stauwurzelbereich wird hintangestellt, da hydraulische Berechnungen notwendig sind und nicht sicher ist, ob diese Maßnahme aus Hochwasserschutzgründen überhaupt durchführbar ist.

Es ist somit nach den Vorgaben des Leitfadens zu erwarten, dass sich mit der Umsetzung der geplanten Maßnahmen ein gutes ökologisches Potential entwickeln kann.

Als weitere, über die im Leitfaden hinaus führende Maßnahmen werden vorgeschlagen:

- Bewirtschaftung des Signalkrebsbestandes.
- Erarbeitung einer gemeinsamen Bewirtschaftungsstrategie
- Einbringen geeigneter Laichsubstrate

Abschließend wird angemerkt, dass sich das gute ökologische Potential entsprechend dem zitierten Leitfaden lediglich am Zustand der Fischzönose definiert. Dies lässt sich damit begründen, dass der Fisch als Bioindikator integrativ die Störungen aller Teile des Ökosystems widerspiegelt.

Im Zuge der Planung und Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen (zur Erreichung des guten ökologischen Potentials) sollte in Anbetracht der komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen die Berücksichtigung sämtlicher Einflussfaktoren gewährleistet sein.

## 13 Literatur

- ARVENHARJU, T. (2007): Food Intake, Growth and Social Interactions of Signal Crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Aquaculture Research* Vol. 36, Issue 13: 1304 – 1312.
- BALK, H. & T. LINDEM (2004): Sonar4 and Sonar5-pro Post Processing System. Operator Manual, Vol. 5.9.3. Lindem Data Acquisition, Norway. 326 pp.
- BGBL. II 96/2006 I.D.G.F.: Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG.
- BGBL. II 267/2007 I.D.G.F.: Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG.
- BJURSTÖM, L. (2009): Impacts of the non-native crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on littoral benthic invertebrate communities in Lake Päijänne. Master of Science Thesis. University of Jyväskylä, Faculty of Science.
- BMLFUW (2009): Leitfaden zur Zustandserhebung in Fließgewässern – Hydromorphologie. Version A-01b\_HYM. BMLFUW, Wien. S 67.
- BORNER, S., BÜSSNER T., EGGEN R., FENT K. u.a. (1997): Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher – Situationsanalyse und Vorschläge für Bekämpfungsmaßnahmen. EAWAG, Dübendorf.
- BOURRELLY, P. (1966) : Les algues d'eau douce, tome 1 – Les algues vertes. – EDITIONS N. BOUBEE & CIE, Paris, 511 pp.
- BOURRELLY, P. (1968) : Les algues d'eau douce, tome 2 – Les algues jaunes et brunes. – Editions N. Boubee & Cie, Paris, 438 pp.
- BOURRELLY, P. (1970) : Les algues d'eau douce, tome 3 – Les algues bleues et rouges. – EDITIONS N. BOUBEE & CIE, Paris, 512 pp.
- BRANDT, S. B. (1996): Acoustic assessment of fish abundance and distribution. pp 385-432 in B. R. MURPHY & D.W. WILLIS, Eds. *Fisheries Techniques*, 2nd edition, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- BOBEK, M. & F. SCHIEMER (1987): Der Einsatz eines neuen Echolotes in der Fisch-Ökologie. *Österreichs Fischerei* 40: 119-127.
- BOBEK, M. (1993): Echographie in seichten Gewässern. *Österreichs Fischerei* 46: 48-54.
- CEN 2004: EN 14692: Water quality – guidance on the scope and selection of fish sampling methods.
- CEN 2005: EN 14757: Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen.
- CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 60: Water Quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods.
- DEUTSCH, K. ET AL. (2008): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL – Endfassung 2008 – Lebensministerium; Wien.
- DRASTIK, V. & J. KUBECKA (2004): Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fisheries Research* 72, 219-228.
- DRASTIK, V. ET AL. (2009): Hydroacoustic estimates of fish stocks in temperate reservoirs: day or night surveys? *Aquat. Living Resour.* 22, 69-77-
- EBERSTALLER J. ET AL. (2006) : Ökologische Untersuchungen - Standardisierung im Rahmen flussbau-licher Planungen und Projekte. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 42 pp.
- EBERSTALLER; J. ET AL.: (2009): Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer – Biologische Definition des guten ökologischen Potentials – Lebensministerium; Wien.
- ETTL, H. (1983) : Süßwasserflora von Mitteleuropa – Chlorophyta I, Band 9, - Phytomonadina. - Gustav Fischer Verlag, Jena, 807 pp.
- ETTL, H., Gärtner G. (1988) : Süßwasserflora von Mitteleuropa – Chlorophyta II, Band 10, - Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales. - Gustav Fischer Verlag, Jena, 436 pp.

- EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL (2000): Richtlinie 20/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- FAUNA-FLORA-HABITAT-RICHTLINIE der EU (1992): Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen der Europäischen Union.
- FLÄCHENVERZEICHNIS DER ÖSTERREICHISCHEN FLUSSGEBIETE – DRAUGEBIET (1995): Hydrographischer Dienst in Österreich (ed.).
- FLIEßGEWÄSSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (2000): Die biologische Gewässergüte an 40 Messstellen (Frühjahr 2003). AKL, Abt. 15/Uabt. Ökologie und Umweltdaten.
- FLIEßGEWÄSSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (2007): Die biologische Gewässergüte an 32 Messstellen (Frühjahr 2006). Kärntner Institut für Seenforschung.
- FRANKLIN, I. (1980): Evolutionary change in small populations. pp. 135–139. In: M.E. SOULÉ & B.A. WILCOX (ed.) Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer Associates, Sunderland.
- GASSNER, H., J. WANZENBÖCK, R.A. PATZNER & A. JAGSCH (1999): Hydroakustische Fischbestandserhebungen in vier Salzkammergutseen. Österreichs Fischerei 52, 122-128.
- GASSNER H. & J. WANZENBÖCK (2005): Wissenschaftliche Echographie – Eine Standardmethode für die Untersuchung von Fischbeständen in Seen. Österreichs Fischerei 58, 84-91.
- GERSTMEIER R. & T. ROMIG (2003): DIE SÜßWASSERFISCHE EUROPAS. FRANCKH – KOSMOS VERLAG – GMBH & Co., STUTTGART: 367PP.
- GRAGGER, K. (1984): Gegenüberstellung der Einflüsse physikalischer Parameter in den beiden Stauräumen Rosegg-St.Jakob und Annabrücke auf die Oligochaetenbesiedlung. Dipl. Univ. Boku Wien. 91 pp.
- GOTTSCHLING H. (1998): Die Murenkatastrophen vom Juni 1996 im Raume Ferlach – Zell Pfarre (Karawanken) und am Vorderberger Wildbach (Karnische Alpen). Wien. Jb. Geol. B.-A., Band 141 (2) S167-178.
- GROß, TH. (1998): Fischereiliche Untersuchung der Draustau Paternion und Kellerberg. Kärntner Institut für Seenforschung. 136 pp.
- HAGER, J. (1996): Edelkrebse: Biologie, Zucht, Bewirtschaftung. Praxisbuch. L. Stocker Verlag, Graz, Stuttgart.
- HAUER W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz-. Stuttgart.
- HINDAK, F. ET AL. (1973) : Kľuč na uročovanie výtrusných rastlín, 1. diel – riasy. – Pravda, Bratislava, 400 pp.
- HOCHWARTNER, O., E. LICEK & T. WEISMANN (2008): Das ABC der Fischkrankheiten. Leopold Stocker Verlag, Graz – Stuttgart: 168 pp.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & T. FRIEDL (1999): Rote Liste der Rundmäuler und Fische Kärntens. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens (W.E. HOLZINGER, P. MILDNER, T. ROTTENBURG, C. WIESER EDS.). Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung: 121-132, Klagenfurt.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & W. PETUTSCHNIG (2002): Natur Kärnten – Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln – Sonderreihe des naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten – Klagenfurt, 256 pp.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & J. LORBER (2008): Erarbeitung eines fischökologischen Bewertungsschemas für österreich und Slowenien für die Umsetzung der WRI (FIBEWAS). Kärntner Institut für Seenforschung. 158 pp.
- HUXLEY T.H. (1880): Der Krebs. Eine Einleitung in das Studium der Zoologie. F.A. Brockhaus, Leipzig.
- HÜTTER, A.: (1990): Wasser und Wasseruntersuchungen – Salle & Sauerländer; Frankfurt.
- HYDROGRAFISCHES JAHRBUCH (2005): Hydrographischer Dienst in Österreich (Hrsg.).
- ISOP, P. (1983): Ökologie der Tubificiden und Lumbriculiden in den Stauseen der Drau. Dipl. Univ. Wien. 50 pp.

- JOHN, D.M., WHITTON, B.A., BROOK A.J. (2005) : The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae – University Press, Cambridge, 702 pp.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGEL, O.MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. *Facultas*. 547 pp.
- KERSCHBAUMER, G., U. PROCHINIG, TH. GROß, R. HRADEZKY & M. KONAR (2000): Forschungsprojekt Ökosystem Flusskraftwerk Rosegg – St. Jakob. Stand und Zukunftsperspektiven der Bewirtschaftung. Kärntner Institut für Seenforschung. 137 pp.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen.- *Landschaft + Stadt* 10/2, 73-85.
- KOMAREK, J., ANAGNOSTIDIS K. (2005) : Süßwasserflora von Mitteleuropa – Cyanoprokariota, Band 19/2, - Oscillatoriales. – Elsevier, München, 768 pp.
- KOMAREK, J., ANAGNOSTIDIS K. (1999) : Süßwasserflora von Mitteleuropa – Cyanoprokaryota, Band 19/1, - Chroococcales. – Gustav Fischer Verlag, Jena, 548 pp.
- KOTTELAT M. & J. FREYHOF (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Imprimerie du Démocrate SA, Delémont - Switzerland: 646 pp.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1986) : SÜßWASSERFLORA VON MITTELEUROPA - BACILLARIOPHYCEAE, BAND 2/1 - NAVICULACEAE. - GUSTAV FISCHER VERLAG, JENA, 861 PP.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1988) : Süßwasserflora von Mitteleuropa - Bacillariophyceae, Band 2/2, - Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae. - Gustav Fischer Verlag, Jena, 611 pp.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1991) : Süßwasserflora von Mitteleuropa - Bacillariophyceae, Band 2/3, - Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. - Gustav Fischer Verlag, Jena, 567 pp.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1991) : Süßwasserflora von Mitteleuropa - Bacillariophyceae, Band 2/4, - Achnanthaceae und kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. - Gustav Fischer Verlag, Jena, 437 pp.
- KUMANO, S. (2002) : Freshwater Red Algae of the World - Biopress Ltd. – Bristol, 375 pp.
- LANDE, R. (1995): Mutation and conservation. *Conservation Biology* 9:782-791.
- LANGE-BERTALOT, H. (1993) : 85 neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol.2/1-4. – *Bibliotheca Diatomologica*, 27, 454 pp.
- LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A1-FISCHE (2009): BMLFUW, Wien, 72 pp.
- LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A2 – MAKROZOOBENTHOS (2009):BMLFUW, Wien, 215 pp.
- LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A3 – PHYTOBENTHOS (2009):BMLFUW, Wien, 92 pp.
- LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A4 – MAKROPHYTEN (2009):BMLFUW, Wien, 64 pp.
- LEITFADEN ZUR BEWERTUNG ERHEBLICH VERÄNDERTER GEWÄSSER (2009): Biologische Definition des guten ökologischen Potentials – Lebensministerium; Wien.
- LION, A. (1936): Fischfang durch Ultraschallwellen. *Österreichische Fischerei-Zeitung* 33/2: 58-60.
- LOVE, R. G. (1971): Dorsal aspect target strength of an individual fish at any aspect. *J. Acoust. Soc. Am.* 49: 816-823.
- MAC LENNAN, D. N. & E. J. SIMMONDS (2005): Fisheries Acoustics – Theory and Practice. Blackwell Science Oxford, 2nd Edition, Fish and Aquatic Resources Series 10, 337 p.
- MAIER, B. (1997). Fischbestandsaufnahme im Stauraum Lavamünd. Diplomarbeit Univ. Graz. 120 pp.
- MCCARTHY J.M., HEIN C.L., OLDEN J.D. & VANDER ZANDEN, J.M. (2006): Coupling long-term studies with meta-analysis to investigate impacts of non-native crayfish on zoobenthic communities. *Freshwater Biology* 51: 224-235.



- MEHNER, T & M. SCHULZ (2002): Monthly variability of hydroacoustic fish stock estimates in a deep lake and its correlation to gillnet catches. *Journal of Fish Biology* 61, 1109-1121.
- MOOG, O. & TH. OFENBÖCK (2005): Entwicklung eines flächendeckend anwendbaren Systems zur Beurteilung des ökologischen Zustandes auf Basis des Makrozoobenthos. BMLFW, 90 pp.
- MOOG, O. ET AL. (2006a): Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS). BMLFUW, 22 pp.
- MOOG, O. ET AL. (2006b): Laborbearbeitung von Multi-Habitat-Proben. BMLFUW, 12 pp.
- MROZINSKA, T. (1985) : Süßwasserflora von Mitteleuropa - Chlorophyta VI, Band 14, - Oedogoniophyceae: Oedogoniales. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 624 pp.
- MUUS, B.J. & P. DAHLSTRÖM (1990): Süßwasserfische Europas. 224 Seiten. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- NYSTRÖM, P. & J. A. STRAND (1996): Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic MACROPHYTES. *Freshwater Biology* 36: 673–682.
- ÖNORM M6232, Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. Österreichisches Normungsinstitut, 1-84.
- OIDTMANN B., I. SCHMID, K. KLÄRDING & R.W. HOFFMANN (1996): Pathologie und Diagnose der Krebspest. Bericht Tagung Fachgruppe Fischkrankheiten der DVG: 252 – 258.
- OIDTMANN B., M. EL-MATBOULI, H. FISCHER R.W. HOFFMANN & R. SCHMIDT (1997): Light microscopy of physiological conditions in noble crayfish (*Astacus astacus* L.) and selected pathologica conditions. *Freshwater crayfish* 11: 465-480.
- OIDTMANN B. & R.W. HOFFMANN (1998): Die Krebspest. *Stapfia* 58: 187 - 196.
- PEDROLI J.-C., B. ZAUGG & A. KIRCHHOFER (1991): Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz - Atlas de distribution des poissons et cyclostomes de Suisse.
- PERGER, N. (1998): Fisch als Nahrung des Kormorans in alpinen Gewässern. Diplomarbeit Univ. Graz. 86 pp.
- PETUTSCHNIG, J. (2001): Flusskrebse in Kärnten. 31 Seiten. Arge NATURSCHUTZ, Klagenfurt.
- PETUTSCHNIG, J. (1999): Rote Liste der Großkrebse Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15: 521-524
- PETUTSCHNIG, J. (1998): Flusskrebse in Kärnten. *Stapfia* 58: 93 - 102.
- PFISTER, P. (2000) : Taxonomie und Ökologie aquatischer Phytobenthos-Organismen (Unterlagen zur Kursreihe). – ARGE Limnologie GmbH, Innsbruck, 18 pp.
- PFISTER P., PIPP E. (2009) : Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Phytobenthos. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 89 pp.
- PIPP, E. (1997) : Klassifikation Oberösterreichischer Fließgewässer anhand der Kieselalgen. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 198 pp.
- PÖCKL, M. (1998 a): Weltweite Verbreitung und Vielfalt der Flusskrebse. *Stapfia* 58: 1-8.
- PÖCKL, M. (1998 b): Häutung und Wachstum von Flusskrebsen. *Stapfia* 58: 167 -184.
- PÖCKL, M. (1998 c): Verbreitung und Ökologie in Österreich Vorkommender Flusskrebse. *Stapfia* 58: 119 - 130.
- PÖCKL, M., J. PENNERSDORFER & R. PEKNY (2002): Flusskrebse in Österreich. Bestimmungsschlüssel. Gugler Print & Media, Melk.
- PÖLZL, F. (1927): Vorschlag zur Anwendung der Echolotmethode nach Brehm bei Tiefenbestimmungen in Binnengewässern. *Österreichische Fischerei-Zeitung* 24/4: 39-40.
- PROCHINIG, U., R. ROTTER & E. LORENZ (2001): Fischereiliche Untersuchung des Völkermarkter Stuaes. Endbericht 2001. Kärntner Institut für Seenforschung. 126 pp.
- RICHTLINIE ZUR BESTIMMUNG DER SAPROBIOLOGISCHEN GEWÄSSERGÜTE VON FLIEßGEWÄSSERN - Fassung vom 13.Juli 1999. BMLFW, Wien.

- ROTE LISTEN GEFÄHRDETER TIERE ÖSTERREICHS, TEIL 1 (2005): ZULKA, K. (HG.). GRÜNE REIHE DES BMFLFW, Bd. 14/1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. BMFLFW, Wien. 406 pp.
- ROTE LISTEN GEFÄHRDETER TIERE ÖSTERREICHS, TEIL 2 (2007): ZULKA, K. (HG.). GRÜNE REIHE DES BMFLFW, Bd. 14/2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. BMFLFW, Wien. 515 pp.
- ROTT, E. ET AL. (1997) : Indikationslisten für Aufwuchsalgen, Teil 1 : saprobielle Indikation. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 73 pp.
- ROTT, E. ET AL. (1999) : Indikationslisten für Aufwuchsalgen, Teil 2 : Trophieindikation und autoökologische Anmerkungen. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 248 pp.
- ROUND, F.E. (1981) : The ecology of algae. Cambridge University Press, Cambridge, 664 p.
- SAMPL; H.: (1998): Kärntner Umweltbericht 1999 – AKL Abteilung 15; 144pp; Klagenfurt
- SCHOTZKO, N., R. HAUMSCHMIED, R. PETZ-GLECHNER, W. HONSIG-ERLEBURG, S. SCHMUTZ, G. UNFER, G. WOLFRAM & T. SPINDLER (2006): LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A1-FISCHE (BMFLFW, 2009): BMLFUW, Wien, 72 pp
- SCHMUTZ, S., G. ZAUNER, J. EBERSTALLER & M. JUNGWIRTH (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichs Fischerei Jg. 54, Heft 1/2001: 14-27
- SCHULZ, N. ET AL. (1986): Fischereiliche Untersuchungen in den Flusstauräumen der Drau. Kärntner Institut für Seenforschung.
- SCHWARZ, M. (1998): Biologie, Gefährdung und Schutz des Strömers in der Schweiz.- Mitteilungen Fischerei Nr. 59, BUWAL, Bern.
- SIMRAD (2004): SIMRAD ER 60 Scientific Echo Sounder Application (Version 5.3). Operator Manual, SIMRAD AS, Horten Norway. p. 172.
- SPINDLER, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien 53: 120pp, Wien.
- STARMACH, K. (1985) : Süßwasserflora von Mitteleuropa – Crysophyceae und Haptophyceae, Band 1. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 515 pp.
- SVENSSON M. (1993): Predation by perch, *Perca fluviatilis* (L.), and roach, *Rutilus rutilus* (L.), on juvenile noble crayfish, *Astacus astacus* (L.), in experimental ponds. Freshwater Crayfish 9: 333–344.
- TEROFAL, F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Hrsg. v. G. STEINBACH. - "die farbigen Naturführer", Mosaik-Verlag GmbH. München: 287 pp.
- TROSCHEL, H. J. (1997): In Deutschland vorkommende Flusskrebse. Biologie, Verbreitung und Bestimmungsmerkmale. Fischer & Teichwirt 48: 370 - 376.
- VERBUND (2002): KW Annabrücke. Kollaudierung. Bericht zur Kollaudierung. Klagenfurt, April 2002. 36 pp.
- WANZENBÖCK, J., T. MEHNER, M. SCHULZ, H. GASSNER & I.J. WINFIELD (2003): Quality assurance of hydroacoustic surveys: Repeatability of fish abundance and biomass estimates in lakes within and between hydroacoustic systems. – ICES Journal of Marine Science, 60: 486-492.
- WASSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (1997): Die biologische Gewässergüte an 29 Bundesmessstellen (Frühjahr 1996). ARGE Limnologie, Innsbruck.
- WASSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (1998): Die biologische Gewässergüte an 29 Messstellen (Frühjahr 1997). Abt. 15/Uabt. Gewässerökologie.
- WASSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (1999): Die biologische Gewässergüte an 29 Messstellen (Frühjahr 1998). Abt. 15/Uabt. Gewässerökologie.
- WASSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (2000): Die biologische Gewässergüte an 29 Messstellen (Frühjahr 1999). AKL, Abt. 15/Uabt. Gewässerökologie.

- WASSERGÜTE-ERHEBUNG IN KÄRNTEN (2001): Die biologische Gewässergüte an 29 Messstellen (Frühjahr 2001). AKL, Abt. 15/Uabt. Gewässerökologie.
- WEHR, J.D., SHEATH, R.G. (2002) : Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. Volume in the Aquatic Ecology Series. Ed. J.H. Thorp. Academic Press. 917 p.
- WESSELS G. & H.-J. FLIEDNER (2003): Verbreitung des Signalkrebses in der Itz und ihren Nebengewässern. Fachberatung für Fischerei, Bezirk Oberfranken, Bayreuth.
- WINFIELD, I.J., J.M. FLETCHER & J.B. JAMES (2007): Seasonal variability in the abundance of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L)) recorded using hydroacoustics in Windermere, UK and its implication for survey design. Ecology of freshwater fish, 16: 64-69.
- WIS Dataexplorer, Abt. 18, Amt der Kärntner Landesregierung.
- WOLFRAM, G. & E. MIKSCHI (2006): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Redaktion: ZULKA K. P., Umweltbundesamt. BMFLFW, Wien. 515 pp.

## 14 Tabellenverzeichnis

TAB. 1: FISCHEREIBERECHTIGTE STAU ANNABRÜCKE (STAND NOV. 2009).....	10
TAB. 2: QUERBAUWERKE IM MÜNDUNGSBEREICH DES LOIBLBACHS (FLKM 0 – 2). .....	14
TAB. 3: MORPHOLOGISCHE HAUPTPARAMETER DES LOIBLBACHS IM MÜNDUNGSBEREICH (FLKM 0 – 2). .....	14
TAB. 4: QUERBAUWERKE IM MÜNDUNGSBEREICH DES WAIDISCHBACHS (FLKM 0 – 2).....	15
TAB. 5: MORPHOLOGISCHE HAUPTPARAMETER DES WAIDSICHBACHS IM MÜNDUNGSBEREICH (FLKM 0 – 2). .....	15
TAB. 6: MORPHOLOGISCHE HAUPTPARAMETER DES FREIBACHS IM MÜNDUNGSBEREICH (FLKM 0 – 2). .....	16
TAB. 7: DRAU UNTERWASSER KW ANNABRÜCKE - PARAMETERBLOCK FLIEßGEWÄSSER 2009. ....	20
TAB. 8: DRAU- KW FERLACH - PARAMETERBLOCK FLIEßGEWÄSSER 2009.....	22
TAB. 9: DIE KRAFTWERKE DER WERKSGRUPPE DRAU.....	26
TAB. 10: UDB-MESSSTELLEN DIE ZUR AUSWERTUNG GELANGT SIND.....	27
TAB. 11: UFERHABITATE MIT ANTEIL (%) UND GENAUER HABITATS-BESCHREIBUNG.....	37
TAB. 12: SCHÄTZSKALA FÜR DIE PFLANZENMENGE (PM).....	38
TAB. 13: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM) IN DEN BUCHTEN DES LINKEN UFERS (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT), IM ABSCHNITT I.....	40
TAB. 14: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM) FÜR DIE BUCHTBEREICHE VON WEHR FERLACH BIS HAFEN GLAINACH, RECHTES UFER (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT), IM ABSCHNITT I. ....	43
TAB. 15: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), BEREICH ZWISCHEN HAFEN GLAINACH UND PROFIL 29 (OBERHALB HAFEN SEIDOLACH), RECHTES UFER (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT), ABSCHNITT I. ....	43
TAB. 16: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), BUCHTBEREICH VOR MARINA SEIDOLACH, (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT), RECHTES UFER.....	46
TAB. 17: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT), AM RECHTES UFER, BEREICH FLUSSAUF PROFIL 24.....	47
TAB. 18: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), GUNTSCHACHER AU, NÖRDLICHER UND SÜDLICHER TEIL ARM DER AU (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT). .....	49
TAB. 19: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), LINKES UFER GUNTSCHACHER AU AUßENSEITE (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	49
TAB. 20: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), LINKES UFER, BEREICH FLUSSAB GUNTSCHACHER AU BIS PROFIL 24 (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT). ....	50
TAB. 21: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), LINKES UFER, BEREICH PROFIL 24 BIS 17 (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	51
TAB. 22: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), PROFIL 17 BIS ROTTENSTEINER BRÜCKE, (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	52
TAB. 23: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), RECHTES UFER, 50 M FLUSSAB ROTTENSTEINER BRÜCKE BIS PROFIL 14 (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT). ....	53
TAB. 24: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), RECHTES UFER, TRIEBWASSEREINMÜNDUNG BEI E-WERK KROPFITSCH, (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT). ....	54
TAB. 25: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), RECHTES UFER, BUCHT BEI FREIBACHMÜNDUNG (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	54
TAB. 26: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), FLUSSAUF PROFIL 5.....	55

TAB. 27: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), BEREICH STAUMAUER BIS PROFIL 5, (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	56
TAB. 28: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), LINKES DRAUFER IM BEREICH DER INSELN (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	57
TAB. 29: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), LINKES DRAUFER IM BEREICH DER INSELN (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	58
TAB. 30: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), RECHTE UFER DER INSELN (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT). ....	58
TAB. 31: ARTENLISTE UND PFLANZENMENGE (PM), BEREICH ROTTENSTEINER BRÜCKE, (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT).....	58
TAB. 32: GESAMTARTENLISTE DER VORKOMMENDEN WASSERPFLANZEN (UNTERGETAUCHTE MAKROPHYTENARTEN SIND FETT GEDRUCKT), DIE PFLANZENMENGE (PM) STELLT EINE GROBE SCHÄTZUNG DAR.....	60
TAB. 33: DECKUNGSGRAD AN DER PROBESTELLE „PROFIL 20“.....	67
TAB. 34: TAXALISTE UND ABUNDANZEN DER UNTERSUCHUNGSSTELLE.....	68
TAB. 35: DECKUNGSGRAD AN DER PROBESTELLE „PROFIL 15“.....	70
TAB. 36: TAXALISTE UND ABUNDANZEN DER UNTERSUCHUNGSSTELLE.....	70
TAB. 37: DECKUNGSGRAD AN DER PROBESTELLE „INSEL“.....	72
TAB. 38: TAXALISTE UND ABUNDANZEN DER UNTERSUCHUNGSSTELLE.....	73
TAB. 39: DECKUNGSGRAD AN DER PROBESTELLE „HAFEN“.....	74
TAB. 40: TAXALISTE UND ABUNDANZEN DER UNTERSUCHUNGSSTELLE.....	75
TAB. 41: ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE.....	79
TAB. 42: UNTERSUCHUNGSPROGRAMM MZB MIT ANGABEN ZUR METHODIK.....	81
TAB. 43: 5 - STUFIGES HÄUFIGKEITSSCHÄTZSYSTEM.....	82
TAB. 44: ABUNDANZEN DES MAKROZOOBENTHOS AN DEN EINZELNEN PROBESTELLEN HERBST 08 UND BESIEDLUNGSSUBSTRAT 09.....	84
TAB. 45: BIOMASSEN DES MAKROZOOBENTHOS AN DEN EINZELNEN PROBESTELLEN HERBST 08. ....	84
TAB. 46: BIOMASSEN DES MAKROZOOBENTHOS AN DEN EINZELNEN PROBESTELLEN SOMMER 09. ....	85
TAB. 47: ANZAHL DER TAXA AN DEN EINZELNEN PROBESTELLEN IM HERBST 2008 (BESIEDLUNGSSUBSTRAT: SOMMER 2009).....	86
TAB. 48: ABUNDANZEN DES MZB IN DER AKTUELLEN STUDIE UND IN WEITEREN STAUEN DER DRAU - PROFUNDAL.....	88
TAB. 49: BIOMASSEN DES MZB IN DER AKTUELLEN STUDIE UND IN WEITEREN STAUEN DER DRAU. ....	89
TAB. 50: ZOOPLANKTON DES UNTEREN TEILS DER STAUHALTUNG, 2 = VEREINZELT.....	89
TAB. 51: FANGERGEBNISSE REMOVAL TRAPPING.....	97
TAB. 52: TAGESFÄNGE IN KG.....	100
TAB. 53: ERGEBNISSE DER EINZELNEN METHODEN.....	101
TAB. 54: BETRIEBENER AUFWAND FÜR ALLE DREI BEFISCHUNGSTERMINE.....	108
TAB. 55: KATEGORIE, BEWERTUNGSPARAMETER UND DEREN REAKTIONSRICHTUNG (HAUNSCHMID ET AL., 2006).....	118
TAB. 56: BEWERTUNGSSCHEMA DES FISCHÖKOLOGISCHEN ZUSTANDES (HAUNSCHMID ET AL., 2006).....	119
TAB. 57: BEWERTUNGSPARAMETER UND GRENZWERTE DER ZUSTANDSKLASSEN 1-5.....	119
TAB. 58: INDIKATOREIGENSCHAFTEN DER PARAMETER GEGENÜBER DER BELASTUNG „STAU“.....	120



## STAURAU ANNABRÜCKE

TAB. 59: FISCHARTEN BEI DER LETZTEN UNTERSUCHUNG UND AKTUELL IM STAURAU ANNABRÜCKE.	131
TAB. 60: AKTUALISIERTES LEITBILD FÜR DEN STAURAU ANNABRÜCKE UND GEFÄHRDUNGSGRAD DER EINZELNEN FISCHARTEN (FFH, ROTE LISTE ÖSTERREICH UND IUCN).	132
TAB. 61: ZUORDNUNG FISCHREGIONENINDEX, STRÖMUNGSGILDE UND REPRODUKTIONSGILDE (AUS SCHOTZKO ET AL., 2007).	134
TAB. 62: FISCHBESTAND DES GESAMTFANGES DER HERBSTBEFISCHUNG 2008.	136
TAB. 63: FISCHBESTAND DES GESAMTFANGES DER SOMMERBEFISCHUNG 2009.	137
TAB. 64: RELATIVE FISCHARTENVERTEILUNG IN DER GUNTSCHACHER AU IN PROZENT	143
TAB. 65: RELATIVE FISCHARTENVERTEILUNG IM BLOCKWURF IN PROZENT	144
TAB. 66: RELATIVE FISCHARTENVERTEILUNG IN DER FLUSSMITTE IN PROZENT NACH DEN NETZFÄNGEN	145
TAB. 67: RELATIVE FISCHARTENVERTEILUNG IM TECHNISCHEN BEREICH IN PROZENT	146
TAB. 68: RELATIVE FISCHARTENVERTEILUNG IM NATURUFER IN PROZENT	147
TAB. 69: RELATIVE FISCHARTENVERTEILUNG IM ZUBRINGERMÜNDUNGSBEREICH IN PROZENT	148
TAB. 70: AUFLISTUNG DER GEFANGENEN FISCHARTEN FÜR DIE EINZELNEN HABITATE	149
TAB. 71: STAU ANNABRÜCKE BEFISCHUNG HERBST 2008 UND SOMMER 2009. FIA=FISH INDEX AUSTRIA, FRI= FISCHREGIONSINDEX, FÖZ= FISCHÖKOLOGISCHER ZUSTAND	151
TAB. 72: FISCHBIOMASSEN IM STAURAU ROSEGG 1997	196
TAB. 73: FISCHBIOMASSEN IM STAURAU ROSEGG 1998	196
TAB. 74: FISCHBIOMASSEN IM STAURAU ROSEGG 1999	196
TAB. 75: FISCHBIOMASSEN IM STAURAU VÖLKERMARKE (PROCHINIG ET.AL, 2001)	197
TAB. 76: VERGLEICH DER FISCHBIOMASSEN IN WEITEREN STAURÄUMEN DER DRAU	198
TAB. 77: BESTAND FISCHFRESSENDER WASSERVÖGEL 2008 UND 2009 (BIRD LIFE AUSTRIA) IM STAURAU ANNABRÜCKE	199
TAB. 78: ANZAHL DER FISCHFRESSENDEN VÖGEL IM STAURAU ANNABRÜCKE	206
TAB. 79: BESATZZAHLEN STAU ANNABRÜCKE 1980 – 1986 UND 2002 - 2008 (PSV KLAGENFURT)	212
TAB. 80: BESATZZAHLEN REVIER ORSINI - ROSENBERG	213
TAB. 81: AUSFANGSTATISTIK REVIER MORITZ	213
TAB. 82: BIOLOGISCHE DEFINITION DES HÖCHSTEN, GUTEN, MÄßIGEN, UNBEFRIEDIGENDEN UND SCHLECHTEN ÖKOLOGISCHEN POTENTIALS	216
TAB. 83: ERREICHBARE VERBESSERUNGEN BEI STAUETTEN MIT GERINGEM HANDLUNGSSPIELRAUM, ABER MIT VERNETZUNG ZU INTAKTEN ZUFLÜSSEN.	218

## 15 Abbildungsverzeichnis

ABB. 1: KARTE DER DRAU MIT STAATSGRENZEN. ....	7
ABB. 2: PROJEKTGEBIET: STAURAUM ANNABRÜCKE (QUELLE: © KAGIS). ....	8
ABB. 3. LAGE DER PROFILE IM STAURAUM ANNABRÜCKE .....	8
ABB. 4: ÜBERSICHT ÜBER DIE WESENTLICHEN ORIENTIERUNGSPUNKTE IM STAURAUM ANNABRÜCKE (PFEIL: FLIEßRICHTUNG).....	9
ABB. 5: BEISPIEL FÜR POWERPOINTGRAPHIK (PROFIL 35) .....	11
ABB. 6: STRÖMUNGSVERHÄLTNISSE IM STAU ANNABRÜCKE.....	12
ABB. 7: MÜNDUNG DES LOIBLBACHES (= GRIEBBACH) IN DIE DRAU.....	13
ABB. 8: MITTLERER MONATLICHER ABFLUSS DES LOIBLBACHS AM PEGEL TSCHEPPASCHLUCHT (REIHE 1971 BIS 2005).....	14
ABB. 9: MÜNDUNG DES WAIDISCHBACHS IN DIE DRAU.....	15
ABB. 10: MÜNDUNGSBEREICH DES FREIBACHS IN DIE DRAU. ....	16
ABB. 11: NATÜRLICHER NICHT FISCHPASSIERBARER ABSTURZ AM FREIBACH BEI FLKM 1. ....	16
ABB. 12: WASSERTEMPERATURVERLAUF IM STAURAUM ANNABRÜCKE 1983-2009 MIT SCHWANKUNGSBREITEN IN DEN EINZELNEN MONATEN.....	20
ABB. 13: JAHRESMITTEL DER TOC-KONZENTRATION [MG/L] MIT MINIMUM UND MAXIMUM.....	24
ABB. 14: JAHRESMITTEL DER BSB5-KONZENTRATION [MG/L] MIT MINIMUM UND MAXIMUM. ....	25
ABB. 15: JAHRESMITTEL DER GESAMTPHOSPHOR-KONZENTRATION [MG/L]. ....	26
ABB. 16: DARSTELLUNG DER LAGE DER MESSSTELLEN. ....	27
ABB. 17: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „AMMONIUM-N“ [MG/L]......	28
ABB. 18: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „NITRAT-N“ [MG/L]. ....	28
ABB. 19: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „BSB <sub>5</sub> “ [MG/L]. ....	29
ABB. 20: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „TOC“ [MG/L]. ....	29
ABB. 21: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „PHOSPHOR GESAMT“ [MG/L]. ....	29
ABB. 22: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „CHLORID“ [MG/L].....	30
ABB. 23: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „NATRIUM GELÖST“ [MG/L].....	30
ABB. 24: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „ABFILTRIERBARE STOFFE“ [MG/L]. ....	31
ABB. 25: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „BLEI GELÖST“ [MG/L].....	31
ABB. 26: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „CADMIUM GELÖST“ [MG/L]. ....	32
ABB. 27: KONZENTRATIONEN DES PARAMETERS „CHROM GELÖST“ [MG/L].....	32
ABB. 28: URSPRÜNGLICHER VERLAUF DER DRAU ZWISCHEN FERLACH UND ANNABRÜCKE UND AKTUELLE SITUATION (HELLBLAU) DES STAURAUMES.....	34
ABB. 29: SEDIMENTE IM BEREICH DER STAUWURZEL. ....	34
ABB. 30: SEDIMENTE IM BEREICH VON GLAINACH.....	35
ABB. 31. SEDIMENTE IM BEREICH UH. DER GUNTSCHACHER AU.....	36
ABB. 32: HABITATE DES MITTLEREN BIS UNTEREN TEIL DES STAURAUMES.....	36
ABB. 33: ÜBERBLICK ÜBER DIE RELEVANTEN BODEN-HABITATE IM STAURAUM ANNABRÜCKE. BLAU: STEINIG-GROBSCHOTTRIG, GRÜN: FEINSCHOTTRIG-SANDIG, ROT: SCHLAMM, GELB: PERIODISCHER WECHSEL. DIE UFERLINIE INKL. GUNTSCHACHER AU STELLT EIN EIGENES HABITAT DAR. ....	37
ABB. 34: UFERSTRUKTUREN GROB (QUELLE: © KAGIS).....	38

## STAURAU ANNABRÜCKE

ABB. 35: PFLANZENERHEBUNG MIT RECHEN. ....	39
ABB. 36: LINKES UFER, STAUMAUER FERLACH BIS PROFIL 29. ....	42
ABB. 37: RECHTES UFER, WEHR FERLACH BIS PROFIL 29. ....	44
ABB. 38: BUCHTBEREICH VOR MARINA SEIDOLACH UND BEREICH MARINA SEIDOLACH, RECHTES UFER. ....	46
ABB. 39: RECHTES UFER, BEREICH FLUSSAUF PROFIL 24. ....	47
ABB. 40: RECHTES UFER, BEREICH PROFIL 24 BIS 14. ....	47
ABB. 41: GUNTSCHACHER AU. ....	48
ABB. 42: LINKES UFER, BEREICH GUNTSCHACHER AU (AU-AUßENSEITE). ....	49
ABB. 43: LINKES UFER, FLUSSAB GUNTSCHACHER AU BIS PROFIL 24. ....	51
ABB. 44: LINKES UFER, BEREICH PROFIL 24 BIS 17. ....	51
ABB. 45: LINKES UFER, BEREICH PROFIL 17 BIS ROTTENSTEINER BRÜCKE. ....	52
ABB. 46: RECHTES UFER, BEREICH PROFIL 14 BIS BUCHT BEI FREIBACHMÜNDUNG. ....	53
ABB. 47: RECHTES UFER, BUCHT BEI FREIBACHMÜNDUNG. ....	54
ABB. 48: RECHTES UFER BEREICH FLUSSAB FREIBACHMÜNDUNG. ....	55
ABB. 49: RECHTES UFER FLUSSAUF PROFIL 5. ....	55
ABB. 50: LINKES UFER BEREICH STAUMAUER KW EDLING BIS PROFIL 5. ....	56
ABB. 51: LINKES UFER BEREICH INSELN. ....	57
ABB. 52: LINKES UFER BEREICH INSELN. ....	58
ABB. 53: LINKES UFER, BEREICH PROFIL 8 BIS 14. ....	59
ABB. 54: MAKROPHYTENVORKOMMEN IM STAURAU ANNABRÜCKE – ÜBERSICHT. ....	63
ABB. 55: VERORTUNG DER PHB-PROBESTELLEN. ....	64
ABB. 56: WORKFLOW EINER PHYTOBENTHOSUNTERSUCHUNG (SIEHE PFISTER & PIPP, 2009). ....	65
ABB. 57: WORKFLOW EINER KIESELALGENPRÄPARIERUNG. ....	66
ABB. 58: <i>ACHNANTHES MINUTISSIMA</i> . ....	67
ABB. 59: <i>NITZSCHIA PALEA</i> . ....	70
ABB. 60: <i>CYMBELLA MICROCEPHALA</i> . ....	72
ABB. 61: <i>ACHNANTHES BIASOLETTIANA</i> . ....	75
ABB. 62: VERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN KIESELALGENTAXA. ....	77
ABB. 63: VERTEILUNG DER HÄUFIGSTEN NITZSCHIA-ARTEN. ....	78
ABB. 64: LAGE DER PROBESTELLEN UND VERWENDETE METHODIK. ....	80
ABB. 65: MZB-AUFNAHME MITTELS KICK-SAMPLING. ....	82
ABB. 66: CORE ZUR BEPROBUNG VON FEINSUBSTRATEN DES PROFUNDALES. ....	83
ABB. 67: CHIRONOMIDAE, OLIGOCHAETA, BIVALVIA (SPHAERIIDAE) UND <i>EPEMERA DANICA</i> . ....	86
ABB. 68: VERTEILUNG DER FLUSSREGIONEN ANHAND DER PROFUNDALFAUNA (LINKS OBEN), DER LITORALFAUNA (RECHTS OBEN) UND DES BENTHALS DER STAUWURZEL (LINKS UNTEN). ....	87
ABB. 69: VERTEILUNG DER FUNKTIONELLEN ERNÄHRUNGSTYPEN ANHAND DER PROFUNDALFAUNA (LINKS OBEN), DER LITORALFAUNA (RECHTS OBEN) UND DES BENTHALS DER STAUWURZEL (LINKS UNTEN). ....	88
ABB. 70: SIGNALKREBSE AUS DEM STAU ANNABRÜCKE FOTO: OBERLERCHER. ....	91
ABB. 71: ABSPERREN DER MARINA. ....	94

ABB. 72: KREBSREUSE „PIRAT“.....	94
ABB. 73: LÄNGENFREQUENZDIAGRAMM.....	95
ABB. 74: GESCHLECHTERVERTEILUNG.....	96
ABB. 75: LÄNGEN-GEWICHTSVERHÄLTNIS DER GESCHLECHTER. ROT WEIBCHEN, BLAU MÄNNCHEN.	96
ABB. 76: REGRESSION AUS DEN EINZELFÄNGEN.....	97
ABB. 77: ANNÄHERUNG DER POTENZIELLEN INDIVIDUENZAHLEN. ROT DER TATSÄCHLICHE FANG, GELB DIE ZU ERWARTENDEN FANGZAHLEN. DIE GRÖßENZAHL 10 ENTSpricht DER KLASSE 4 CM, 1 DER KLASSE 12 CM.....	99
ABB. 78: BEZIEHUNG ZWISCHEN TOTALLÄNGE UND KÖRPERGEWICHT.....	100
ABB. 79: REGRESSION AUS DEN EINZELFÄNGEN IN KG.....	101
ABB. 80: GEKOCHTER SIGNALKREBS. FOTO: OBERLERCHER.....	103
ABB. 81: FANGBOOT (KIS, BAW). FOTO: JULIA LORBER.....	106
ABB. 82: ECHOLOTTUNG AUF HINDERNISSE AM GEWÄSSERBODEN. FOTO: JULIA LORBER.....	106
ABB. 83: DIE FISCHE WURDEN VOR ORT BESTIMMT, VERMESSEN, GEWOGEN UND PROTOKOLLIERT. FOTO: JULIA LORBER.....	107
ABB. 84: E- BEFISCHUNG BEI ÜBERHÄNGENDER VEGETATION MIT HANDANODE. FOTO: JULIA LORBER.....	109
ABB. 85: E-BEFISCHUNG MIT ANODENRECHEN. FOTO: JULIA LORBER.....	110
ABB. 86: EINHOLUNG DES MULTIMASCHEN KIEMENNETZES. FOTO: JULIA LORBER.....	111
ABB. 87: FISCHE IM MULTIMASCHEN KIEMENNETZ (BEISPIEL AUS DEM STAU DRAVOGRAD). FOTO: JULIA LORBER.....	111
ABB. 88: DRIFTNETZBEFISCHUNG. FOTO: JULIA LORBER.....	112
ABB. 89: „RUSSISCHE METHODE“ MIT BRETTKREUZ. FOTO: JULIA LORBER.....	113
ABB. 90: GRUNDSCHLEPPNETZ. FOTO: JULIA LORBER.....	114
ABB. 91: EINHOLEN DES GRUNDSCHLEPPNETZES. FOTO: JULIA LORBER.....	114
ABB. 92: ELEKTROTAUBEL. FOTO: JULIA LORBER.....	115
ABB. 93: NETZREUSEN.....	115
ABB. 94: LANGLEINE (BEISPIEL AUS DEM STAU LAVAMÜND). FOTO: JULIA LORBER.....	116
ABB. 95: STAURAUUM ANNABRÜCKE - BLICK AUF GUNTSCHACHER AU.....	121
ABB. 96: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG EINER HYDROAKUSTISCHEN AUFNAHME.....	123
ABB. 97: ECHOLOTTTRANSEKTE AM STAUSEE ANNABRÜCKE.....	124
ABB. 98: ECHOLOTT WÄHREND DER AUFNAHME IM BOOT UND VORRICHTUNG ZUM KALIBRIEREN DES ECHOLOTTES MITTELS EICKUGEL.....	125
ABB. 99: BEISPIEL EINER ECHOGRAMMAUSWERTUNG VOM STAUSEE ANNABRÜCKE, NACHTAUFNAHME VOM 27. NOVEMBER 2008, QUERTRANSEKT NUMMER 13 (DIE X-ACHSE REPRÄSENTIERT DIE ZEITACHSE IN GESENDETEN SCHALLIMPULSEN (= PINGS), DIE Y-ACHSE (GANZ RECHTS) DIE WASSERTIEFE IN METER. IM BEREICH ZWISCHEN 5 UND 8 METER TIEFE SIND EINZELNE FISCHE ZU ERKENNEN. DIE FARBEN DER FISCHECHOS ZEIGEN DIE ECHOSTÄRKEN VERSCHIEDENER OBJEKTE IN DEZIBEL ENTSPRECHEND DER SKALA AM RECHTEN RAND).....	126
ABB. 100: ECHOGRAMM VOM STAUSEE ANNABRÜCKE, NACHTAUFNAHME VOM 27. NOVEMBER 2008, QUERTRANSEKT NUMMER 2 (BEREICH STAUDAMM). IM BEREICH ZWISCHEN 16 UND 18 M WASSERTIEFE SIND EINIGE EINZELECHOS VON FISCHEN ZU SEHEN.....	126
ABB. 101: MITTLERE LÄNGEN- GEWICHTS- UND ABUNDANZ-LÄNGENVERTEILUNG ALLER AUFNAHMETERMINE.....	127

ABB. 102: ERHOBENE MITTLERE FISCHBIOMASSEN AUFGETRENNT NACH TRANSEKTE UND TERMIN. .....	128
ABB. 103: MITTLERE LÄNGEN-GEWICHTSVERTEILUNG DER JEWEILIGEN AUFNAHMETERMINE. ....	129
ABB. 104: VERGLEICH DER INDIVIDUENDICHTE HERBST 2008 UND SOMMER 2009 IN DEN EINZELNEN HABITATEN.....	138
ABB. 105: VERGLEICH DER BIOMASSE HERBST 2008 UND SOMMER 2009 IN DEN EINZELNEN HABITATEN.....	138
ABB. 106: ARTENZUSAMMENSETZUNG DES GESAMTSTAUES FÜR DEN BEFISCHUNGSTERMIN HERBST 2008.....	139
ABB. 107: BIOMASSENZUSAMMENSETZUNG DES GESAMTSTAUES FÜR DEN BEFISCHUNGSTERMIN HERBST 2008. ....	140
ABB. 108.: ARTENZUSAMMENSETZUNG DES GESAMTSTAUES FÜR DEN BEFISCHUNGSTERMIN SOMMER 2009.....	141
ABB. 109: BIOMASSENZUSAMMENSETZUNG DES GESAMTSTAUES FÜR DEN BEFISCHUNGSTERMIN SOMMER 2009.....	142
ABB. 110: ARTENVERTEILUNG DER GUNTSCHACHER AU.....	144
ABB. 111: ARTENVERTEILUNG DES BLOCKWURFES .....	145
ABB. 112: ARTENVERTEILUNG DER FLUSSMITTE.....	146
ABB. 113: ARTENVERTEILUNG DES TECHNISCHEN BEREICHES (Z.B.: MARINA).....	147
ABB. 114: ARTENVERTEILUNG DES NATURUFERS.....	148
ABB. 115: ARTENVERTEILUNG DER FLUSSMÜNDUNGEN.....	149
ABB. 116: AAL. FOTO: HERBERT FREI .....	151
ABB. 117: AALRUTTEN. FOTO: JULIA LORBER.....	152
ABB. 118: WACHSTUMSKURVE VON <i>LOTA LOTA</i> .....	153
ABB. 119: ÄSCHE. FOTO: JULIA LORBER.....	154
ABB. 120: AITEL. FOTO: JULIA LORBER .....	155
ABB. 121.: WACHSTUMSKURVE VON <i>SQUALIUS CEPHALUS</i> .....	156
ABB. 122: BACHFORELLE. FOTO: JULIA LORBER.....	157
ABB. 123: BACHSAIBLING. FOTO: JULIA LORBER.....	158
ABB. 124: BITTERLING. FOTO: JULIA LORBER.....	159
ABB. 125: BRACHSE. FOTO: JULIA LORBER.....	160
ABB. 126.: WACHSTUMSKURVE VON <i>ABRAMIS BRAMA</i> .....	161
ABB. 127: <i>LERNEA</i> -BEFALL.....	161
ABB. 128: FLUSSBARSCH. FOTO: JULIA LORBER.....	162
ABB. 129: WACHSTUMSKURVE VON <i>PERCA FLUVIATILIS</i> .....	163
ABB. 130: GÜSTER. FOTO: HERBERT FREI .....	164
ABB. 131: WACHSTUMSKURVE VON <i>BLICCA BJOERKNA</i> .....	165
ABB. 132: HASEL. FOTO: JULIA LORBER .....	166
ABB. 133: HECHT. FOTO: JULIA LORBER.....	167
ABB.134:KARPFEN. FOTO: JULIA LORBER .....	168
ABB. 135: KAULBARSCH. FOTO: JULIA LORBER.....	169
ABB. 136: WACHSTUMSKURVE VON <i>GYMNOCEPHALUS CERNUUS</i> .....	170



ABB. 137: KOPPE. FOTO: JULIA LORBER.....	171
ABB. 138: LAUBE. FOTO: WOLFGANG HAUER .....	172
ABB. 139: WACHSTUMSKURVE VON <i>ALBURNUS ALBURNUS</i> .....	173
ABB. 140: NASE. FOTO: JULIA LORBER .....	174
ABB. 141: RAPFEN FOTO: KIS .....	175
ABB. 142: REINANKE. FOTO: WOLFGANG HAUER.....	176
ABB. 143: REGENBOGENFORELLE. FOTO: JULIA LORBER .....	177
ABB. 144: ROTAUGE. FOTO: JULIA LORBER .....	178
ABB. 145: WACHSTUMSKURVE VON <i>RUTILUS RUTILUS</i> .....	179
ABB. 146: ROTFEDER. FOTO: JULIA LORBER .....	180
ABB. 147: SCHLEIE. FOTO: JULIA LORBER.....	181
ABB. 148: SEEFORELLE. FOTO: JULIA LORBER.....	182
ABB. 149: ZANDER. FOTO: JULIA LORBER .....	183
ABB.150: UKRAINISCHES BACHNEUNAUGE. FOTO: GEORG SANTNER .....	184
ABB. 151: BARBE. FOTO: JULIA LORBER.....	185
ABB. 152: WELS. FOTO: JULIA LORBER.....	186
ABB. 153: LÄNGENVERTEILUNG DER LEITARTEN AITEL (OBEN) UND NASE (UNTEN) HERBSTBEFISCHUNG 2008 (LINKE SPALTE) UND SOMMER 2009 (RECHTE SPALTE).....	187
ABB. 154: LÄNGENVERTEILUNG DER TYPISCHEN BEGLEITARTEN. VON OBEN NACH UNTEN: HECHT, FLUSSBARSCH, AALRUTTE, BRACHSE, ROTAUGE, ÄSCHE, LAUBE. JEWEILS HERBSTBEFISCHUNG 2008 (LINKE SPALTE) UND SOMMERBEFISCHUNG 2009 (RECHTE SPALTE). .....	189
ABB. 155. ALTERSSTRUKTURBEWERTUNG DER HÄUFIGEREN FISCHARTEN. (ROT: LEITARTEN, ORANGE: BEGLEITARTEN).....	189
ABB. 156: LÄNGEN-GEWICHTSBEZIEHUNG 1986-AKTUELL EINZELNER FISCHARTEN .....	190
ABB. 157: ANTEIL DER EINZELNEN STRÖMUNGSGILDEN IM STAU ANNABRÜCKE IN PROZENT.....	191
ABB. 158: WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN AN AUSGEWÄHLTEN TAGEN .....	195
ABB. 159: BESTANDSENTWICKLUNG FISCHFRESSENDER VÖGEL IN KÄRNTEN.....	199
ABB. 160: KORMORAN. FOTO: © JAKOB ZMÖLNIG.....	200
ABB. 161: AKTIONSRADIUS KORMORANE IM BEREICH DER ANNABRÜCKE.....	201
ABB. 162: ANTEIL DES KORMORANS AM GESAMTFISCHBESTAND IN FÜR DEN KORMORAN RELEVANTEN GEWÄSSERN.....	202
ABB. 163. HAUBENTAUCHER. FOTO: © JAKOB ZMÖLNIG.....	202
ABB. 164: EISVOGEL. FOTO: © JAKOB ZMÖLNIG.....	203
ABB. 165: GRAUREIHER. FOTO: © JAKOB ZMÖLNIG .....	204
ABB. 166: GÄNSESÄGER. FOTO: © JAKOB ZMÖLNIG.....	205
ABB. 167: FRAßSCHÄDEN DURCH FISCHFRESSENDE VÖGEL.....	207
ABB. 168: GESAMTFANG IM STAU ANNABRÜCKE 1982 – 2008 .....	209
ABB. 169: FANGZAHLEN DER SELTEN GEFANGENEN FISCHE IM STAU ANNABRÜCKE 1982 – 2008.....	209
ABB. 170: FANGZAHLEN DER HÄUFIG GEFANGENEN FISCHE IM STAU ANNABRÜCKE 1982 – 2008 .....	210

STAURAUM ANNABRÜCKE

---

ABB. 171: AUSFANG DER NICHT DURCH BESATZ GESTÜTZTEN FISCHARTEN 1982 - 2008 .....210  
ABB. 172: BESATZZAHLEN UND AUSFANG DER BESATZFISCHE PSV KLAGENFURT 2001 – 2006.....212  
ABB. 173: BESATZ UND AUSFANGZAHLEN PSV STAU ANNABRÜCKE .....213

Kärntner Institut für Seenforschung  
Naturwissenschaftliches Forschungszentrum  
&  
KIS - Kärntner Institut für Seenforschung GmbH

Kirchengasse 43  
A - 9020 Klagenfurt am Wörthersee  
Fax: [0043]-05-0536-41520  
E-Mail: [abt15.kis@ktn.gv.at](mailto:abt15.kis@ktn.gv.at)  
Tel.: [0043]-05-0536-41524

Besuchen Sie uns auf unserer Homepage: [www.kis.ktn.gv.at](http://www.kis.ktn.gv.at)