





universität  
wien

# DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Fischökologische und hydromorphologische  
Integrität eines metarhithralen Abschnittes der  
Triesting in Hinblick auf die Umsetzung der WRRL

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Verfasser: Fabio Di Tullio  
Matrikel-Nummer: 9802781  
Studienrichtung: A444  
Betreuer: Univ.-Prof. Mag. Dr. Uwe H. Humpesch

Wien, im November 2008

Ich versichere:

daß ich die Diplomarbeit selbständig verfaßt, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe.

daß ich dieses Diplomarbeitsthema bisher weder im In- noch im Ausland (einer Beurteilerin/ einem Beurteiler zur Begutachtung) in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.

daß diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit übereinstimmt.

November 2008  
Datum

Fabio Di Tullio  
Unterschrift

|            |                                                                                       |           |
|------------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b>   | <b>EINLEITUNG .....</b>                                                               | <b>1</b>  |
| <b>2</b>   | <b>THEORETISCHER TEIL.....</b>                                                        | <b>3</b>  |
| <b>2.1</b> | <b>Fließgewässer .....</b>                                                            | <b>3</b>  |
| 2.1.1      | Konzepte der Fließgewässerökologie.....                                               | 3         |
| 2.1.2      | Grundlagen der Fischökologie .....                                                    | 7         |
| 2.1.2.1    | Hierarchical scaling: räumlich/zeitliche Organisationsebenen aquatischer Systeme..... | 7         |
| 2.1.2.2    | Biozönosen .....                                                                      | 8         |
| 2.1.2.3    | Gilden .....                                                                          | 9         |
| 2.1.2.4    | Populationen und lokale Anpassung.....                                                | 13        |
| 2.1.3      | Die Habitatebene .....                                                                | 15        |
| 2.1.3.1    | Habitatanforderungen und kritische Stadien der ontogenetischen Entwicklung.....       | 18        |
| 2.1.3.2    | Physikalische und biotische Einflüsse auf Fischgesellschaften .....                   | 21        |
| 2.1.3.3    | ESDC und fischökologische Funktionsfähigkeit.....                                     | 22        |
| 2.1.4      | Prozesse und Strukturen rhithraler Gewässer.....                                      | 24        |
| 2.1.4.1    | Basale Prozesse .....                                                                 | 24        |
| 2.1.4.2    | Fließgeschwindigkeit.....                                                             | 25        |
| 2.1.4.3    | Schlepp- und Scherkräfte.....                                                         | 25        |
| 2.1.4.4    | Abfluß und Feststoffhaushalt .....                                                    | 26        |
| 2.1.4.5    | Totholz (large woody debris) .....                                                    | 27        |
| 2.1.4.6    | Morphologien und Zonierung auf verschiedenen Ebenen.....                              | 29        |
| <b>2.2</b> | <b>Gewässermanagement.....</b>                                                        | <b>32</b> |
| 2.2.1      | Anthropogene Einflüsse auf Fließgewässer .....                                        | 32        |
| 2.2.1.1    | Flußregulierung und Hochwasserschutz.....                                             | 34        |
| 2.2.1.2    | Wasserkraft.....                                                                      | 36        |
| 2.2.2      | Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....                                                    | 38        |
| 2.2.3      | Renaturierungsmaßnahmen: Standards und Konzepte .....                                 | 44        |
| <b>3</b>   | <b>PRAKTISCHER TEIL .....</b>                                                         | <b>47</b> |

|            |                                                           |           |
|------------|-----------------------------------------------------------|-----------|
| <b>3.1</b> | <b>Einleitung .....</b>                                   | <b>47</b> |
| <b>3.2</b> | <b>Material und Methodik .....</b>                        | <b>48</b> |
| 3.2.1      | Untersuchungsgebiet .....                                 | 48        |
|            | Öko- und Bioregion, Talmorphologie .....                  | 48        |
|            | Biozönotische Regionen .....                              | 49        |
|            | Flußordnungszahlen (FOZ) im Längsverlauf .....            | 49        |
|            | Einzugsgebiet und Hydrologie .....                        | 49        |
|            | Gewässerabschnitt .....                                   | 50        |
| 3.2.2      | Erhebung abiotische Parameter .....                       | 51        |
| 3.2.3      | Erhebung des Fischbestandes .....                         | 51        |
| 3.2.4      | Auswahl und Analyse der fischökologischen Parameter ..... | 52        |
| 3.2.5      | Befischungsfehler .....                                   | 53        |
| <b>3.3</b> | <b>Ergebnisse .....</b>                                   | <b>54</b> |
| 3.3.1      | Strukturerhebung .....                                    | 54        |
| 3.3.1.1    | Gewässerabschnitt und Probenstellen .....                 | 54        |
|            | <i>Fahrafeld</i> .....                                    | 56        |
|            | <i>Pottenstein</i> .....                                  | 57        |
|            | <i>Stellenvergleich</i> .....                             | 61        |
| 3.3.2      | Befischungen .....                                        | 61        |
|            | <i>Fahrafeld</i> .....                                    | 62        |
|            | Populationsschätzung .....                                | 62        |
|            | Artenverteilung.....                                      | 66        |
|            | Populationsstrukturanalyse.....                           | 67        |
|            | Längen – Gewichtsbeziehungen und Konditionsfaktor .....   | 67        |
|            | <i>Pottenstein</i> .....                                  | 69        |
|            | Populationsschätzung .....                                | 69        |
|            | Artenverteilung.....                                      | 73        |
|            | Populationsstrukturanalyse.....                           | 73        |
|            | Längen – Gewichtsbeziehungen und Konditionsfaktor .....   | 75        |
|            | <i>Stellenvergleich</i> .....                             | 75        |
| 3.3.3      | Geschätzte Forellenproduktion auf Abschnittsebene .....   | 77        |

|                                         |                                                  |            |
|-----------------------------------------|--------------------------------------------------|------------|
| 3.3.4                                   | Fischregion .....                                | 78         |
| 3.3.5                                   | Leitbild und Bewertung .....                     | 78         |
| 3.3.6                                   | Maßnahmen .....                                  | 80         |
| <b>3.4</b>                              | <b>Diskussion.....</b>                           | <b>83</b>  |
| 3.4.1                                   | Strukturerhebung .....                           | 83         |
| 3.4.2                                   | Fahrafeld.....                                   | 85         |
| 3.4.3                                   | Pottenstein .....                                | 86         |
| 3.4.4                                   | Stellenvergleich .....                           | 88         |
| 3.4.5                                   | Anmerkungen zum Fischregionsindex .....          | 92         |
| 3.4.6                                   | Anmerkungen zu Leitbild, Bewertung und WRRL..... | 93         |
| <b>LITERATURVERZEICHNIS.....</b>        |                                                  | <b>97</b>  |
| <b>DANKSAGUNG .....</b>                 |                                                  | <b>106</b> |
| <b>ANHANG .....</b>                     |                                                  | <b>107</b> |
| <b>Zusammenfassung .....</b>            |                                                  | <b>107</b> |
| <b>Lebenslauf Fabio Di Tullio .....</b> |                                                  | <b>109</b> |

# 1 Einleitung

Fließgewässer gehören weltweit zu den diversesten (JENKINS 2003) und zudem durch menschliche Aktivitäten am stärksten beeinträchtigten Süßwasserökosysteme (GILLER 2005). Gleichzeitig stieg und steigt global die Einsicht und Bereitschaft diesen mannigfaltigen zerstörerischen Entwicklungen entgegenzutreten und durch Renaturierung im weitesten Sinne die Verluste zu begrenzen (PALMER et al. 2005), welche nach DYNESIUS & NILSSON (1994) und ROSENBERG, MCCULLY & PRINGLE (2000) beträchtlich sind. In Europa wird dem Problem durch die Einführung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU – RL 2000/60/EG vom 23.10.2000) Rechnung getragen, deren Umsetzung derzeit im Gange ist. Für Österreich stellt sich im Speziellen die Frage nach der hydromorphologischen Degradierung durch Kraftwerksbau, Hochwasserschutz und Begradigung von Fließgewässern, da die biologische Wassergüte mittlerweile als zufriedenstellend erachtet wird. Die Funktion und Eignung von Fischen als Bioindikatoren für den hydromorphologischen Zustand lotischer Systeme, im Kontext der ökologischen Funktionsfähigkeit, steht weitgehend außer Diskussion (CHOVANEC et al. 2003) und ist integraler Bestandteil der WRRL. Die praktische Anwendung auf verschiedenen räumlichen Ebenen wirft aber noch viele Fragen hinsichtlich einer flächendeckenden und kostenverträglichen Umsetzung der Vorgaben auf. Die für Österreich entwickelten Bewertungsschemata (SCHMUTZ et al. 2000; HAUNSCHMID et al. 2006b) bewegen sich deshalb im Spannungsfeld von Praktikabilität und Aussagekraft, da die typspezifische Betrachtung von Gewässern und die am Hemerobiesystem angelehnte Bewertung, als anthropogen bedingte graduelle Abweichung von einem definierten Naturzustand (Referenz), einen beträchtlichen Erhebungsaufwand mit sich ziehen können.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit ausgesuchten Teilaspekten der theoretischen Grundlagen der Fließgewässerökologie, der abiotischen Prozesse sowie den fischökologischen Erfordernissen im Speziellen, als Fundament für die Kriterienselektion und kritische Betrachtung der fischökologischen Funktionsfähigkeit eines strukturell beeinträchtigten collinen Metarhithralflusses fünfter Ordnung. Hierbei steht die selbstständige Einschätzung der hydromorphologischen und fischökologischen Situation und die Empfehlung von mitigierenden Maßnahmen, anhand von

nachvollziehbaren Schlußfolgerungen, im Vordergrund. Die Komplexität lotischer Systeme und das weite naturwissenschaftliche Feld, das sich im Laufe ihrer Erforschung entwickelt hat, spiegeln sich in der vielfältigen Literatur wider, die sich von der autökologischen Grundlagenforschung bis zu angewandten Managementkonzepten auf hoher organisatorischer Ebene erstreckt. Um die umfangreiche theoretische Basis übersichtlich und geordnet abzuhandeln, ist diese Arbeit in ein theoretisches und ein praktisches Kapitel unterteilt. Der theoretische Teil stellt keinerlei Anspruch auf Vollständigkeit, soll aber das theoretische Grundgerüst zur Betrachtung dieser hochkomplexen und dynamischen Systeme anhand einer auf Struktur und fischökologischer Funktionsfähigkeit beschränkten Ausrichtung zusammenfassen. Daher wird in der Diskussion nur noch auf die entsprechend relevanten Kapitel verwiesen und auf einen wiederholten Abgleich mit der behandelten Literatur verzichtet.

Der im Praxiskapitel untersuchte Fluß ist die Triesting zwischen den niederösterreichischen Ortschaften Fahrafeld und Pottenstein, welcher durch Uferbefestigung, Begradigung und Sohlswellen ökomorphologisch beeinträchtigt ist. Im Juli und Oktober 2006 wurden in Kooperation mit dem Fischereiverein Baden Befischungen an zwei Probenstellen durchgeführt, die jeweils nur begradigt oder zusätzlich durch Sohlswellen geprägt sind und zusammen einen 1,8 km langen Abschnitt repräsentieren. Es wurde ein quantitativer Ansatz gewählt, um Individuendichten und Biomassen abzuschätzen, da dieses Kriterium im Rhithralbereich als aussagekräftig gilt (SCHMUTZ et al. 2000). Als weitere Kriterien wurden Artenverteilung, Diversität und Evenness, die Populationsstruktur, Längen-Gewichtsbeziehungen und Konditionsfaktoren von ausgesuchten Arten, sowie der Fischregionsindex für beide Probenstellen gewählt. Zusätzlich wird die Individuendichte beider Forellenarten auf Abschnittsebene geschätzt, um artspezifische Unterschiede in der Makrohabitatselektion zu erfassen.

Das Gewässer wird nach Vorgaben der WRRL abiotisch charakterisiert um dem typspezifischen Ansatz Rechnung zu tragen. Die Erfassung abiotischer Parameter und struktureller Beeinträchtigungen innerhalb des Untersuchungsabschnittes erfolgt über die standardisierte Kartierung „NÖMORPH“, die im Auftrag des Landes Niederösterreich (Gruppe Wasser - Abteilung Wasserwirtschaft) erstellt wurde und auf der

Kartierungsmethode von WERTH (1987) basiert. Zusätzlich wird die morphologische Beschaffenheit des Bachbetts an jeder Probenstelle durch ein dreidimensionales Modell veranschaulicht.

Die Ergebnisse werden hinsichtlich der spezifischen strukturellen Unterschiede zwischen den Probenstellen sowie der Befischungsdaten und ihrer Aussagekraft diskutiert. Die Erstellung eines individuellen Leitbildes des untersuchten Gewässers kann aus Gründen der finanziellen Beschränkung nicht Teil dieser Arbeit sein, statt dessen werden die von HAUNSCHMID et al. (2006b) und SCHMUTZ et al. (2000) ausgearbeiteten Referenzfischgesellschaften für diesen spezifischen Flußtyp verglichen. Ausgehend von den Vorgaben zu Kriteriengewichtung und deren Auswahl innerhalb der Bewertungsschemata, soll der Versuch einer nachvollziehbaren und integrativen Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit unternommen werden. Hierbei wird bewußt auf die Anwendung vorgefertigter Bewertungssheets zugunsten einer detaillierten Diskussion verzichtet.

## **2 Theoretischer Teil**

### **2.1 Fließgewässer**

In diesem Kapitel soll ein geraffter Überblick über ausgesuchte Teilaspekte der angewandten- und der Grundlagenforschung in der Fließgewässerökologie gegeben werden. Wegen der Ausrichtung auf die fischökologisch relevante Strukturausstattung rhithraler Gewässer in dieser Arbeit und dem Mangel an Potamalgewässern in Österreich, wird auf ein genaueres Eingehen auf die komplexen Wechselwirkungen und Prozesse von weitläufigen Überschwemmungsgebieten der Mäandersektionen von Tieflandflüssen verzichtet.

#### **2.1.1 Konzepte der Fließgewässerökologie**

Trotz der Individualität jedes Fließgewässers ist es augenscheinlich daß sich die grundlegenden Mechanismen und deren Veränderung hinsichtlich Abflußgeschehen und

-dynamik, Stofftransport, Energiehaushalt v. a. im Längsverlauf gleichen. So liegt der Fokus der ersten Versuche zur Einteilung und Klassifizierung von Fließgewässern auf der longitudinalen Dimension: Nach THIENEMANN (1925) nahmen ILLIES & BOTOSANEANU (1963) eine Längsunterteilung in Eu- und Hypokrenal, Epi-, Meta- und Hyporhithral sowie Epi-, Meta- und Hypopotamal nach abiotischen Größen und biozönotischen Regionen vor. Das Konzept der biozönotischen Regionen integriert die längszonale Verteilung von Fisch- und Zoobenthosarten entsprechend ihrer Anpassung an die jeweilige Ausprägung der Umweltparameter wie Breite, Gefälle, Furkation, Korngrößen, Fließgeschwindigkeit und Temperatur. So entspricht die Quellregion dem Krenal, die obere und untere Bachforellenregion dem oberen und mittleren Rhithral, die Äschenregion dem unteren Rhithral und die Barben-, Brachsen- und Brackwasserregion stufen das Potamal in seinem Längsverlauf ab. Obwohl die Abgrenzung der Fischregionen schwierig ist und die Übergänge nicht nur selten scharf erfolgen sondern auch eigene Verbreitungsgebiete von Arten darstellen, ist diese Unterteilung insgesamt umfassend und treffsicher. Auf dieser Basis ordnen SCHMUTZ et al. (2000) einzelne heimische Arten mit dem Fischregionsindex (FRI) ihren biozönotischen Regionen zu (siehe Kap 2.1.2).

Das River Continuum Concept (RCC) von VANNOTE et al. (1980) ist das erste Modell der ganzheitlichen Gewässerbetrachtung, das unter Einbezug von Hydrologie, Morphologie, den Flußordnungszahlen und dem wechselnden Verhältnis von Produktion und Respiration, auf die funktionell unterschiedlichen Biocoenosen im Längsverlauf eingeht. Wichtige hier erfaßte Kenngrößen sind grobes und feinpartikuläres organisches Material (CPOM, FPOM), Kronenschluß, Trübe und Nährstoffeintrag. Die oberen Bereiche sind vom allochthonen Eintrag der dichten Umlandvegetation geprägt, während in den Mittelläufen die autochthone Produktion durch die fehlende Beschattung zunimmt. In den Unterläufen überwiegt die Verarbeitung des angeschwemmten FPOM durch die detritivore Makrozoobenthosfauna die Primärproduktion. Die relative Lage eines Flußabschnittes im Einzugsgebiet wird mit der Flußordnungszahl (HORTON 1945, STRAHLER 1957) beschrieben. Von der Quelle ausgehend, erhöht sich ihr Wert um 1 wenn zwei Flüsse gleicher Ordnung zusammenfließen, fließt ein Zubringer geringerer Ordnung ein, wird die FLOZ des Hauptgerinnes beibehalten. Obwohl das RCC ein wesentlicher Ausgangspunkt für die

Fließgewässergrundlagenforschung ist, vernachlässigt das Modell die Saisonalität bezüglich Temperatur und Abflußregime und die lateralen und vertikalen Austauschprozesse mit dem Umland, der hyporheischen Zone und dem Grundwasser. Besonders schränkt sich die Aussagekraft ein, wenn es zu anthropogenen Störungen im Längsverlauf kommt, da das Konzept natürliche Flüsse beschreibt.

Bedeutend umfassender beschreibt das „Extended Serial Discontinuity Concept“ oder ESDC von WARD & STANFORD (1983, 1995) die vierdimensionale Natur von Fließgewässern. Ursprünglich ebenfalls auf die longitudinale Kontinuumsunterbrechungen durch z.B. Kraftwerke bezogen, lassen sich auch mögliche Folgen von anthropogenen Beeinträchtigungen, bezüglich der lateralen (Fluß/Ufer und Überschwemmungsareale), vertikalen (Fluß/Bettsediment) und zeitlichen Dimension (z.B.: annuale Dynamik des Abflußgeschehens), abschätzen. So charakterisieren sich Oberläufe durch einen eher gestreckten Verlauf, mit wenigen Überschwemmungsflächen, schmaler Ufersaumvegetation und einem deutlichen Längsgradienten, da der laterale Austausch noch vergleichsweise schwach und die Gerinnestabilität höher eingeschätzt wird als die der nachfolgenden Furkationszone. Diese zeichnet sich durch mehrere Gerinne aus, die ab einer ausreichenden Wasserführung das Bachbett umwälzen und ein dynamisches Mosaik aus teils von (Pionier)Vegetation stabilisierten Inseln, Holzablagerungen und immer häufiger auftretenden Retentionsräumen gestalten. Hier heben WARD & STANFORD (1983, 1995) die vertikalen und lateralen Gradienten, relativ zum Longitudinalen, stärker hervor. Mäandrierende Tieflandflüsse mit ihren dynamisch entstehenden Prall- und Gleituferräumen schaffen, wie auch nach AMOROS & ROUX (1988) in ihrem „Connectivity Modell“, eine Vielzahl an Altarmtypen, die sich in typischer Abfolge am Gleitufer ausbilden und immer mehr den Kontakt mit dem sich zum Prallhang verlagernden Fluß verlieren. Hier finden sich großflächige Überschwemmungsflächen, wie sie schon von ANTIPA (1910) beschrieben wurden, ausgedehnte Auwälder und eine Vielzahl unterschiedlichster Habitats im, am und weit über das Gerinne hinaus. Wenig überraschend dominiert hier die laterale Dimension das Modell, während die vertikalen Prozesse an Bedeutung verlieren und die longitudinalen wieder etwas in den Vordergrund treten. Die zeitliche Dynamik als vierte Dimension des ESDC wirkt auf der gesamten Lauflänge der Gewässer, wobei unregelmäßige Hochwässer in den Oberläufen eher

Katastrophencharakter für die Biozönose haben, während die Furkations- und Potamalsysteme charakteristisch durch Störungen geprägt werden (JUNGWIRTH et al. 2003). Diese Störungen des Gewässers und seines Umlandes, infolge eines zeitlich dynamischen Abflusses, ist Gegenstand des „Flood Pulse Concept“ (JUNK et al. 1989) das besonders die Verzahnung von Fluß - Auensystemen und die funktionelle Notwendigkeit von regelmäßigen Überschwemmungen unterstreicht. Diese sind die funktionelle Basis für die dynamische morphologische Umbildung und Diversifizierung der Lebensräume und die dadurch eingeleiteten ständigen Sukzessionen, genauso wie für den Nährstoffaustausch, Auf- und Abbau von organischem Material und das Fortpflanzungsgeschehen zahlreicher Flußfischarten. Diese laterale Habitatdiversifizierung wurde 1999 im Nationalpark Donauauen anhand des Temperaturgradienten in 17 verschiedenen Überschwemmungswasserkörpern und dem Hauptgerinne über das Jahr untersucht, wobei eine Bandbreite zwischen 16 und 4°C innerhalb weniger Tage festgestellt wurde (WARD et al. 2001).

Das „inshore retention concept“ (SCHIEMER et al. 2001a) widmet sich auf der Mesoskala den hydraulischen Rückhaltebereichen der Uferzone als entscheidende Habitatkomponente für die Fischzönose großer Flüsse. Zum einen erhöht sich die Produktivität des Gewässers durch die längeren Aufenthaltszeiten von partikulärem organischen Material, zum anderen ist das Wachstum und die Produktion von Phyto- und Zooplankton an kleine Stillwasserbereiche mit kurzer bis mittlerer Aufenthaltszeit gebunden, da Fließgeschwindigkeit und Temperatur hier entscheidende Rollen spielen. Der wichtigste Punkt hier ist jedoch die litorale Morphologie hinsichtlich ihrer Rolle für die Versorgung der Flußfischbrut mit Habitat, Futter und Rückzugsbereichen im Falle von Hochwässern um die ohnehin hohe Mortalität der Larven und Jungfischstadien zu dämpfen.

Das „Ecotone Concept“ (NAIMAN & DECAMPS 1990) geht nochmals separat auf die komplexen und zahlreichen Grenzzonen der Überschwemmungsgebiete und deren hoher Artenvielfalt, Prozeßraten und biozönotischen Komplexität ein.

Insgesamt bieten die hier besprochenen Konzepte einen guten allgemeinen Überblick zur Funktionsweise lotischer Systeme. WARD et al. (2002) sehen allerdings noch erhebliche Mängel bei der empirischen Kenntnis der Funktionsweise intakter Fließgewässer, vor allem bezüglich Überschwemmungsgebieten und Grundwasser-

körper und schlagen in Folge die Schaffung eines holistischeren und integrativen Modells vor, in dem Flüsse, unter Einbezug der wichtigsten Konzepte, ganzheitlich als dynamische Ökosysteme betrachtet werden. Lebensraumgrößen wie Trübung, Temperatur, Durchfluß, hydraulische Konnektivität u.v.m. eignen sich zur Quantifizierung der viel zitierten Heterogenität in Raum und Zeit.

Bei der Betrachtung rhithraler Fließgewässer ist klar, daß entsprechend den Veränderungen von Morphologie, Dynamik und deren Wechselwirkung mit den sich ausbildenden Coenosen der jeweiligen Fischregionen, nicht alle Konzepte gleich relevant sind wie für Tieflandflüsse. In Kapitel 2.1.3 soll daher näher auf die spezielle Struktur und Funktionsweise der rhithralen Zone eingegangen werden, obwohl der Trend zur holistischen Betrachtung aller Elemente entlang der Flußkorridore zweifellos unverzichtbar ist für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und jegliche Bemühungen bezüglich Renaturierung in Richtung weitgehend intakter ökologischer Funktionsfähigkeit.

## **2.1.2 Grundlagen der Fischökologie**

### **2.1.2.1 Hierarchical scaling: räumlich/zeitliche Organisationsebenen aquatischer Systeme**

Für das Verständnis aquatischer Ökosysteme und, in weiterer Folge, das adäquate Management, ist deren schematische, hierarchische Gliederung in Raum und Zeit von grundlegender Bedeutung. Diese Skalierung betrifft die biotischen Ebenen genauso wie die Lebensräume entlang des räumlichen und zeitlichen Bezugs. SCHMUTZ et al. (2000) definieren die hierarchische Organisation als „Struktur und Zusammenhänge zwischen verschiedenen Organisationsstufen, die vom Individuum bzw. der Art (Autökologie) über die Population (Demökologie), bis hin zu Lebensgemeinschaften (Synökologie) reichen“. Weiter „erstrecken sich räumliche Ebenen vom Mikrohabitat bis hin zum zoogeographischen Verbreitungsgebiet, zeitliche von Momentaufnahmen (...) bis hin zu Zeiträumen von evolutionärer Bedeutung (...).“ FRISSELL et al. (1986) zeigen, daß die ökologischen Hierarchien eng mit den räumlichen und zeitlichen Ebenen verbunden sind. So ist das zoogeographische Verbreitungsgebiet die größte hierarchische Einheit

und liefert Informationen zu den ursprünglichen Verbreitungsgebieten und, davon abgeleitet, den ökologischen Ansprüchen von Arten an ihren Lebensraum. Für die europäische Fischfauna wird die Zoogeographie der Binnengewässer von BANARESCU (1992) herangezogen, der die alpinen Fische größtenteils dem zentraleuropäischen Teil der euromediterranen Fauna innerhalb der Holarktis zuordnet. Die Ökoregionen nach ILLIES (1978) stehen auf der nächsttieferen Stufe und setzen sich für Österreich hauptsächlich aus Alpen, Mittelgebirge und ungarischer Tiefebene zusammen. Obwohl der Begriff der Ökoregionen recht weit gefaßt ist und aus verschiedenen Anwendungsbereichen kommt, ist er ein zentrales Element der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-RL 2000/60/EG vom 23.10.2000), da sich auf dieser Ebene das Vorkommen ganzer Faunenelemente entscheidet. In weiterer Folge verkleinern sich die Betrachtungsebenen vom Einzugsgebiet über Flußsysteme und -abschnitte oder Fischregionen, deren charakteristische Biozönosen sich aus den entsprechenden ökologischen Gilden zusammensetzen. Bis hin zur Makro-, Meso- und Mikrohabitatebene, wo von Teillebensräumen gesprochen wird, welche von bestimmten Altersstadien der jeweiligen Arten auch im Jahresverlauf mit unterschiedlicher Häufigkeit frequentiert werden.

Die im Freiland erhebbaren biozönotischen Merkmale der Fischfauna folgen demnach in ihrer wissenschaftlichen Aussagekraft und in ihrem indikatorischen Wert der hierarchischen Betrachtungsebene ihrer Lebensräume. Merkmale einer höheren Ebene (z.B. Vorkommen einer Art) reflektieren auch anthropogene Belastungen erst ab einer gewissen Intensität, sind aber dafür weniger sensibel für Geschehnisse auf niedrigeren Ebenen (z.B. die Populationsstruktur dieser Art). Grundsätzlich wird davon ausgegangen, daß die Beeinflussung hierarchisch von oben nach unten geschieht, also eine top - down Kontrolle vorliegt.

#### 2.1.2.2 Biozönosen

Entlang des longitudinalen Kontinuums ist es lange üblich, die Zönosen nach Fischregionen aufzuteilen, obwohl eine genaue Trennung natürlich schwierig ist (siehe Kap. 2.1.1). SCHMUTZ et al. (2000) haben einen artspezifischen Fischregionsindex (FRI) entwickelt, mit dem heimische Arten, entsprechend ihres bei Befischungen

festgestellten Vorkommens in zahlreichen österreichischen Gewässern, den jeweiligen Zonen zugeordnet wurden. Dieser wird über die theoretische Verteilung der Arten nach der Formel

$$\text{FRI} = \frac{3 \cdot p_3 + 4 \cdot p_4 + 5 \cdot p_5 + 6 \cdot p_6 + 7 \cdot p_7}{10}$$

berechnet, wobei jeder Wert zwischen 3 (Epirhithral) und 7 (Metapotamal) erreicht werden kann. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art von Epirhithral ( $p_3$ ) bis Metapotamal ( $p_7$ ) reicht jeweils von 0 bis 10 Punkten, analog der Fauna Aquatica Austriaca von MOOG (1995). Die Streuung gibt an, ob sich eine Art über eine oder mehrere Regionen erstreckt, was von Vorteil ist, da viele Arten zwar nicht überall selbsterhaltende Populationen bilden, aber wenn möglich, in andere Regionen zeitlich und/oder räumlich begrenzt ausstrahlen. So erscheint es plausibel, daß viele rheophile Epi- und Metapotamalarten in Rhithralgewässer vorstoßen, um beispielsweise Laichgründe zu erreichen. JUNGWIRTH et al. (2000) weisen klar darauf hin, daß für viele rheophile Arten der mittelläufigen (Äschen)Regionen, wie Äsche und Nase sowie zahlreiche mit ihnen assoziierte Arten, obligate saisonale Migrationen und stadienspezifische „Habitatshifts“ entlang des longitudinalen und lateralen Kontinuums unternehmen. Zur lateralen Zonierung von Fischgesellschaften, wie sie sich typischerweise in alluvialen Überschwemmungszonen und Augebieten entlang der Strömungs-, Ventilations- und Temperaturgradienten ausbilden, gibt es zur Zeit aber noch keine ausgereiften Schemata.

Einer Probenstelle kann ein mittlerer Fischregionsindex ( $\text{FRI}_{\text{pr}}$ ), über das Artvorkommen und die Dominanzstrukturen, zugeordnet werden. Dazu werden die Individuenzahl pro Art mit dem artspezifischen Fischregionsindex (FRI) multipliziert, aufsummiert und durch die Gesamtindividuen dividiert.

#### 2.1.2.3 Gilden

Das Konzept der Gilden als funktionelle Artengruppen findet in der Ornithologie und bei den benthischen Evertebraten genauso Anwendung wie bei den Fischen, deren

Gildenkonzepte bis jetzt sukzessive weiterentwickelt wurden. Bezüglich der Temperaturpräferenz der hiesigen Fauna existiert nur eine recht grobe Differenzierung zwischen obligaten Kaltwasserarten (oligo-stenotherm) und Arten, die auch an wärmere Temperaturen angepaßt sind (meso-eurytherm), wobei sich die Unterschiede auf die warme Jahreszeit beschränken, weil beide Gruppen den gleichen Winter überstehen müssen. Man unterscheidet neben den Temperaturgilden zwischen funktionellen Gilden, deren Arten sich hinsichtlich Trophie, Reproduktion und Migration ähnlich verhalten und strukturellen Gilden, die den selben Lebensraum nutzen. Die Verwendung von Gilden bietet einerseits bei der Bewertung von artenreichen Systemen Vorteile, da nicht jede Art erfaßt, untersucht und bewertet werden muß, andererseits geht viel artspezifische Information verloren, entscheidend ist hier die Fragestellung. Auch zum Vergleich von typologisch ähnlichen Flüssen weltweit ist der Gildenansatz logischerweise von Vorteil. Prominentes Beispiel ist die Unterteilung von strukturellen Gilden unter Flußfischen, die SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) unter Berücksichtigung der bevorzugten Aufenthaltsorte von Adulten, den Laichplätzen und den Larval - und Jungfischhabitaten vornehmen. Demnach lassen sich 5 übergeordnete Lebensraumgilden identifizieren:

#### Rheophil A:

Flußfischarten, die Zugang zu Nebenflüssen brauchen, weil rhithrale Bedingungen obligat sind für Fortpflanzung und Wachstum der Brut.

Flußfischarten, deren Laichplätze und Jungfischhabitate innerhalb des Hauptgerinnes liegen.

Z.B.: *Hucho hucho* (LINNAEUS, 1758), *Aspius aspius* (LINNAEUS, 1758), *Chondrostoma nasus* (LINNAEUS, 1758).

#### Rheophil B:

Flußfischarten, die zwar ebenfalls Laichgebiete und Jungfischhabitat im Fluß selbst finden, aber als Adulte während speziellen Perioden auf Nebengewässer ausweichen (z.B.: Futterplätze oder Wintereinstände).

Z.B.: *Abramis ballerus* (LINNAEUS, 1758), *Rutilus frisii meidingeri* (HECKEL, 1851)

Eurytope Arten:

Generalisten, die über eine breite Variation lenitischer Gewässertypen, aber auch im Fluß selbst anzutreffen sind. Viele sind reproduktionstechnisch auf periodisch überflutete Areale mit terrestrischer und/oder submerser Vegetation angewiesen.

Z.B.: *Sander lucioperca* (LINNAEUS, 1758), *Esox lucius* (LINNAEUS, 1758), *Phoxinus phoxinus* (LINNAEUS, 1758).

Limnophile Arten:

Stillwasserarten, die speziell auf makrophytenreiche, abgetrennte Altarme und Mikrohabitate der Überschwemmungsareale angewiesen sind.

Z.B.: *Tinca tinca* (LINNAEUS, 1758), *Scardinius erythrophthalmus* (LINNAEUS, 1758).

ZAUNER & EBERSTALLER (2000) nehmen eine detailliertere Einteilung der österreichischen Fischfauna vor. Nach den Kriterien „generelle Strömungspräferenzen“ differenzieren sie zwischen 4 Hauptgruppen: rheophile, oligorheophile, indifferente und limnophile Arten, die sich nach den „Fließgeschwindigkeitsbedingungen am Laichhabitat“ in 8 Subgruppen kombinieren lassen, je nachdem ob sie als rheopar, eurypar oder limnepar eingestuft werden. Neben der oben angeführten Einteilung bezüglich der Fließgeschwindigkeit am Laichplatz nach ZAUNER & EBERSTALLER (2000), ist es üblich, die Reproduktionsgilden nach BALON (1975) für Substrat, Lage der Eiablage und Brutpflege zu verwenden. Die meisten heimischen Flußfische sind lithophil, was die Wichtigkeit intakter Schotterbänke als Laichsubstrat unterstreicht, wobei beispielsweise alle Vertreter der heimischen Acipenseriden sowie *Lota lota* (LINNAEUS, 1758) zusätzlich auch pelagophil (Freiwasser) ablaichen können, *Pelecus cultratus* (LINNAEUS, 1758) laicht hingegen ausschließlich im Freiwasser. Es folgen die phytophilen Laicher wie alle heimischen Cobitidae, *Silurus glanis* (LINNAEUS, 1758), *Carassius carassius* (LINNAEUS, 1758) oder *E. lucius* mit zahlreichen Mischformen und Übergängen wie *Rutilus rutilus* (LINNAEUS, 1758), *Alburnus alburnus* (LINNAEUS, 1758) oder *Leuciscus leuciscus* (LINNAEUS, 1758), die sowohl phyto- als auch lithophil ablaichen können. Je nach Substrat können weiter noch psammophile (Sand), ostracophile (Muscheln) und speleophile (Höhlen) Arten unterschieden werden, die sich noch in Oberflächenlaicher, Brutverstecker und Nestbauer aufteilen. Unter Letzteren

finden sich, neben einigen Lithophilen, die meisten Brutbewacher, die Mehrheit der heimischen Arten betreibt allerdings keine Brutpflege.

Bezüglich den Ernährungs- oder trophischen Gilden werden in stark vereinfachter und schematischer Form fünf Hauptkategorien unterschieden (JUNGWIRTH et al. 2003): Die Piscivoren umfassen alle größeren Räuber die hauptsächlich andere Fische und Wirbeltiere fressen, die Benthivoren fressen vor allem Insektenlarven aus dem Bettsediment und der Drift, die Zooplanktivoren nützen das Zooplanktonangebot in Überschwemmungsflächen, Auen und dem Hauptfluß, unter den Herbivoren findet man die Algenabweider und Makrophytenfresser. Letztlich seien noch die Euryphagen oder omnivoren Arten erwähnt, die eine breite Nahrungspalette von Insektenlarven, Mollusken, Zooplankton, Pflanzen u.v.m. für sich zu nutzen verstehen. Selbstverständlich ist diese Einteilung sehr grob, da so gut wie jede Art im Laufe ihrer ontogenetischen Entwicklung eine Vielzahl an Nahrungsnischen nützen muß und sich natürlich auch das Angebot über das Jahr ändert. Zudem scheint das Wissen über viele Arten beschränkt zu sein und viele Fische ernähren sich durchaus opportunistisch, was eine genaue Zuordnung aller einzelner Arten sehr aufwendig und von fragwürdigem Nutzen macht.

Migrationsgilden sollen jene Arten zusammenfassen, die sich in ähnlicher Weise durch ihren Lebensraum bewegen und zwar je nach Lebensstadium und Zweck der Migration. Hauptsächlich migrieren Fische in unterschiedlichem Ausmaß zu Fortpflanzungszwecken, also um geeignete Laichhabitate und damit assoziierte Kinderstuben aufzusuchen. Allerdings sind Fische durchwegs sehr mobile Organismen, die Standortsänderungen schon im Larval- und Jungfischstadium durchführen (ontogenetische Niche-Shifts), zur Nahrungssuche genauso wie während jahreszeitlichen Standortänderungen und bei ihrer Ausbreitung (JUNGWIRTH et al. 2003). Diese hohe Mobilität wird von keinen anderen Wasserorganismen erreicht und macht Fische zu wertvollen Indikatoren von Konnektivitäts- und Kontinuumaspekten des gesamten von ihnen genutzten Lebensraumes innerhalb eines Flußsystems. Prinzipiell werden die Langstreckenwanderer, wie die anadromen Störe und der katadrome Aal, von den Mittelstreckenwanderern, wie Nase und Barbe, die innerhalb des Flusses über hundert Kilometer zurücklegen können, getrennt.

Kurzstreckenwanderer hingegen bewegen sich meist nur im Umkreis von wenigen Kilometern oder können überhaupt eher standorttreu sein.

#### 2.1.2.4 Populationen und lokale Anpassung

Populationen einer Tierart zu definieren und zu trennen ist nicht einfach und allgemeinere ökologische Konzepte lassen sich nicht auf jede beliebige Art anwenden. Das momentan anerkannteste Modell ist das der Metapopulationen. So bestehen diese zusammengesetzten Populationen aus mehreren lokalen Populationen, die mehr oder weniger isoliert voneinander sind. Ging man Anfangs noch von gleichwertigen, räumlich getrennten Subpopulationen aus, haben sich die Modelle differenziert. Je nach Modell werden Haupt- und Nebenpopulationen unterschieden, die als source (expandierend) oder sink (abnehmend) für den Bestand fungieren können, auch auf die Anzahl der Teilpopulationen und auf die „Bilanz“ des Wachstums insgesamt kann, je nach Fragestellung, eingegangen werden. All diese Modelle können auch in Hybridmodellen vermischt werden (aus: JUNGWIRTH et al. 2003).

Fast alle Fischarten kommen also natürlicherweise in räumlich getrennten (Sub)Populationen vor, die untereinander wenig bis gar keinen genetischen Austausch aufweisen. Diese sogenannten „evolutionarily significant units“ oder ESU gelten durch ihre weitgehende Isolation als wichtiges evolutionäres Erbe einer Art (WAPLES 1995), da genetische Zufallsdrift, Mutation und natürliche Selektion durch die lokalen Umweltbedingungen ihnen über die Zeit eine eigene genetische Identität verleihen. Im Fall der besonders spezifischen lokalen Anpassung von anadromen Lachsen an ihren jeweiligen „Heimatfluß“ in der nordwestlichen Pazifikregion, wird befürchtet, ausgelöschte Bestände gar nicht durch Fremdbesatz ersetzen zu können. (REEVES et al. 1998). Diese lokale Anpassung und jene nichtanadromer Arten kann durch genetische Untersuchungen genauso wie durch das Studium der Unterschiede in der Autökologie zwischen den jeweiligen Subpopulationen untersucht werden. So weist eine Verschiebung der Konditionswerte über das Jahr möglicherweise auf einen veränderten, lokal angepaßten Reproduktionszyklus hin (UIBLEIN et al. 1999).

Als Beispiel seien hier die Äschenbestände aus dem Inn-Traun-Donaukomplex und jene Populationen aus der Region Möll-Drau erwähnt, die sich offenbar erheblich

voneinander differenziert haben und sich daher genetisch unterscheiden (H. PERSAT 1996 aus: UIBLEIN et al. 1999). Wie schnell sich lokale Anpassung bezüglich der Fortpflanzung durch Selektion entwickeln kann, zeigen u.a. HAUGEN et al. (2000) anhand von drei Äschenpopulationen, die sich innerhalb von 13-18 Generationen an die optimalen Temperaturen für die Eientwicklung anpaßten. Neben dieser genetischen Anpassungsfähigkeit, die der langfristigen Maximierung von Wachstumsraten, Kondition und Fitneß dient, verfügen Fische aber auch über ein gewisses Maß an phänotypischer Plastizität. Diese ermöglicht bis zu einem gewissen Grad eine rasche und flexible Einstellung auf markant geänderte Umweltbedingungen (UIBLEIN et al. 1999)

Die anthropogenen Einflüsse auf heimische Fischpopulationen und deren Lebensraum haben aber zu einer sehr viel stärkeren Fragmentierung der Lebensräume und damit zu einer genetischen Isolation von möglicherweise zu kleinen Subpopulationen geführt als es davor der Fall war. Das birgt prinzipiell ein beträchtliches Risiko von Inzucht und des Verlustes der genetischen Variabilität betroffener Bestände. So ist der Aspekt der genetischen Vielfalt und der genetischen Integrität auf Artniveau, aber vor allem auf Subpopulationsniveau, stark in den Vordergrund gerückt, zumal diese Aspekte bei Besatzmaßnahmen wenig Beachtung finden. UIBLEIN et al. (1999) kritisieren ausdrücklich die unüberlegte Freisetzung von Zuchtfischen unbekannter Provenienz und genetischer Identität, da nach LEARY et al. (1995) durch den erhöhten Grad an Inzucht und folglich verminderter Fitneß mehr Schaden an den lokalen Beständen angerichtet wird als diese zu stützen oder wiederherzustellen.

Die oben angesprochenen Risiken von zu kleinen Populationen lassen sich zusätzlich um zufällige demographische Schwankungen (Reproduktion und Mortalität) sowie Schwankungen von Umweltfaktoren wie Prädation, Konkurrenz, Nahrungsangebot, Krankheiten und v.a. natürliche Katastrophen erweitern (PRIMACK 1995 aus: JUNGWIRTH et al. 2003). Für das Überleben von Populationen stellt sich daher zwingend die Frage nach der minimalen Populationsgröße. Deren quantitative Festlegung ist in mehrfacher Hinsicht problematisch, da man Umwelt- und genetische Faktoren nicht einfach trennen kann und die Überlebenschance von begrenzten und isolierten Populationen von sehr vielen Faktoren, wie beispielsweise eben der genetischen Variabilität, Fortpflanzungserfolg etc., abhängen. Hinzu kommt, daß aquatische

Systeme durch ihre hohe zeitliche und räumliche Dynamik immer wieder katastrophalen, stochastischen Ereignissen unterworfen sind, die eine Population lokal auslöschen können, sofern kein hochvernetztes Set an Habitattypen und Rückzugsräumen sowie entfernte Subpopulationen zur Wiederbesiedelung vorhanden sind. Allgemein herrscht Konsens darüber, daß eine effektive Populationsgröße, also die Individuenzahl der tatsächlich am Genpool beitragenden Adulten, mindestens 1000 betragen muß um die genetische Variabilität zu erhalten. UIBLEIN et al. (1999) betonen allerdings nach LANDE (1995) und LYNCH (1996), daß zwischen 5000 und 10.000 fortpflanzungsfähigen Individuen pro Generation nötig sind, um die lokale Ausprägung des Bestandes und die adaptive Variation langfristig zu erhalten, da kaum mehr als ca. 10 - 30 % von ihnen pro Jahr an der Reproduktion teilnehmen (effektive Populationsgröße). Wie sich diese Zahlen auf von Natur aus kleine Populationen wie beispielsweise von *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758) oder *Umbra krameri* (WALBAUM, 1792) übertragen lassen, muß an dieser Stelle offengelassen werden. Der oben angesprochenen räumlichen Vernetzung im Längskontinuum und zwischen Zubringern muß hier besondere Bedeutung beigemessen werden, da Wanderungen von auch nur 1 bis 10 Individuen pro Generation zwischen Teilpopulationen sehr viel ausgleichen können (MILLS & ALLENDORF, 1996).

Ein weiteres wichtiges Bewertungsmerkmal von Populationen ist deren Struktur bezüglich den Altersklassen und ihren Anteilen am Gesamtbestand. Eine „natürliche“ Verteilung läßt prinzipiell erwarten, daß die Individuenanzahl der Jungfische am höchsten ist und asymptotisch mit zunehmender Körpergröße der Adulten abnimmt, wie bei der Allenkurve (ALLEN 1951). Dieser Populationsaufbau ist selbstverständlich zeitlichen Schwankungen unterworfen und je nach Habitat und Art unterschiedlich ausgeprägt. Dennoch leuchtet ein, daß ein Fehlen von Größen- und Altersklassen auf Defizite in der Habitatausstattung für die jeweiligen Stadien hinweist oder zumindest den Fortpflanzungserfolg definierter Jahrgänge beleuchtet.

### **2.1.3 Die Habitalebene**

In den vorangegangenen Kapiteln wurde wiederholt auf die Wichtigkeit von zahlreichen Lebensraumgrößen, ihrer hierarchischen Gliederung und ihrer räumlichen und

zeitlichen Verfügbarkeit für die Flußfischfauna hingewiesen. Die Morphologie des Flußtyps, dessen Morphodynamik, das Vorkommen, die Ausdehnung und Vernetzung der verschiedenen Habitattypen, das hydrologische Regime und das Längskontinuum sind hierbei wichtige Indikatorgrößen zur Bewertung von Fließgewässern und ihrer (fisch)ökologischen Funktionsfähigkeit.

CHOVANEC et al. (2003) fassen die hierarchische Gliederung von Fischhabitaten wie folgt zusammen: Aspekte und Prozesse auf der Einzugsgebietsskala betreffen nicht nur Abfluß, Geschiebetrieb und Nährstofftransport, sondern auch die longitudinale Konnektivität bezüglich Populationsgenetik (Kap. 2.1.2.4) und Fortpflanzungsgeschehen, welches immer bis zu einem gewissen Grad an Migrationsprozesse gebunden ist.

Die Makroskala umfaßt den morphologischen Flußtyp, die Kolk-Furt-Sequenz, das Relief und die Verbundenheit der Auenzone und der Altarme genauso wie die longitudinale Verbundenheit von Laichgebieten und Jungfischhabitaten und das Vorkommen von Hochwasserrückzugsgebieten.

Auf der Meso- und Mikroskala sind die Flußbettstrukturen, die Sinuosität der Uferlinie und die Wasser - Land - Verzahnung entscheidend für die Verfügbarkeit von Habitaten für Larval- und Jungfischstadien sowie Adulte einer Art. Der entscheidende Faktor hierbei ist die Wechselwirkung von hydrologischer Dynamik mit der morphologischen Ausprägung der Flußhabitate und die dabei entstehenden dynamischen patches, Sukzessionsstadien und Ökotope.

Die verschiedenen morphologischen Flußtypen bieten also im Längsverlauf unterschiedliche, longitudinal wie lateral ausdifferenzierte Habitattypen auf der Meso- und Makroskala, die jeweils für bestimmte Arten und deren Altersklassen von essentieller Bedeutung sind. Eine genaue Charakterisierung und Unterteilung dieser Habitate ist wenig sinnvoll, da sie in unterschiedlichsten Ausprägungen vorkommen und trotzdem immer gewisse physikalische Grundattribute gefunden werden können. Wie schon erwähnt, ist die Strukturausstattung des Gewässerbettes und der Uferzone entscheidend für die Verfügbarkeit von Habitaten auf der Makro-, Meso- und Mikroskala, die über Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Substratverteilung charakterisiert werden. Gestreckte Oberläufe zeigen eher eine abgetreppte (step-pool) Abfolgen von tiefen und flacheren Sektionen, bei erhöhten Abflüssen gewinnt das

Relief und die Strukturierung des Ufers als Refugialraum an Bedeutung, obwohl die lateralen Wechselwirkungen noch weniger komplex und die Auenzonen schmal sind. Mit zunehmender Bedeutung der lateralen Dimension variieren Tiefen, Fließgeschwindigkeiten und Temperaturen dann nicht nur rein longitudinal sondern auch zu den Seiten, wobei sich Kolke typischerweise in den Flußbogen und Furten in den Übergängen zwischen den Bögen und bei erhöhtem Gefälle ausbilden. Tiefe, schnelldurchflossene Abschnitte größerer Hauptarme, sogenannte Rinner, weisen vielfältige Strömungsverhältnisse vom Stromstrich am Prallhang bis zu den strömungsberuhigten Stellen des Innenufers auf und bieten so Lebensraum für Adulte und juvenile Altersstadien. „Instream structures“ wie Abbruchufer, bewachsene Unterspülungen (v.a. mit Wurzelbärten) und Strömungshindernisse jeglicher Art differenzieren die Mesohabitate zusätzlich und sorgen für ein mosaikartiges, dynamisches Flickmuster an Mikrohabitaten. In Furkationsabschnitten ist die Differenzierung der Breiten-, Tiefen-, Fließgeschwindigkeits- und Substratverhältnisse lateral wie längs stark ausgeprägt, wobei die Anteile von Kolken zugunsten rasch überströmter, flacher Abschnitte zurückgehen. Diese Bereiche sind wichtige Laichareale für die lithophilen Laichgilden, besonders der rheophilen Potamalarten. Nebenarme, deren Strukturen und Mikrohabitate, sind für Larven und Jungfische essentielle Fraß- und Rückzugshabitate. Trotzdem bilden sich auch in diesem verwobenen Gerinnenetz immer wieder tiefe Bereiche, wie zum Beispiel bei Zusammenflüssen mehrerer Arme oder im Bereich von Strukturen wie Blöcken und Totholz. Auf die besondere Rolle von Totholz und der Inseldynamik wird in Kapitel 2.1.4.5 näher eingegangen. Die flächige Ausdehnung des Alluvions hängt, stark vereinfacht, davon ab, wieviel Platz dem Fluß zu den Seiten bis zum Talhang bleibt. Schematisch betrachtet, bieten Furkationsabschnitte alpiner Täler bereits genug Seitenspielraum für relativ breite und dynamische Überschwemmungsareale, deren Dotation von Altarmen, Weihern und Tümpeln allerdings selten von langer Dauer ist und auch nicht häufig vorkommen (JUNGWIRTH et al. 2003). Zu den Tieflandbereichen stabilisiert sich die Überflutungsdynamik immer mehr und verliert ihren Katastrophencharakter zugunsten eines Störungsregimes, das nicht nur die Habitat- und die Biodiversität erhöht, sondern auch durch die Ausbildung von weitläufigen Retentionsräumen Hochwasserspitzen entschärft und das Grundwasser anreichert (SCHIEMER et al., 2001b). Bezüglich der

Vielfalt an Gewässertypen, Gilden, Arten und deren komplexe räumliche und zeitliche Verteilung sowie der Produktivität von Überschwemmungsarealen sei an dieser Stelle auf die Arbeiten von SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) und ANTIPA (1910) verwiesen.

#### 2.1.3.1 Habitatanforderungen und kritische Stadien der ontogenetischen Entwicklung

Das zeitliche und räumliche Zusammengehen dieses variablen Angebots von Lebensräumen mit den Erfordernissen der jeweiligen Fischarten im Laufe des Reproduktions- und Lebenszyklus entscheidet über deren biologischen Erfolg oder Mißerfolg (die Fitneß, in der nächsten Generation vertreten zu sein). Weiters sei bemerkt, daß in natürlichen Gewässern die jährlichen Schwankungen der Habitatverfügbarkeit die verschiedenen Arten in ihrem Fortpflanzungserfolg unterschiedlich fördern bzw. beschränken (JUNGWIRTH, pers. Mitteilung). Folgt man dem grundlegenden Schema von SCHLOSSER (1995), brauchen Flußfische ein gut verbundenes Set von Laichhabitaten für die Inkubation der Eier, ein Mosaik an verschiedenen Futterhabitaten sowie erreichbare Refugialräume im Falle von Hochwässern, wie sie auch von LANCASTER & HILDREW (1993) auf Mikrohabitatebene für das Makrozoobenthos beschrieben werden. Die kritischen Stadien mit den höchsten Mortalitäten und den engsten zu passierenden Nischenkorridoren finden sich gleich am Beginn der ontogenetischen Entwicklung, in der Ei -und Larvalphase.

Unter den Lithophilen ist die Qualität des Laichsubstrates entscheidend. Da nach BALON (1975) Prädation und Sauerstoffversorgung die Überlebensraten bestimmen, erscheint es nachvollziehbar, daß man Substratkörnung, die Durchsickerung des Sedimentes und in weiterer Folge die daraus resultierenden Sauerstoffverhältnisse ins Zentrum einschlägiger Arbeiten gerückt hat. So wurden für viele Arten nachgewiesen, daß suboptimale Sauerstoffverhältnisse die Eientwicklung verlangsamen und zu erhöhter Mortalität führen (KECKEIS et al. 1996a), wenn auch die Temperatur entscheidend für eine schnelle Eientwicklung und damit für die prinzipielle Eignung eines Gewässers für bestimmte Fischarten ist (HUMPESCH 1985). So sind also die hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundenen geomorphologischen Mikrohabitatausprägungen ausschlaggebend für die richtige Korngrößenverfügbarkeit, v.a. betreffend des Feinsedimentanteils, und damit für die Versorgung der Eier mit rasch

durchfließendem interstitialen Wasser (VAUX 1968). Auch FUKUSHIMA (2001) betont den Zusammenhang zwischen Laichgrubenfrequenz von *Hucho perryi* (BREVOORT 1856) und Anzahl von Kolk/Furt- Übergängen, da der ‚Shakalin taimen‘, ähnlich wie Bachforellen, fast ausschließlich im Endbereich von Kolken seine Laichgruben ausschlägt. Da die Ausbildung und Frequenz dieser Übergangsbereiche vom morphologischen Flußtyp, dem Gefälle und der Strukturausstattung (Kap. 2.1.4) auf der Makrohabitatebene abhängt, ist eine reine Betrachtung auf der Mikrohabitatebene nicht sinnvoll. Auch hier ist ein hierarchischer Zugang unumgänglich (MONTGOMERY & BUFFINGTON 1998) da der Fortpflanzungserfolg ein guter Indikator für den Zustand auf Landschaftsebene ist (CHOVANEC et al. 2003).

Nach dem Schlupf der Laven im Interstitial beginnt eine kritische Phase mit sehr hoher Mortalität. Nach oder während der Dottersackresorption beginnen die Larven aus dem Lückenraum aufzusteigen und ihre Luftblase zu füllen, um freischwimmend nach Nahrung und Habitat zu suchen, artspezifische Unterschiede seien an dieser Stelle vernachlässigt. „Kinderstuben“ müssen sich in erreichbarer Nähe zu den Laichplätzen befinden, da die relativ schwimmschwachen 0+ Jungfische und Larven passiv verdriftet werden und erhöhter hydromechanischer Streß wahrscheinlich zu erhöhter Mortalität führt (KECKEIS et al. 1996b). Das Unvermögen gegen starke Strömung anzukämpfen erhellt auch die Erkenntnis, daß steile, künstliche Ufer keinen wirkungsvollen Schutz gegen stochastische Abflußmaxima darstellen können, während flach ansteigende und strukturierte Ufer auch bei verschiedenen Pegelständen Rückzugsmöglichkeiten für Evertebraten und Fische bieten. Prinzipiell fallen longitudinal ausgerichtete Populationsverluste (wash out effects) in durch erhöhte räumliche Heterogenität gepufferten Meso- und Mikrohabitaten weniger dramatisch aus als in künstlich und durch Blockwurf befestigten Ufern (SCHIEMER et al. 2001a). Die Larval- und in weiterer Folge auch die Jungfischstadien vieler Flußfische müssen jetzt schnell durch einen, sich mit der Körpergröße ändernden, engen Nischenkorridor aus Fließgeschwindigkeit, örtliches Gefälle, Tiefe, Substrat (WINTERSBERGER 1996) sowie schützende Strukturen (Prädationsschutz) und in weiterer Folge, Nahrungsangebot, wachsen. KECKEIS et al. (2001) zeigen, daß sich die optimalen Temperaturen aller Stadien von *Chondrostoma nasus* (LINNAEUS, 1758) von der Laichzeit bis zum Jungfisch in 3 - 4 °C Intervallen erhöhen, entsprechend dem Verlauf während des Frühlings. Auch das

Schwimmvermögen und damit die Fähigkeit das Habitat zu nutzen, zu Fressen und Prädation sowie ungünstigen Bedingungen auszuweichen, steigt im Laufe der Entwicklung linear an (FLORE et al. 2001). Gleichzeitig ändert sich die Umgebung auf vorhersehbare (diurnaler Rhythmus) und stochastische Art (Abflußdynamik) (GAUDIN 2001; SEMPESKI & GAUDIN 1995). ROSENZWEIG (1981) erkennt in der altersabhängigen Lebensraumnutzung Mechanismen zur Minimierung von intraspezifischer Konkurrenz und Prädation, so daß mehrere Altersstadien simultan im Gewässer vorkommen können. SCHIEMER & SPINDLER (1989) stellen fest, daß sich die Habitate von jungen 0+ *C. nasus* und *Barbus barbus* (LINNAEUS, 1758) zwischen Juni und September trennen, wobei sich die Barben von den geschützten Retentionsräumen auf die überströmten Schotterbänken verlagern, während die Nasen noch in den Rückhaltebereichen bleiben. Diese Bereiche finden sich in der Regel in unmittelbarer Ufernähe, wo Strömungsgeschwindigkeit, Temperatur, Wassertiefe und Nahrungsangebot mit den physiologischen Optima der verschiedenen Altersstadien übereinstimmen. Im Laufe des Wachstums shiften die Jungfische der Äsche beispielsweise immer weiter in tiefere, stärker durchströmte Bereiche (aus: JUNGWIRTH et al. 2003; Übersicht in GAUDIN 2001), die sie vorher meiden, sei es aus energetischen Gründen (FLORE et al. 2001) oder um dem Konkurrenzdruck älterer Artgenossen und der Prädation auszuweichen. ROSENFELD (2003) unterscheidet zwischen „selected“, „preferred“ und den „required habitats“. Negative Selektion ist das Meiden von bestimmten Bereichen, positive Selektion ist das Aufsuchen von Habitaten in einem größeren Ausmaß als diese vorhanden sind, wobei man „selection“ als „preference“ unter den momentan gegebenen Umständen betrachten kann. Preferierte Habitate sind günstig, werden aber meist von überlegenen Konkurrenten besetzt, während benötigte Habitate sind auf der Individualebene unverzichtbar für eine positive Stoffwechselbilanz. Es zeigt sich im Experiment, daß ältere Individuen einer Salmonidenart die tieferen Zonen der Kolke brauchen (required), da sie im flachen Furtbereich Gewicht verlieren, während die jüngeren Individuen bei Abwesenheit der älteren Artgenossen sogar besser in den Kolken gedeihen, die sie sonst nicht nutzen können (preference). Ab einer gewissen Größe erweitert sich der energetische Spielraum soweit, daß schon von der Adultphase gesprochen werden kann. Die Qualität der Adulthabitate entscheidet letztlich auch über die Fitneß und damit die Fekundität der potentiell reproduktiven Individuen, fehlen z.B. mittlere Altersklassen,

sind die Eier der jungen bzw. überalterten Mutterfische möglicherweise zu klein oder zu wenige an der Zahl für einen überlebensfähigen Jahrgang (KECKEIS, persönliche Mitteilung).

Anpassung und Habitatwahl sind nicht ausschließlich durch die äußeren physikalischen Umweltvariablen erzwungen, sondern auch durch die intra- und interspezifische Interaktionen beeinflusst.

#### 2.1.3.2 Physikalische und biotische Einflüsse auf Fischgesellschaften

Grundsätzlich wird angenommen, daß die Zunahme an Fischarten im Längskontinuum (VANNOTE et al. 1980) von veränderten Nährstoffeinträgen, deren Umsatz sowie vor allem von geänderten physikalischen Umweltgrößen wie Breite, Tiefe, Fließgeschwindigkeit, Durchfluß und Temperatur beeinflusst werden. Basierend auf SCHLOSSER (1987), betonen REEVES et al. (1998), daß die geringe Habitatheterogenität, die hohe stochastische Variabilität der Umweltbedingungen und der Mangel an Refugialräumen die Artenzahl in Oberläufen gering halten. Die vorkommenden Arten zeichnen sich durch relativ hohe Mobilität (auch der Jungfische), und damit Rekolonisationsfähigkeit nach Störungen, aus und sind hinsichtlich Körperform und Habitateinnischung sehr deutlich getrennt. Diese Auftrennung läßt sich am Beispiel der unterschiedlichen Physiologien, Ansprüchen und Lebensweisen von Forellen, Koppen, Neunaugen und einiger Cypriniden wie Elritze oder Hasel veranschaulichen, die auch in Europa die Biozönose der Oberläufe konstituieren (sollten). Demnach bewerten REEVES et al. (1998) die abiotischen Faktoren und Prozesse in Oberläufen, bezüglich ihres Einflusses auf die Fischgesellschaft, insgesamt höher als die biotischen Interaktionen wie Prädation und Konkurrenz. ELLIOTT (2006) weist in einer Langzeitstudie nach, wie periodischer Habitatverlust durch Trockenheit (benetzte Fläche, Wassertiefe) die kompetitive Koexistenz von Koppen und Forellen quantitativ zugunsten der Koppen verschiebt. Obwohl eine Verringerung des Lebensraumes den unterlegenen Konkurrenten schwerer treffen sollte, da dieser tendenziell eher unbesetzte patches besiedeln kann, scheint die Verringerung der Konkurrenz diesen negativen Effekt überzukompensieren. Durch den verringerten Durchfluß scheint nicht nur die Evertibratendrift abzunehmen, was die driftfressenden Forellen stärker betrifft als die

benthischen Koppen, auch Temperaturanstieg und Sauerstoffversorgung setzen die Forellen unter Druck. Mit steigender Ordnungszahl sinkt nach SCHLOSSER (1987) die Variabilität abiotischer Umweltfaktoren tendenziell, wohingegen die Heterogenität des Habitatangebotes zunimmt und sich mit höherer Biodiversität auch die Intensität und relative Bedeutung biotischer Interaktionen erhöht. Zwar bezieht sich SCHLOSSERS Studie auf Warmwasserflüsse, eine prinzipielle Anwendbarkeit auf temperate Systeme erscheint aber aufgrund von generellen biotischen und abiotischen Analogien vertretbar. Bei der Betrachtung der Habitatverfügbarkeit innerhalb eines Systems ist die Unterscheidung zwischen den Ansprüchen von Individuen und (Meta)Populationen von außerordentlicher Bedeutung, da der Fortbestand von Populationen von Faktoren auf Landschaftsniveau bestimmt wird, während sich die Stoffwechselbilanz einzelner Individuen auf niedrigerer Ebene entscheidet (DUNNING et al. 1992). ROSENFELD (2003) unterscheidet demnach auch Habitatmodelle auf der Makroskala (Verteilung von Arten auf Einzugsgebietsebene, presence-absence models), Kapazitätsmodelle bezüglich der Dichte und Populationsgröße innerhalb von Flußabschnitten und Mikrohabitatmodelle (z.B. für Jungfische). Bioenergetische Mikrohabitatmodelle stellen einen eigenen, eher mechanistischen als empirischen Ansatz dar.

#### 2.1.3.3 ESDC und fischökologische Funktionsfähigkeit

Wie im extended serial discontinuity concept (WARD & STANFORD. 1983, 1995) beschrieben, hebt sich der Oberlauf von heimischen Gewässern hinsichtlich des morphologischen Flußtyps, Gefälle, Geschiebetrieb, Temperaturregime, Begleitvegetation und Habitatausstattung infolge der verschiedenen, dreidimensionalen Interaktionen mit dem Umland von typischen Tieflandflüssen, wie sie im Alpenraum ohnehin nicht oft vorkommen, deutlich ab. Das Konzept beschreibt, nach JUNGWIRTH et al. (2000) durchaus treffend, die Komplexe vierdimensionale Natur von Fließgewässern, läßt sich aber durch fischökologische Aspekte schematisch diversifizieren und ergänzen. So betont das ESDC die longitudinale Dimension in gestreckten Oberläufen stärker als in der mittleren Furkationszone und in der Mäanderzone, obwohl die längsgerichtete Konnektivität auf der gesamten Flußlänge fischökologisch bedeutsam ist. Lang- und Mittelstreckenwanderer aber auch

flußabschnittstypische Leitarten wie Bachforelle, Äsche und Barbe sowie die mit ihnen assoziierten Begleitarten sind auf diese Konnektivität hinsichtlich Habitatshifts und Fortpflanzung angewiesen. Auch das temporäre Ausstrahlen und Vorstoßen von Arten in für sie untypische Abschnitte und Übergangsstrecken zwischen den biocoenotischen Zonen (Stichwort seltene Begleitarten) wird von Kontinuumunterbrechungen unterbunden. Anadrome Arten wie die Acipenseriden der Donau zeigen durch ihr endgültiges Verschwinden, in Folge der Errichtung des Eisernen Tores, wie wichtig die longitudinale Konnektivität auf der gesamten Lauflänge eines Flusses ist.

Wie in den vorangegangenen Kapiteln festgehalten, spielt die Qualität des Bettsediments für lithophile Laicher eine entscheidende Rolle. Die Intensität der vertikalen Austauschprozesse wird aber im ESDC für die gestreckten Oberläufe als relativ unbedeutend eingestuft, während sie in der Furkations- und Umlagerungszone des Mittellaufes ihr Maximum erreicht, um im Unterlauf wieder abzunehmen. Tatsächlich zeigt sich jedoch, daß Herbstlaicher der Oberläufe tiefere Laichgruben ausheben und deren Larven auch tiefer in die hyporheische Zone vordringen und diesen Lebensraum länger nutzen als bei den rheophilen Vertretern der Mittelläufe. Diese überwiegend frühjahrslaichenden Arten legen ihre Eier eher in flachere Sedimentschichten und die Larven entwickeln sich dort auch schneller. Daraus folgt, daß der vertikalen Dimension im Oberlauf die relativ stärkste Intensität zugeschrieben werden kann, während diese innerhalb der immer noch umlagerungsdynamischen Äschen- und der etwas stabileren Barbenregion etwas schwächer wird, um in den Mäanderabschnitten ihr Minimum zu erreichen.

Hinsichtlich der lateralen Austauschprozesse herrscht mit dem ESDC Übereinstimmung für die Oberläufe, die noch eine geringere Wasser- Landverzahnung aufweisen und für die Unterläufe, deren Fischfauna größtenteils von Dauer und Intensität der Überflutungen des Umlandes abhängt (ANTIPA, 1910; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992; SCHIEMER et al. 2001b; SCHIEMER et al. 1991). Alle in Kap. 2.1.1 beschriebenen Konzepte beachten und unterstreichen die überragende Bedeutung der lateralen Austauschprozesse für das Potamal und seine Biocoenose, aber auch in den Oberläufen spielen die relative Uferlänge und der Grad der hydrologischen Retention eine wichtige Rolle für die Produktivität und die Verfügbarkeit von Mikrohabitaten und Refugialräumen für Evertebraten und Jungfische. WARD et al. (2001) stellen fest, daß

sich die relativen Anteile der Uferhabitate in einem unverbauten Alpenfluß über das ganze Jahr, unabhängig vom Abfluß, nicht nennenswert ändern.

Dazwischen steigt die Relevanz der lateralen Dimension flußab stetig an, was sich mit der weiteren Diversifizierung der Nebengewässer- und Altarmtypen von der Äschen- bis zur Barbenregion zeigt. Diese Erweiterung des Habitatsets bringt auch eine Ergänzung des Artenspektrums um zahlreiche rheophile Cypriniden und stagnophile Arten mit sich.

## **2.1.4 Prozesse und Strukturen rhithraler Gewässer**

### **2.1.4.1 Basale Prozesse**

Obwohl die große Vielfalt von Flußtypen und Gerinnemorphologien jedem Gewässer einen individuellen Charakter verleihen, finden einige grundlegende physikalische Prozesse entlang aller lotischen Systemen statt. Diese prägen auf vielfältige Weise und auf den unterschiedlichen Maßstabsebenen deren morphologischen Charakter und damit die Lebensbedingungen der aquatischen, semiaquatischen und terrestrischen Biozönosen in den Flußlandschaften.

Sedimenteintrag von flußauf gelegenen Abschnitten und lokale Transportkapazität, als Funktion von Abfluß und Scherkräften (shear stress), bestimmen die Morphologie der Fließgewässerabschnitte längerfristig innerhalb von Jahrzehnten bis Jahrhunderten. Wichtig sind Menge, Körnung und Periodizität des Geschiebeeintrags genauso wie die Intervalle zwischen Abflußänderungen, deren Ausmaß und Dauer.

MONTGOMERY & BUFFINGTON (1998) liefern eine gute Auswahl an grundlegenden Formeln und physikalischen Beziehungen, die diesen Prozessen und ihrer Dynamik zugrunde liegen. Demnach werden Abfluß und Sedimenttransport durch die Erhaltung von Energie und Masse beschrieben, während andere Zusammenhänge den Energieverlust durch Sedimentrauigkeit, Scherkräfte oder die Geometrie und Größe der Sedimenttransportzone erhellen. Prinzipiell wird das Abflußgeschehen von drei Kräften gesteuert: die Gravitation ( $\text{Masse} \cdot \text{Erdbeschleunigung} \cdot \text{Gefälle}$ ) wirkt in Fließrichtung und wandelt die potentielle Energie der Niederschläge im Gebirge in

kinetische Energie um, turbulente und viskose Kräfte, die den shear stress entlang des benetzten Radius einer definierten Fließstrecke erzeugen, wirken verzögernd.

#### 2.1.4.2 Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeit hängt von Gefälle und Abfluß ab, Form und Rauigkeit (roughness) des Gewässerbettes definieren mit der Sedimentrauigkeit die friktionalen Einflüsse. Es erscheint nachvollziehbar, daß eine breit gefächerte Strukturierung entsprechend heterogene Strömungsmuster und damit verschiedene Bereiche der Schleppkraft und damit Korngrößenverteilung im Gewässer hervorruft. Diese mosaikartig verteilten, in Rhithralgewässern eher kleinräumige „patches“ sind zeitlich und räumlich hochdynamisch.

#### 2.1.4.3 Schlepp- und Scherkräfte

Die Schleppkraft (shear stress), den das Wasser auf die überflossenen Oberflächen des Gewässerbettes ausübt, nimmt mit der Tiefe und dem Quadrat der Fließgeschwindigkeit zu, hängt also von der Wasserdichte, der Erdbeschleunigung, dem hydraulischen Radius und natürlich dem Gefälle ab. Die erzeugten Schlepp- und Hebekräfte können Sedimente und Schwebstoffe in Bewegung bzw. Suspension setzen. Für den Geschiebetrieb ist aber nur der reduzierte hydraulische Querschnitt von Bedeutung, also jene Wasserpakete, die mit den Isotachen (Isolinien gleicher Fließgeschwindigkeit) einen rechten Winkel einschließen (MEYER-PETER & MÜLLER 1949). Die effektive Schleppkraft, die für den Geschiebetrieb zur Verfügung steht, wird über die energieverbrauchenden Strukturen wie rauhe Ufer, Vegetation und Totholz im Gewässer (in-channel roughness) definiert. Die kritische Schleppkraft ist jene, die für die Mobilisierung einer Geschiebefraktion mit bestimmter Korngröße nötig ist. Ist die effektive Schleppkraft kleiner als diese, findet kein Transport statt. Generell herrscht Konsens darüber, daß die meisten morphologischen Veränderungen und die bedeutendsten Transportvorgänge ab bordvollen Abflußstadien aufwärts stattfinden.

#### 2.1.4.4 Abfluß und Feststoffhaushalt

Der Abfluß kann über die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit, die Gewässerbreite und die Tiefe bestimmt werden. Er bestimmt zu einem wesentlichen Teil die Entwicklung des Gewässernetzes und des morphologischen Flußtyps, auf der Mesoebene die Habitatverfügbarkeit, O<sub>2</sub>- Gehalt, Nahrungsangebot und vieles mehr. An Volumen flußab zunehmend, wird das Abflußgeschehen bestimmt durch die Fläche des Einzugsgebietes, die Zubringer, das Klima, die Niederschläge und die Trockenheit. Flächenversiegelung, lineare Verbauung und Abtrennung von Retentionsräumen beeinflussen v.a. die Auswirkungen von Extremereignissen im Abfluß negativ (JUNGWIRTH et al. 2003). Seine Variabilität über diurnale wie langfristige Zeiträume und die der mit ihm in Beziehung stehenden Kräfte und Folgeprozesse machen deutlich, welcher dynamische Charakter Gewässer als Lebensräume ausmacht. Da der Geschiebetrieb und die Korngrößenfraktionen von der (basalen) Schleppkraft abhängen, die wiederum von der Tiefe und Fließgeschwindigkeit bestimmt wird, ist die zentrale Abhängigkeit vom Abflußgeschehen offensichtlich. Je nach Bettbeschaffenheit, Gestein, Körnung und Porosität wird das Sediment mehr oder weniger tief durchdrungen und entsprechend ist die mobile Schicht dicker oder schmäler. Lokal zeigt das Verhältnis zwischen Geschiebeeintrag von oben und Sedimenttransportrate oder -kapazität vor Ort, ob der betreffende Abschnitt eher transmittierend oder speichernd wirkt, was die Ausbildung der Gerinnemorphologie und den Flußtyp definiert.

Bei Geschiebemangel oder erhöhtem Abfluß tieft sich der Fluß ein oder beginnt die Ufer stärker zu erodieren, was Mäanderbildung auslösen kann. Im ersten Fall würde sich das Gefälle durch die Eintiefung stärker verringern, bei Seitenerosion weniger. Stabilisierend auf das Flußbett wirken sich hier eine Vergröberung des Substrates und Änderungen in der Gewässerbettmorphologie in Richtung erhöhter Resistenz der Strukturen gegen die Einwirkung des fließenden Wassers aus (DIETRICH et al., 1989; WHITTAKER & JAEGGI, 1982 aus: MONTGOMERY & BUFFINGTON, 1998). Wird hingegen mehr Geschiebe eingetragen, als der Abfluß transportieren kann, oder sinkt der Pegel, entsteht eine Ablagerungszone und das Gefälle wird sich in Folge erhöhen. Damit kann auch eine generelle hydraulische Glättung einher gehen, da sich die Sedimentoberfläche verfeinert (Oberflächenrauhigkeit) und Kolke angefüllt werden (DIETRICH et al. 1989; WHITTAKER & DAVIES, 1982 aus: MONTGOMERY & BUFFINGTON, 1998). Auch können

die Ablagerungen das Gewässerbett erhöhen, was bei gleichbleibendem Gefälle wieder zu Ufererosion und Flußbettaufweitung führt. Die flußmorphologischen Veränderungen, die sich aus der Variabilität von Abfluß und Geschiebetrieb ergeben, sind zwar ortsspezifisch, die beiden grundlegenden Beziehungen von Abfluß und Geschiebetrieb mit den jeweils 7 Variablen gelten aber entlang des gesamten Gewässernetzes. Die Variablen Breite, Tiefe, Sedimenttransportrate, Dicke der bewegten Schicht, Menge des gespeicherten (zurückgehaltenen) Sediments, Gefälle und mediane Korngröße ergeben aber nur 2 Beziehungen, was die Vorhersagbarkeit von störungsbedingten Änderungen in der Flußmorphologie sehr aufwendig und unsicher macht (MONTGOMERY & BUFFINGTON, 1998). Über den praktischen Wert so punktgenauer Vorhersagen mag man streiten, die Effizienz von Renaturierungen hängt aber bei eingeschränktem Handlungsspielraum von der genauen Planung der einzelnen hydromorphologischen Maßnahmen ab.

Feinpartikel und Seston werden schon bei geringen Fließgeschwindigkeiten in Schwebe gehalten (EINSELE 1957), ihr Gehalt im Wasser ist davon abhängig, welche geologischen Areale entwässert werden (Bsp.: Inn). MANGELSDORF & SCHEUERMANN (1980) geben das Verhältnis Schwebstoff/Geschiebe für Alpenflüsse zwar mit 30:70 an, die Schwebstoffe binden aber einen Großteil der kinetischen Energie, der sonst dem Geschiebetrieb zur Verfügung stünde. Klare Flüsse üben folglich stärkere vertikale und laterale Kräfte auf Gewässerbett und Uferzone aus.

#### 2.1.4.5 Totholz (large woody debris)

Totholz (LWD) ist ein wichtiges dynamisches Strukturelement in Fließgewässern. Sein Einfluß auf diese ist sehr vielfältig und umfaßt die Alteration der Gerinneform, des Nährstofftransports und dessen Umwandlung (POM) sowie der Retention von Sediment und organischem Material, alles Funktionen welche die Biozönose nach BISSON et al. (1987) maßgeblich beeinflussen. Fische profitieren von dem Habitatangebot, das Totholzstrukturen mit sich ziehen (ANGERMEIER & KARR, 1984). Zahlreiche Studien zeigen, daß die Fischbiomasse in Flußabschnitten mit viel Totholzeintrag um ein Vielfaches höher ist als in Abschnitten mit wenig Holzstrukturen (FAUSCH & NORTHCOTE, 1992). Besonders strukturgebundene Arten aber auch Arten mit weniger

Strukturbezug benötigen, zumindest während gewisser Phasen ihres Lebenszyklus (Larval- und Jungfischstadien, Laichverhalten, Wintereinstand), Deckungsstrukturen, deren Relevanz für die Fischfauna entlang des Längskontinuums offenbar in keiner Weise abnimmt (ZAUNER, 1993). Die dynamische physikalische, chemische und biotische Interaktion des Gewässersystems mit seinem Umland zeigt sich anhand seines Totholzhaushaltes nicht nur bezüglich der Sukzession der Umlandvegetation entlang des Längskontinuums, auch seine Abundanz, Größenverteilung und die Frequenz des Eintrages sind untrennbar mit dem Einzugsgebiet des Gewässersystems, seiner Charakteristik, der Vegetation und der anthropogenen Nutzung verbunden.

Kontinuierliche Ufererosion, Windwurf und natürliche Mortalität der Gehölze sorgen für ständigen Nachschub in natürlichen Gewässersystemen. Episodische Ereignisse wie Starkstürme, Waldbrand, Muren und extreme Hochwässer können, räumlich und zeitlich punktuell, ebenfalls massive Mengen mobilisieren. Generell kann man davon ausgehen, daß abgesehen von weitläufigen Überschwemmungsflächen, sich die LWD - Inputzone auf die unmittelbare Umgebung des Gewässers beschränkt, wo Bäume umfallen oder bei Hochwasser mitgerissen werden.

Die Menge und Verteilung von Totholz in einem Fluß hängt von dessen Breite und der Artenzusammensetzung und Dichte der Vegetation genauso wie dem morphologischen Flußtyp ab: kleinere Oberläufe enthalten für gewöhnlich mehr LWD - Ablagerungen als transportfähigere untere Abschnitte mit höherer Breite und Tiefe, in denen diese aber unter Umständen sehr groß werden können. Gestreckte und von Talhängen stark begrenzte Abschnitte können aufgrund ihrer hohen Transportkapazität bei hohen Durchflüssen weniger LWD zurückhalten als lateral weniger begrenzte Abschnitte flußab, die zudem mehr entsprechenden Eintrag durch Seitenerosion erfahren (BILBY & BISSON, 1998). Je größer das Gewässer und seine Transportkapazität, um so weniger Totholzansammlungen können rückgehalten werden, folglich sinkt deren Relevanz bezüglich der strukturellen Gestaltung des Flußbettes. Die einzelnen Ablagerungen setzen sich aus größeren Einzelstämmen zusammen und bilden dementsprechend größere Kolke aus (BILBY & WARD, 1989 aus: BILBY & BISSON, 1998).

Die Gerinneform wird je nach hydromorphologischem Typ anders beeinflusst. In steilen, abgetreppten Oberläufen bilden sich oft Sturzkolke, in weniger steilen Abschnitten Strömungskolke und Ablagerungen aller Art, von Schluff-, Sand-, Kies- und

Schotterbänken über Inseln bis zu Laufgabelungen und Nebenarmen. Auf die wichtige Rolle bei der Inselbildung und -stabilisierung in Furkationssystemen weisen WARD et al. (1999) hin (siehe auch folgendes Kapitel). Je nach Lage und Ausrichtung wird die Strömung anders abgelenkt und aufgeteilt, was zu vielfältigen Choriotopten, also Biotopen mit verschiedener abiotischer und biotischer Substratzusammensetzung (MOOG 1990), Fließgeschwindigkeitszonen und Auswaschungsbereichen führt, wie sie beispielsweise SCHNEIDER & KORTE (2005) salopp schematisieren. An Ufern und in Sohlnähe können Erosion und Laufverlagerung ausgelöst werden, die Gewässerbreite und ihre Variabilität steigt mit der Dichte von Totholzablagerungen. FAUSCH & NORTHCOTE (1992) beobachten erhöhte mittlere Tiefe und Auslenkung der Flußwindungen in Bachabschnitten mit viel Totholz im pazifischen Nordwesten der Vereinigten Staaten.

#### 2.1.4.6 Morphologien und Zonierung auf verschiedenen Ebenen

Die zeitlichen und räumlichen Schwankungen von Feststoffhaushalt, Abfluß und Gefälle ziehen verschiedenste Gerinnemorphologien und damit sehr diverse Reaktionen auf äußere Störungen mit sich, seien diese natürlich oder anthropogen bedingt. Dies und die z.T. beträchtlichen Zeitintervalle und Verzögerungen zwischen Störung und Auswirkung macht die Interpretation und Prognose hinsichtlich störungsinduzierter Veränderungen schwierig, besonders wenn lokale Faktoren und Gegebenheiten in den Vordergrund treten. Naheliegenderweise ist auch hier eine hierarchische Betrachtung der hydromorphologischen Prozesse auf der Basis von FRISSEL et al. (1986) allgemein üblich, da auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen andere Prozesse und Abhängigkeiten für die Gerinnemorphologie ausschlaggebend sind. Da die größten Betrachtungsebenen hier kaum relevant sind und meist sehr allgemein abgegrenzt werden, soll hier oberhalb der Einzugsgebietsebene auf eine genauere Betrachtung verzichtet werden. MONTGOMERY & BUFFINGTON (1998) unterscheiden in ihrer räumliche Klassifikation für die pazifische Küstenökoregion Nordamerikas geomorphologische *provinces*, Einzugsgebiete, Talbereiche oder -abschnitte, Flußabschnitte und *channel units* (Habitatenebene). Trotz der Vergleichbarkeit mit Gliederungskonzepten wie in JUNGWIRTH et al. (2003) zusammengefaßt, sind diese

nicht ohne weiteres austausch- oder vergleichbar. MONTGOMERY & BUFFINGTON (1998) beachten v.a. die basalen physikalischen Zusammenhängen und das Verhältnis von Geschiebeeintrag und Transportkapazität um Täler genauso wie Flußabschnitte nach colluvialem (Ansammlung von Steinen und Debris, periodischer Abtransport), „bedrock“ (freigespültes Muttergestein) und alluvialem (ablagerungsgeprägt) Charakter zu trennen. Unter den alluvialen Flußabschnitten werden „cascade“, „step-pool“, „plane bed“, „pool-riffle“ und „dune riffle“ reaches, je nach Ausstattung auf der Habitatebene und des Zustandekommens (free-formed/forced), unterschieden. Es erscheint plausibel, daß die Empfindlichkeit des Flußbettes gegenüber verändertem Abflußgeschehen und Geschiebetrieb im Längsverlauf, durch das abnehmende Verhältnis von Transportkapazität zu Sedimenteintrag, zunimmt. Der furkierende Flußtyp wird hier bemerkenswerterweise als Ausnahme im Falle extremer Geschiebeeinträge in lateral unbegrenzte Abschnitte beschrieben, während er in der Alpenregion, vor den flächendeckenden Regulierungen, noch vor dem mäandrierenden Typ ein häufiges Landschaftselement war (MUHAR et al. 2000, 2003).

Auf Ebene der Einzugsgebiete und Flußsysteme differieren die naturräumlichen und geologischen Verhältnisse. Das Klima, das Gestein, die Tektonik und dadurch indirekt auch die Vegetation, beeinflussen bis hin zu geologischen Zeiträumen die physikalischen Transportvorgänge im Spannungsfeld der Variablen Feststoffhaushalt und Abfluß (MANGELSDORF & SCHEUERMANN 1980), welche ab den niedrigeren Ebenen für die Ausgestaltung des Gewässerbettes bestimmend sind. Verwitterung und Abtragung führen zur Ausbildung verschiedenster Talformen, in: JUNGWIRTH et al. (2003) zusammengefaßt als Klamm, Kerbtal, Sohlenkerbtal, Sohlental, Muldental, Trogtal und Talebene. Die Talform definiert die laterale Bewegungsfreiheit des Flusses, was bei Kartierungen und Leitbilderstellungen im Rahmen von Fließgewässerbeurteilungen zu beachten ist.

Auf Ebene der Flußabschnitte unterscheiden MUHAR et al. (1998) fünf grundlegende morphologische Flußtypen, deren Ausbildung von den Parametern Gefälle, Abfluß, Geschiebemenge, Hauptkorngrößen und Gewässerbettgeometrie beeinflusst wird und welche die typischen Ausprägungen anthropogen unbeeinträchtigter alpiner Flüsse umfassen. Die längszonale Abfolge hängt stark von den übergeordneten räumlichen Strukturen ab und ist nicht automatisch als vorgegeben anzusehen.

Gestreckte Flußläufe treten für gewöhnlich in Oberläufen auf, haben eine geringe morphologische Entwicklung, hohes Gefälle, sind von den Talrändern begrenzt und neben kleinräumigen Pendelstrecken, die zu Ablagerungen führen, sind oft scharfe, reliefbedingte Richtungsänderungen zu beobachten. Typisch für Klamm, Kerbtal und Sohlenkerbtal. Pendelnde Strecken haben zwischen den begrenzenden Strukturen wie Talflanken, Terrassen und Schwemmkegeln mehr Bewegungsspielraum im Talbereich und bilden bereits Prall- und Gleituferstrukturen aus. Für gewöhnlich ist der Geschiebetrieb gering, das Gefälle aber für die Ausbildung von weiter ausschlagenden Mäanderbögen zu hoch.

Alluviale Furkationssysteme bilden sich unter hohem Geschiebeeintrag und hohem bis mittlerem Gefälle, die Ufer und Aufzweigungen in Nebengerinnen sind hochdynamisch genauso wie die meist noch schmale Auenzone. Am Beispiel des Tagliamento in Italien zeigt sich, daß sich eingeschränkte Gerinne und breitere Überschwemmungszonen wie Perlen auf einer Kette (beads on a string) sensu WARD & STANFORD (1993) abwechseln. Inselbildung und dessen Dynamik scheinen in diesen natürlichen Systemen eine sehr wichtige morphologische Rolle zu spielen. Ein konzeptuelles Modell beschreibt die Entwicklung von Schotterbänken zu anfangs von Pioniervegetation kolonisierten, durch fortschreitende Sukzession stabilisierten Inseln und ihre eventuelle und zu fast jedem Zeitpunkt der Sukzession mögliche Disruption durch entsprechend hohe Abflüsse. Ausmaß und Frequenz des Totholzeintrags scheint bei der Inselbildung ebenfalls ein wesentlicher Faktor zu sein, was besonders anhand von in großen Schotterbänken vergrabenen Stämmen augenscheinlich wird. Mit fortschreitender Stabilisierung der Inseln und Uferzonen beginnt der Übergang zu einem geschlosseneren, anastomoserem Gewässernetz wie durch den gewundene Flußtyp charakterisiert. Eine Abnahme des Gefälles und der Sedimentkörnung bedingt die Ausbildung der ersten Mäanderbögen in diesem Übergangstyp zwischen der Furkations- und der Mäanderzone. Durch erhöhten Abfluß, Gefälle und/oder Geschiebetrieb können dazwischen immer wieder Aufweitungs- und Verzweigungsabschnitte entstehen.

Der mäandrierende Flußtyp hat, bedingt durch die geomorphologischen Verhältnisse und damit der Ausprägung der charakteristischen Kenngrößen eine vergleichsweise langsame laterale Entwicklung, in dessen Verlauf Prall- und Gleithänge an den Außen- und Innenufern entstehen. Auf die Vielfalt an Lebensräumen, die durch die schrittweise

Abkopplung alter Bögen und Arme vom Hauptgerinne im Zuge der Laufverlagerung entstehen, wurde bereits bei der Besprechung der Fließgewässerkonzepte (Kap. 2.1.1) hingewiesen.

## **2.2 Gewässermanagement**

### **2.2.1 Anthropogene Einflüsse auf Fließgewässer**

Weltweit werden Fließgewässer durch den mit der Bevölkerung steigenden anthropogenen Nutzungsdruck auf kaum überschaubar vielfältige Weise alteriert und teils irreparabel geschädigt. Die Tatsache, daß der Verlust von Arten im Süßwasser höher ist als in allen übrigen bekannten Systemen ergibt sich aus der hohen Biodiversität, die diese Systeme hervorbringen und die durch menschliche Aktivitäten stark bedroht ist (JENKINS 2003). Süßwasserökosysteme haben einen verschwindend geringen Anteil am weltweiten Wasservorkommen: während Seen 0,01 % des Wassers enthalten, entfallen nur 0,0001 % auf lotische Systeme (WETZEL 1983 aus: SCHWOERBEL 1999). Daß trotzdem insgesamt 41,2 % aller rezenten Fischarten zumindest zeitweise dem Süßwasser zuzurechnen sind (COHEN 1970) unterstreicht die Priorität und Stringenz des Schutzes von Süßwassersystemen als Biodiversitätshotspots. POSTEL & CARPENTER (1997) geben einen Überblick über die grundlegenden ‚benefits‘ und ‚services‘ wie Nahrung für Mensch, Tier und Pflanzen, Abtransport und Abbau von Abfallstoffen, nachhaltige Versorgung mit sauberem Wasser sowie die ästhetischen und kulturellen Bereicherung für die Gesellschaft. Verbleibende, morphologisch und hydrologisch naturbelassene Abschnitte stellen wertvolle Refugien für bedrohte Arten dar, von denen die Rekolonisation renaturierter Areale ausgehen kann.

Vor allem in ariden aber auch temperaten Ländern ist der Druck zur Trinkwassergewinnung groß, Grundwasserspiegelabsenkungen machen großräumige Drainagen notwendig. Eutrophierung, Überfischung, Einführung von standortfremden Arten, Staudämme und Bergbau bedrohen Gewässer vor allem in Entwicklungsländern (GILLER 2005). Die weitläufige Habitatzerstörung in Industrieländern ist die Konsequenz von Hochwasserschutz, Drainagen, Bewässerung, Schifffahrt und Wasserkraft. Besonders die Kanalisierung zahlreicher Fließgewässer und deren

energiewirtschaftliche Nutzung ziehen Verluste von struktureller Heterogenität und longitudinaler Konnektivität, Entkoppelung des Fluß - Auenniveaus und verminderte Nährstoffretention sowie Alternierung des natürlichen Abflußregimes bezüglich der Menge (Ausleitung), Saisonalität, Frequenz und des Verhältnisses von Hoch- und Niederwasserführung nach sich. Intensive Umlandnutzung wie Entwaldung, intensive Land- und Weidewirtschaft bis knapp an die Uferzone sowie Oberflächenversiegelung führen jeweils zu veränderten Wasserhaushalten, diffusen Belastungen mit Nährstoffen, Verlust von Auenzonen durch laterale Entkoppelung und erhöhtem Oberflächenabfluß. Die Einbringung standortfremder Exoten und Parasiten sowie unsachgemäße Bewirtschaftung und einseitige Befischung stellen zusätzliche Stressoren für die Biozöosen dar.

Bei der Betrachtung der anthropogenen Beeinträchtigung österreichischer Fließgewässer rücken Wasserkraftnutzung aller Art samt negativer Folgeerscheinungen wie Speicherspülung und Schwallbetrieb sowie generell bauliche Maßnahmen zum Hochwasserschutz in den Mittelpunkt. Anfangs, während der sechziger, siebziger und achtziger Jahre, lag der Fokus auf der Belastung mit biologisch abbaubaren Abwässern, der durch den, mittlerweile weitgehend abgeschlossenen, Ausbau von Kläranlagen begegnet wurde. Freilich bleibt immer noch die Belastung mit Schwermetallen, schwer bis gar nicht biologisch abbaubaren und hochtoxischen Verbindungen, Halogenen und hormonell wirksamen Stoffen sowie die Tatsache, daß sich das Saprobiensystem nicht auf den spezifischen Gewässertyp beziehen läßt, obwohl dies von der WRRL eindeutig gefordert wird. Trotz der akzeptablen Wasserqualität ist der ökologisch - funktionelle Zustand österreichischer Fließgewässer jedoch weitestgehend desolat (CHOVANEK, persönliche Mitteilung).

Betrachtet man die Integrität der lotischen Habitate bezüglich der Morphologie, der longitudinalen und lateralen Konnektivität sowie des Sedimenttransportes und des Abflußregimes, wie von MUHAR et al. (2000) getan, ergibt sich das für Österreich folgende Bild: Von den 52 größten Flüssen Österreichs, die Donau ausgenommen, firmieren 79 % als moderat bis schwerwiegend hydrologisch und morphologisch, also bezüglich ihrer Habitatintegrität, anthropogen verändert. Innerhalb dieses Anteils werden 16 % besonders durch Stauhaltung, 19 % durch Ausleitung und 14 % der untersuchten Gewässer durch Schwallbetrieb, hydrologisch alteriert. Rund 30 %

unterliegen ausschließlich strukturellen Degradationen wie Begradigung, Kanalisierung und Uferbefestigung, die zuvor erwähnten Strecken weisen diese in den meisten Fällen ebenfalls auf. Nur 6 % der untersuchten Flüsse können als sehr gut und 15 % als gut, hinsichtlich ihrer Habitatintegrität, bezeichnet werden. Zieht man jedoch weiter alle staubeinflussten Strecken ohne Renaturierungspotential aus Mangel an Dynamik ab, verringert sich der Anteil sehr guter und guter Strecken auf insgesamt 8 % beziehungsweise 380 Km intakter Fließstrecke (MUHAR et al. 2000).

Nach morphologischen Flußtypen ausdifferenziert, ergeben sich für den furkierenden, den gewundenen und den mäandrierenden Flußtyp die stärksten Verluste mit jeweils 6, 13 und 22 % die, verglichen mit der Referenzsituation in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts, nunmehr übrigbleiben. 31 % des pendelnden, 46 % des Talmäanders und 57 % des gestreckten Typs können hingegen noch als typspezifisch ausgeprägt bezeichnet werden. Der Verlust an biozönotischen Regionen beziffert sich auf 63 % für die Forellenregion des oberen Rhithrals und 82 % für die Äschenregion des unteren Rhithrals. Nur ein Bruchteil (43 Km von ursprünglich 731 Km) der potamalen Abschnitte ist als solcher noch erhalten (MUHAR et al. 2000).

#### 2.2.1.1 Flußregulierung und Hochwasserschutz

Die massive und systematische Verbauung der Fließgewässer in Europa nach dem zweiten Weltkrieg erfolgte unter der Maxime des Wiederaufbaus und der Produktionssteigerung. Durch Kanalisierung und Verrohrung wurden in exzessiver Weise auch Wildbäche, Bäche und Flüsse des ländlichen Raums ohne stringenten Schutzbedarf von Infrastruktur und Siedlungen vor Hochwässern zerstört (JUNGWIRTH et al. 2003). Die folgenden Alterationen der betroffenen Gewässer sind so komplex wie die Konsequenzen für die Biozönosen schwerwiegend sind.

Durch Kanalisierung ursprünglich pendelnder, furkierender, gewundener und mäandrierender Flußstrecken mit ihren komplexen, multidimensionalen Prozessen, zum Zwecke der raschen Ableitung von Hochwasserspitzen flußab, wird zwangsläufig das Gefälle erhöht, was wiederum zu einer erhöhten Fließgeschwindigkeit führt. Die Folge ist ein prinzipiell erhöhter Geschiebetransport innerhalb der im Querprofil verengten Zone, was eine Eintiefung der Gewässersohle nach sich zieht. Die daraus resultierende

Absenkung des Grundwasserspiegels stört die Austauschprozesse zwischen Fluß, Sediment und Aquifer (vertikal) genauso wie die Verzahnung des Wasserkörpers mit dem Auenniveau des Umlandes (lateral), ein Problem das nicht nur Feuchtgebiete und Auen betrifft, sondern auch wichtige landwirtschaftliche Flächen wie z.B. das Marchfeld bei Wien (HÖDL, persönliche Mitteilung). Die Sedimententnahme durch die Bauwirtschaft, hiermit verbundene wasserbauliche Maßnahmen zur Geschieberetention, der Verbau von Wildbächen als maßgebliche Geschiebenachschubwege für das Hauptgewässer und die Kontinuumentbrechungen durch Kraftwerke und Sohlrampen, welche das resultierende erhöhte Gefälle abarbeiten müssen, verschärfen das Problem zusätzlich. Durch die Eintiefung des Hauptgerinnes wird außerdem die Konnektivität bezüglich der organismischen Migration in die Zubringer unterbunden, welche für die Fortpflanzungs- und Lebenszyklen von Schlüsselarten und -gilden von grundlegender Bedeutung ist.

Allein die Abdämmung des Flusses vom Umland führt zu einer Entkoppelung des Auenniveaus, die Überalterung aus Mangel an Transport - und Erosionsvorgängen ist am Rückgang von weichen Auwäldern ersichtlich. Die Ausstattung der Uferzonen und des Gewässerbettes mit vielfältigen Strukturen wie Totholz, Störsteinen und den verschiedensten Ausprägungen von Mesohabitaten für die Diversifizierung der Strömungsverhältnisse und Choriotope ist für die Artenverteilung innerhalb der Biozönose bestimmend. Eng kanalisierte, versiegelte, verrohrte und strukturell monotonisierte Fließgewässerstrecken besitzen kaum die Fähigkeit zu deren Ausbildung, Erhaltung und dynamischen Erneuerung. Inseln, Schotterbänke, Prall- und Gleitufer, Zonen des Geschiebeaustrags und der Akkumulation sowie räumlich/zeitlich hochdynamische Teilhabitate der Überschwemmungsflächen innerhalb der Auenzone fehlen hier weitestgehend. Diese Effekte sind um so vordergründiger, je kleiner ein Gewässer ist, da sich die Übergangszonen zwischen aquatischen und terrestrischen Habitaten in schmalen Bächen nicht nur auf die Uferzone sondern auf den gesamten Querschnitt erstrecken. Auf die Empfindlichkeit schwimmschwacher Stadien gegenüber Hochwasserspitzen in kanalisierten Strecken ohne ausgeprägte Wasser - Landverzahnung durch flache Uferbereiche oder Altarme wurde bereits eingegangen. Auf höheren Maßstabsebenen ergeben sich nachhaltige strukturelle und funktionelle Alterationen hinsichtlich der stark verminderten Retention von Wasser und Nährstoffen

auf Einzugsgebietsniveau durch den Wegfall von weitläufigen Überschwemmungsflächen. Weiters ist, neben einer Verminderung der Selbstreinigungskapazität entlang des Längskontinuums und der damit verbundenen Änderungen der Trophie des Gewässers, der allgemeine quantitative Verlust von produktiver Wasserfläche durch Regulierung anhand zahlreicher Beispiele evident.

#### 2.2.1.2 Wasserkraft

Viele der ausgebauten Gewässer in Österreich weisen mehrere Eingriffsformen auf, was unter Umständen zu Extrembiotopen führen kann, in denen nur noch flexible Ubiquisten anzutreffen sind. Querbauten, die meist mit Strukturmangel durch linearen Verbau einhergehen, stellen eine besonders tiefgehende und nachhaltige Eingriffsform dar, die auf großmaßstäblicher Ebene weit über den Standort hinaus wirken. Besonders bei großen Laufkraftwerken in gefällearmen Flüssen ergeben sich lange Rückstaubereiche. Zu den Auswirkungen von Kraftwerksprojekten existiert eine Fülle von Literatur, ich beziehe mich im Folgenden auf wenige ausgesuchte Zusammenfassungen der basalsten Alterationen.

Die Unterbrechung des Längskontinuums verhindert die organismische Migration genauso wie den Geschiebetransport. Die herabgesetzte Fließgeschwindigkeit führt zu Feinsedimentablagerungen an der Staumauer und in weiterer Folge zur Kolmation des Gewässergrundes. In Kombination mit dem häufig eingetieften Unterwasser und Maßnahmen zur seitlichen Uferbefestigung ergibt sich eine laterale und vertikale Isolation des Gewässerkörpers vom Umland, den Zubringern und dem sich absenkenden Grundwasserstrom. Die Anhebung des Auenniveaus aus Mangel an dynamischen Prozessen erscheint als schwer reversibel, da die lateralen und vertikalen Austauschprozesse sowie Erosionsvorgänge großräumig gestört oder ganz unterbunden werden. Altwässer, die vormals angebundener Teil des Hauptflusses und der Nebengerinne waren, verlanden als isolierte Teillebensräume, die rudimentären Auestandorte entwickeln sich zu harten Auen.

Für das Oberwasser des Kraftwerks Altenwörth stellt HUMPESCH (1992) von der Stauwurzel bis zur Staumauer einen abnehmenden Fließgeschwindigkeits- und Sedimentkörnungsgradienten fest, der vom groben, heterogenen Schotter bis hin zu gut

ventilierten und produktiven Schlammablagerungen vor dem Damm reicht. Reduzierende Bedingungen treten in Flüssen eher selten auf, kurzfristige Mobilisierung von großen Mengen Sediment kann aber zu Sauerstoffzehrungen führen. Während die Fischfauna der Stauwurzel für gewöhnlich jener der freifließenden Vergleichsstrecken ähnelt, steigt der Anteil stagnophiler und indifferenter Arten mit der Nähe zum Kraftwerk. Der Mangel an diversifizierenden Uferstrukturen, Seichtwasserhabitaten, Laichstrukturen, die geringe Planktonkonzentration und die niedrigen Wassertemperaturen sowie die stark veränderte Wasserführung verhindern aber das Aufkommen einer rein stagnophilen Fischcoenose. Adulte Vertreter litho- und rheophiler Gilden nützen zwar durchaus die lokale Evertebratenfauna (v.a. Oligochaeta) (UNFER, persönliche Mitteilung), sie können aber ohne Zugang zu Laich- und Jungfischhabitaten keine selbsterhaltenden Populationen bilden. Jungfische der standorttypischen Arten finden sich, wenn überhaupt, im Stauwurzelbereich, wenn Schotterinseln und -bänke sowie Uferhabitate und zugängliche Zubringer zur Verfügung stehen. In der Nähe der Altenwörther Staumauer trifft man auf so gut wie gar keine Jungfische, *Rutilus rutilus* (LINNAEUS 1758) dominiert neben anderen indifferenten Arten. Trotz der schwerwiegenden Beeinträchtigungen sehen ZAUNER & KUMMER (1999) im Stauwurzelbereich, vor allem bei Kraftwerksketten, den Abschnitt mit den meisten Möglichkeiten zur Wiederherstellung eines „guten ökologischen Potentials“ im Sinne der WRRL. Durch Freilegung, Anbindung und Vernetzung von Grabensystemen und Altarmen sowie großflächige Tieferlegung des Geländes zur Wiederanbindung des Auenniveaus, sollen dynamische Prozesse wieder ermöglicht und der Fischzönose wieder ein vernetztes Set an Habitattypen der Furkationszone gegeben werden.

Im Unterwasser von Speicherkraftwerken kann es neben der Eintiefung des Gerinne zudem zu Temperaturalternationen kommen, wenn kaltes Tiefenwasser eine dauerhafte Rhithralisierung nach sich zieht. Katastrophencharakter können hingegen Speicherspülungen haben, die bei jeder Art von Stauhaltung regelmäßig vorgenommen werden müssen, aus Gründen der Betriebssicherheit genauso wie wegen des stetig schrumpfenden Speichervolumens. Die physikochemische Beeinflussung und die rein mechanische Belastung der Organismen bei der stoßartigen Abarbeitung der (Fein)Sedimentfracht, kann zu massiven Fischsterben führen und den Schotterkörper

sowie Nebengewässer schwer in Mitleidenschaft ziehen. PETZ-GLECHNER et al. (2002) stellen, stark vereinfacht gesagt, unmittelbare Verletzungserscheinungen im Kopf- und Augenbereich fest, die Kiemen stellen aber den empfindlichsten Teil der Tiere dar, an dem sich die Sedimentbelastung der fließenden Welle manifestiert. JUNGWIRTH et al. (2003) empfehlen, das Spülmanagement dem Abflußregime anzupassen und Extremereignisse zu vermeiden, zumal es flußab meist an Sediment mangelt.

Ausleitungsstrecken, die zwischen Wasserfassung und Rückleitung aus der Werksanlage entstehen, können völlig trocken fallen oder soweit unterdotiert sein, daß sich aufgrund des apparenten Habitatverlustes die Biocoenose weder quantitativ noch qualitativ selbst erhalten kann. Die Saisonalität des Abflußregimes, Ansprüche vorkommender Arten und eine auf den Gewässertyp abgestimmte Auswahl an abiotischen Beurteilungskriterien wie Habitatgrößen verschiedener Organisationsniveaus müssen bei der Festlegung der Restwassermenge beachtet werden (JUNGWIRTH et al. 2003), da der Anwendung von allgemeinen Formeln, aufgrund der Individualität von Fließgewässern, enge Grenzen gesetzt sind.

Oft werden Speicherstau zur Deckung von Bedarfsspitzen im sogenannten Schwellbetrieb geführt. Als Konsequenz ergibt sich im Vorfluter über weite Strecken die Situation, daß starke Niederwasserphasen (Sunk) mehrmals täglich von Schwallen unterbrochen werden, die im völligen Gegensatz zum natürlichen Abflußregime stehen. Wichtig sind Intensität, Frequenz, Dauer und Amplitude (Verhältnis Basiswasserführung/Schwallpegel) der Schwallen, da die Verluste an Fisch- und Zoobenthosbiomasse höher sind, je größer die Amplitude zwischen den einzelnen Ereignissen ausfällt. Die Störung des Abflußregimes hat weitreichende Konsequenzen für die gesamte Biocoenose, da die Periodizität von Pegelständen, Temperatur und Fließgeschwindigkeiten kurz- wie längerfristig Schlüsselfaktoren bezüglich der Einnischung und der Entwicklungszyklen zahlreicher Arten darstellen.

## **2.2.2 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)**

Die Wasserrahmenrichtlinie (EU – RL 2000/60/EG vom 23.10.2000) ist die „Richtlinie des Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“. Sie ist verpflichtend zu erfüllen und

wurde 2003 in Österreich in nationales Recht überführt. In ihrer prinzipiell ökologischen Ausrichtung und dem Verzicht auf einen Nutzungsbezug, hat die WRRL einen nachhaltigen Umgang mit europäischen Binnen-, Übergangs- und Küstengewässern sowie mit dem Grundwasser zum Ziel. Ausdrücklich wird als erster Grund für die Erstellung der Richtlinie festgestellt, das Wasser keine übliche Handelsware ist, „sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muß“. Die fischökologische Relevanz dieser ökologische Ausrichtung spiegelt sich in dem Anliegen wider, den Lebensraum „gewässertypspezifischer“ Lebensgemeinschaften wiederherzustellen (Verbesserungsgebot) bzw. zu erhalten (Verschlechterungsverbot) sowie Fische als zentrale Bioindikatoren für die strukturelle Ausstattung und die damit verbundene ökologische Integrität einzusetzen (CHOVANEC et al. 2003). So wird auch der ökologische Zustand in Artikel 2 als „Qualität der Struktur und der Funktionsfähigkeit“ des Systems definiert. In weiterer Folge sollen flächendeckend alle Gewässer der Union, die ein Einzugsgebiet von über 100 km<sup>2</sup> umfassen, bis Dezember 2015 (Nachfristen bis 2027) in einen „guten“ ökologischen und chemischen Zustand überführt werden, oder, im Falle von „erheblich veränderten Gewässern“, ein „gutes“ ökologisches „Potential“ erreichen. Dabei sind nach Artikel 1 ausdrücklich die mit den Gewässern assoziierten Landökosysteme mit einzubeziehen und die Umsetzung der Richtlinie innerhalb von ganzen Einzugsgebieten, unabhängig von Bundes- oder Staatsgrenzen, zu koordinieren und zu harmonisieren. JUNGWIRTH et al. (2003) sehen diesen Artikel bezüglich der vom Gewässer abhängigen Landökosysteme verletzt, weil wichtige Aspekte der Auenzone ungenügend Eingang in die Bewertungsvorgaben gefunden haben. Auch LEYER (2005) bemängelt einen fehlenden Bezug und Aufmerksamkeit der WRRL hinsichtlich des ökologischen Zustands der lateralen Überschwemmungssysteme (aus: GILLER 2005).

Österreich partizipiert an der Bewirtschaftung von naturräumlich und hydrologisch abgegrenzten Teileinzugsgebieten dreier internationaler Flüsse: Donau, Rhein und Elbe. Als Flußgebietseinheiten werden gemäß Artikel 3 Absatz 1 jene einzelnen oder zusammenhängenden Einzugsgebiete bezeichnet, für die detaillierte Bewirtschaftungspläne gemäß Annex VII zu erstellen sind. Hierbei besteht die Verpflichtung, die Öffentlichkeit laufend über geplante Maßnahmen zu informieren und in den Prozeß zu integrieren, bevor endgültige Entscheidungen getroffen werden. Die

Ausrichtung dieser Bewirtschaftungspläne werden in der WRRL durch den Flußgebietsplan vorgegeben, der den Schutz der Ökosysteme, die nachhaltige Nutzung und die Prävention von Überschwemmungen und Dürren zum Ziel hat. Die in Österreich seit Langem etablierten Gewässerbetreuungskonzepte nehmen viele Vorgaben vorweg, müssen aber hinsichtlich der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit und Anrainerbeteiligung an die europäische Dimension angepaßt werden.

Ein wesentlicher Teil der EU - weiten Abstimmung ist der in Österreich bereits gängige gewässertypologische Ansatz, demnach alle Wasserkörper einem Typ zugeordnet werden, als Vorbedingung für die Bewertung des ökologischen Zustandes. Diese Typisierung kann, nach Annex II der WRRL, zwei Schemata folgen: Das System A orientiert sich an den Ökoregionen von ILLIES (1967) und verzeichnet Deskriptoren zu Höhenlage, Größe und Geologie. Da die Ebene der Ökoregionen ein sehr großer Maßstab, und für eine vorwiegend biotische Einteilung zu undifferenziert ist, wurden nach dem System A für Österreich 40 Naturraumtypen (FINK et al. 2000) (welche alle der Erstellung eines eigenen Leitbildes bedürfen) sowie 17 Fließgewässergrundtypen (+ 9 Sondertypen „große Flüsse“) definiert (WIMMER & CHOVANEC 2000). MOOG et al. (2001) verbinden „Elemente der unbelebten Systemkomponenten mit dem Informationsgehalt der Makrozoobenthoszönose“ und fassen ähnliche Naturräume und Fließgewässergrundtypen in 15 Bioregionen zusammen. Das System B führt obligatorische Faktoren wie Höhe, Ort und Geologie an, sowie beschreibende Eigenschaften und mehrere optionale Faktoren. Die praktische Relevanz des gewässertypspezifischen Ansatzes ergibt sich klar aus dem Prinzip, den Zustand bei der Bewertung mit dem Referenzzustand (dem Leitbild oder sehr gutem Zustand) zu vergleichen.

Die WRRL zielt auf einen umfassenden Schutz von Oberflächen- und Grundwasser ab, besonders gegenüber Verunreinigung mit gefährlichen und synthetischen Stoffen, was auch bezüglich der Meeresgewässer in den Vordergrund rückt. Österreich aber gehört mit Norditalien und Bayern zu den Ländern, deren Oberflächengewässer vorwiegend Defizite in der Morphologie, dem Kontinuum und den dynamischen Abläufen aufweisen. Diese Mängel sind in ihrer Beseitigung bedeutend aufwendiger als jene, die auf Verunreinigungen durch punktuelle und diffuse Quellen zurückgehen, da hier Investitionen in Kläranlagen schnell wirksam werden.

Die Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes oder, wie in der ÖNORM M6232 grundlegend formuliert, der ökologischen Funktionsfähigkeit, erfolgt basierend auf der Abweichung der Gewässerbiozönose und ihres Lebensraumes von einem definierten Referenzzustand, einem zuvor erstellten Leitbild. Dieses stellt den gewässertypspezifischen und im Wesentlichen unbeeinträchtigten Naturzustand dar und ist die höchste der fünf Stufen der Bewertungsskala, der „sehr gute ökologische Zustand“. Die niedrigste Stufe ist der „schlechte ökologische Zustand“, dazwischen der „gute“, der „mäßige“ und der „unbefriedigende“ Zustand. Alle Bewertungsstufen für Flüsse finden sich in der Begriffsbestimmung von Annex V, Kap. 1.2.1 der WRRL für alle biotischen Qualitätskomponenten erklärt, die in die WRRL aufgenommen worden sind. Die Erstellung von Leitbildern ist in Österreich bereits im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten Usus, visionäre Leitbilder definieren aus rein ökologischem Blickwinkel den objektiven Bezugsmaßstab, operationale Leitbilder beachten die einschränkenden lokalen Rahmenbedingungen.

Die für Flüsse relevanten Typparameter zur Bewertung des ökologischen Zustands sind in Annex V, Kap. 1.1.1 der WRRL zusammengefasst. Die „biotischen Qualitätskomponenten“ umfassen Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Evertebratenzönose und der Gewässerflora, sowie die Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischzönose. Unterstützend werden hydromorphologische Parameter zum Wasserhaushalt, der Durchgängigkeit und Morphologie sowie allgemeine physikochemische Parameter und eingeleitete Stoffe erhoben. Der sehr gute, gute und mäßige Zustand müssen hierbei verpflichtend beschrieben werden, nicht aber der unbefriedigende und schlechte Zustand

Obwohl die WRRL das Vorgehen zur Typisierung und typspezifischen Bewertung vorgibt, ist nicht festgelegt, anhand welcher fischökologischen Parameter die Bewertung vollzogen werden soll. In Österreich wurde, auch im Hinblick auf die Umsetzung der WRRL, ein mehrstufiges Bewertungsverfahren (Multi Level Fish Assessment Method: MuLFA) für die Erhebung der fischökologischen Funktionsfähigkeit erstellt (SCHMUTZ et al. 2000), welches besonders auf die hierarchische Position einzelner Bewertungsmerkmale Rücksicht nimmt und eine entsprechende Gewichtung der Bewertungskriterien vornimmt. So beinhaltet das Merkmal Artenvielfalt die Kriterien gewässertypspezifische Arten (Referenz!) und die

sich selbst erhaltenden Arten, womit zusätzlich Mindestpopulation, Fortpflanzungs- und Aufzuchtshabitate sowie die Längspassierbarkeit abgedeckt werden. Das Merkmal Artenzusammensetzung umfaßt die Fischregion und die ökologischen Gilden als Kriterien. Die Fischregion berücksichtigt die relativen Abundanzen, davon aber eher die dominanten Arten. Der Gildenansatz bietet einen detaillierteren Einblick, vor allem in abiotisch und biotisch komplexeren Systemen, da jede Gilde besondere Ansprüche ganzer Artengruppen umfaßt. Die Bestandsschätzung (Population) anhand von Individuendichten und Biomasse pro definierter Fläche ist ein empfindliches aber schwer vergleichbares Merkmal für die Indikation von Beeinträchtigungen, die sich auf höherer Ebene noch nicht manifestieren. Der Erhebungsaufwand und die Ansprüche an die Freilandhebungen steigen genauso wie der indikatorische Wert. Die Populationsstruktur erlaubt Rückschlüsse auf den Fortpflanzungserfolg, das Jungfischaufkommen und die Abdeckung aller damit zusammenhängenden Teillebensräume und hat indirekten Einfluß auf die Einstufung sich selbst erhaltender Arten. Selbstverständlich stellt dieses Schema einen Kompromiß zwischen mehreren Anforderungen zur flächendeckenden Bestandsaufnahme dar und muß deshalb individuell erweitert werden.

Das eigentliche Bewertungssystem der WRRL, das in Österreich angewandt wird, ist letztendlich das Schema von HAUNSCHMID et al. (2006b), welches sich, genauso wie die MuLFA, am Begriff der ökologischen Funktionsfähigkeit orientiert. Die hier angewendeten Parameter (Kriterien) verzichten weitestmöglich auf einen Abundanzbezug und umfassen die Biomasse, die relative Abundanz der Leitarten, der typischen Begleitarten und der seltenen Begleitarten, die Abweichung der Reproduktions- und Strömungsgilden vom Referenzzustand sowie die Populationsstruktur der Leitarten und der typischen Begleitarten. Deutlich wird der Fokus auf das Monitoring nach Vorgaben der WRRL gelegt, da die Autoren auf eine möglichst breite Anwendbarkeit innerhalb aller in Österreich ausgewiesenen Bioregionen und biozönotischer Regionen abzielen. Die Abundanz wird als Parameter nicht berücksichtigt, um die schwer als solche erkennbaren natürlichen Schwankungen der jährlichen Rekrutierung einzelner Arten von der Bewertung auszuschließen (HAUNSCHMID 2004), was besonders für Oberläufe mit heftigen Abflußspitzen gilt. Die relativen Anteile der Arten werden aber, auf Basis der Individuendichte, über den

Fischregionsindex integriert. Dieser und die Biomasse werden, ebenfalls wegen vergleichbaren groben und an Referenzstrecken festgestellten Ungenauigkeiten, als K.O - Kriterien erst schlagend, wenn die Abweichung vom Referenzzustand sehr groß ist. Neu ist die getrennte Bewertung der Populationsstrukturen zwischen 1 und 5, die auf einer „subjektiven Expertenschätzung“ beruhen.

Stets wird bei allen Bewertungsverfahren die Sonderstellung von Epi- und Metarhithralgewässern herausgehoben. Die geringe Artenzahl macht dieses Kriterium unsensibel für Störungen, die nicht das Potential haben, ganze Arten verschwinden zu lassen. Die Definition von Leit- und Begleitarten schafft hier Abhilfe indem eine Gewichtung der Arten ihre Relevanz weiter spezifiziert. Die weiter oben angesprochenen, kleinräumigen und dynamischen „patches“ und Strukturen der oberen Rhithralregionen befinden sich in der Regel im Mittelwasserbett und sind als Features der Mikro- und Mesohabitatebene vergleichsweise einfach zu bewahren bzw. wiederherzustellen, da die laterale Interaktion des Gewässers noch nicht die Intensität von Tieflandflüssen erreicht. Die Verwendung des Gildenansatzes ist aus den selben Gründen nicht sinnvoll, ebenso die Abundanz im Sinne des Gesamtbestandes. Am relevantesten dürften hier die Merkmale Populationsgröße, Reproduktion und Jungfischaufkommen über die Kriterien, Abundanz, Populationsstruktur und Biomasse sein.

Europaweit wurde im Rahmen des FAME - Projekts (Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) versucht, die verschiedenen auf Fischen basierenden Bewertungsmethoden in 12 europäischen Ländern, von Griechenland bis Schweden, zu standardisieren. Entwickelt wurde der europäischer Fisch Index (EFI) und eine hierfür zu verwendende Datenbank (FIDES) wurde erstellt. Momentan wird an der Weiterentwicklung des EFI (EFI+) gearbeitet, um Schwächen zu beseitigen bezüglich ost - und zentraleuropäischer sowie mediterraner Ökoregionen, der Anwendbarkeit an großen Flüssen und der Empfindlichkeit des Index für die Reaktionen von Fischgesellschaften auf hydromorphologische Veränderungen.

### 2.2.3 Renaturierungsmaßnahmen: Standards und Konzepte

Ist der ökologische Zustand eines Gewässers erhoben und der Grad und die Art der Beeinträchtigung gemäß des Referenzzustandes definiert, hat die Erstellung eines Maßnahmenkataloges zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit zu erfolgen. Die WRRL fordert die Preservation von allen, nicht nur der ökologisch intakten, Fließgewässer und schützt ausgesuchte Areale (z.B. innerhalb des Natura 2000 - Netzwerkes). Außerdem wird die Restauration von degradierten Systemen gefordert. Beides findet im Spannungsfeld der jeweiligen Gewässernutzung und der Umweltschutzziele statt. BOON (1992) ordnet verschiedene Stufen von Managementmaßnahmen dem Grad der Degradation des Zielgewässers zu, welcher als Gradient zwischen ursprünglich erhaltenen Gewässern und schwer gestörten Systemen reicht. Demnach sollten pristine Gewässer hinsichtlich ihrer dynamischen Prozesse bewahrt und geschützt werden, im Bereich naturnaher Strecken wird hingegen eine Begrenzung der anthropogenen Nutzung empfohlen. Mit fortschreitender Abweichung vom Referenzzustand werden konkrete Maßnahmen der Verbesserung nötig, allerdings nur bis zu einem gewissen Grad. Bei Gewässern mit „mittleren“ Belastungen ist die Verringerung der Einflüsse (Mitigation) als „best deal“ zwischen der Nutzung und dem Schutzbestreben definiert (z.B.: Mindestdotations, Fischaufstiegshilfen). Schwerwiegende und weitreichende Beeinträchtigungen verlangen nach entsprechend tiefgreifenden Restaurationsbemühungen in Richtung Habitatwiederherstellung, ab einem gewissen Grad (vergl. heavily modified waterbodies) und bei unrealistischen Aussichten auf substantielle Verbesserungen, kann aber nur noch auf das gute oder maximale ökologische Potential innerhalb der gegebenen Umständen abgezielt werden wie z.B. Stauwurzelhabitatausgestaltung (ZAUNER & KUMMER 1999). In diesem Zusammenhang wird von Rehabilitationsmaßnahmen gesprochen, die nur partiell Prozesse und Strukturen des ursprünglichen Systems wiederherstellen oder simulieren (HENRY & AMOROS 1995). Von Restauration ist hingegen die Rede, wenn ganzheitlich ein definierter und natürlicher, ursprünglicher Referenzzustand etabliert werden soll, wobei sich GORE & SHIELDS (1995) explizit auf „large rivers“ beziehen.

Die Notwendigkeit der Wiederherstellung der natürlichen Resistenz und Resilienz aquatischer Systeme impliziert die Definition von Zielen und Qualitätsstandards zur Bewertung des ökologischen Erfolges jedweder Restaurationsbemühungen (GILLER

2005). Dies ist auch hinsichtlich des wissenschaftlichen Fortschrittes und des Austausches bezüglich des Verständnisses von natürlichen Charakteristika und Prozessen aquatischer Systeme von Bedeutung. PALMER et al (2005) verweisen auf Restaurationsprojekte, deren Anspruch einer ökologischen Verbesserung nicht gerechtfertigt ist und eher auf ästhetische und praktische Aspekte wie Parkanlagen und Schutz der Infrastruktur (sic!) wert legen. Fünf Kriterien wurden ausgearbeitet, um einen Konsens über gültige Qualitätsstandards zur Bewertung des ökologischen Erfolges von Restaurationsprojekten zu schaffen. So wird auf die absolute Notwendigkeit hingewiesen, einen dynamischen ökologischen Endpunkt als Ziel der Maßnahmen zu definieren, der auf dem europäischen Leitbildkonzept basiert. Auch wird auf die Schwierigkeiten bei der Erstellung von Leitbildern eingegangen und ein äquivalent pragmatischer Ansatz zum operationalen Leitbild empfohlen. Zweitens muß eine meßbare Verbesserung der anvisierten ökologischen und abiotischen Prozesse und Kenngrößen, in Richtung des Referenzzustandes, feststellbar sein. Die räumliche und temporale Heterogenität und Variabilität von naturnahen und natürlichen Gewässern mit ungestörten dynamischen Prozesse berücksichtigend, wird als drittes Kriterium der Nachweis einer erhöhten, dem Zielgewässer entsprechenden Resilienz gefordert, da für ein erfolgreiches Projekt keine ständige Nachbetreuung sondern eine selbstregulierende nachhaltige Funktionsfähigkeit am Ende stehen sollte. Viertens wird das erste Prinzip von ALDO LEOPOLD (1948), bei Restaurationen keinen zusätzlichen Schaden anzurichten, angeführt. So ist, bei der Umsetzung geplanter Maßnahmen, auf Reproduktionssaisonen, Ufervegetation, Auswirkungen von Baggerarbeiten flußab uvm. Rücksicht zu nehmen. Als fünftes Kriterium gilt das sorgfältige Monitoring vor und am Ende des Projekts und die Veröffentlichung der Daten. Insbesondere wird die Schaffung und Erhaltung von standardisierten Datenbasen empfohlen, wie sie in Österreich im Rahmen der Bewertungsmethodenentwicklung von SCHMUTZ et al. (2000) (HaFidat) und HAUNSCHMID et al. (2006b) (ATFIBASE) entwickelt wurden.

JAHNSSON et al. (2005) verlangen zusätzlich die Angabe der spezifischen ökologischen Mechanismen, anhand derer die geplanten Maßnahmen die gesetzten Ziele erreichen sollen.

JUNGWIRTH et al (2003) heben besonders die Kenntnis der adäquaten Maßstabebene und des Flußtyps (Klassifikation) für eine erfolgreiche Planung des Managements

hervor und mahnen die nachvollziehbare Einschätzung des repräsentativen Wertes und der Minimallänge von Bewertungs- und Erhebungsabschnitten ein. Tatsächlich geraten kleinräumige Maßnahmen, die ohne Berücksichtigung einzelner oder mehrerer hier angeführter Kriterien durchgeführt wurden, zunehmend in die Kritik, da deren ökologischer Erfolg meist weit hinter den gestellten Anforderungen und Erwartungen zurückbleibt. Trotzdem oder gerade deswegen, kann nach PRETTY et al. (2003) aus der sorgfältigen Evaluierung solcher Projekte ein wertvoller Wissensgewinn lukriert werden.

## **3 Praktischer Teil**

### **3.1 Einleitung**

Der praktische Teil dieser Arbeit beschäftigt sich mit der Einschätzung des hydromorphologischen und fischökologischen Zustands eines collinen Metarhithralflusses fünfter Ordnung, unter besonderer Berücksichtigung der bis 2006, im Rahmen der Umsetzung der WRRL, für Österreich erstellten Bewertungskonzepte. Ziel ist eine nachvollziehbare und integrative Bewertung des untersuchten Abschnitts hinsichtlich der strukturellen Alterationen und ihrer Auswirkungen auf die Fischzönose sowie die Erstellung eines angemessenen Maßnahmenkatalogs zur Erlangung des guten hydromorphologischen und fischökologischen Zustands.

Auf Basis der im theoretischen Teil behandelten Relevanz von Strukturen und funktionellen Prozessen sowie der multidimensionalen Natur von Fließgewässern (siehe Kap. 2.1.1; 2.1.3; 2.1.4) und ihrer evidenten Implikation auf den Prozeß der ökologischen Zustandserhebung, orientiert sich die hier durchgeführte abiotische Charakterisierung des Gewässers, vom Einzugsgebiet über den Gewässerabschnitt bis zu den einzelnen Probenstellen, streng an den Vorgaben der WRRL (Kap. 2.2.2). Hierbei werden die standardisierten Erhebungsbögen des Landes Niederösterreich nach WERTH (1987) verwendet. Angesichts des eingeschränkten unmittelbaren räumlichen und zeitlichen Bezugsmaßstabs dieser Untersuchung (Kap. 2.1.2.1), wird aber zusätzlich die Morphologie des Bachbettes innerhalb der konkreten Untersuchungsstrecken genauer betrachtet.

Die angewandten fischökologischen Bewertungskriterien werden hinsichtlich ihrer, in Kapitel 2.1.2 und 2.1.3 besprochenen, hierarchischen Position, Aussagekraft und der Fragestellung und Dimension des Gewässertyps entsprechenden Einsetzbarkeit ausgesucht und diskutiert.

Die Probenstellen werden bezüglich ihrer abiotischen und biotischen Charakteristika verglichen und eingeschätzt. Die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässerabschnittes, als repräsentativer Ausschnitt dieses Gewässertyps und der hier wirksamen anthropogenen hydromorphologischen Beeinträchtigungen, soll zusammenfassend unter Einbezug der theoretischen Basis und der, in den

Bewertungsschemata reflektierten, praktischen Anwendbarkeit der WRRL bewertet und diskutiert werden. Basierend auf den in Kapitel 2.2.3 beschriebenen Standards und Konzepten für Renaturierungsmaßnahmen, wird der Versuch unternommen, angemessene Vorschläge zur hydromorphologischen Verbesserung des untersuchten Gewässerabschnitts hin zum guten fischökologischen Zustand auszuarbeiten.

Die Ergebnisse der örtlichen Erhebungen, die Problematik der Erstellung und Anwendung von typspezifischen faunistischen Leitbildern, der Anwendung von Fischregionsindizes und die Begründung der fischökologischen Bewertung werden in weiterer Folge diskutiert.

## **3.2 Material und Methodik**

### **3.2.1 Untersuchungsgebiet**

Öko- und Bioregion, Talmorphologie

Die Triesting hat Anteil an zwei Ökoregionen (ILLIES 1978), den Alpen im Oberlauf und der ungarischen Tiefebene. Der Anteil der Alpen unterteilt sich in zwei Bioregionen (MOOG et al. 2001), den Flysch- und Sandsteinvoralpen und den Kalkvoralpen, während das südliche Wiener Becken den östlichen Flach- und Hügelländern (hier ungarischen Tiefebene) zuzuordnen ist. Die Fließgewässertypen von WIMMER & CHOVANEC (2000) ergeben dieselbe Klassifikation. Die Quelle der Triesting entspringt submontan am Fuße des Wittenbachberges im Wienerwald auf 600 m Seehöhe, es handelt sich aber in weiterer Folge um einen Fluß der collinen Stufe. Der Oberlauf durchfließt ein Muldental bis Bahnhof Kaumberg und geht anschließend in den Bereich der Kalkvoralpen über, der durch einen gestreckten bis pendelnden Verlauf durch Kerb- und Sohlenkerbtälern charakterisiert ist. Der Übergang in die Bioregion ungarische Tiefebene liegt ungefähr auf der Höhe von Hirtenberg, der Unterlauf zeigt ursprünglich einen mäandrierenden Verlauf durch die quartären Terrassenschotter des südlichen Wiener Beckens bis zur Mündung in die Schwechat beim Oberen Kaiserablaß in Achau.

## Biozönotische Regionen

Nach einer sehr kurzen Krenalregion erstreckt sich das Epirithral der Triesting bis in die ersten Kilometer innerhalb der Kalkvoralpen, zwischen Altenmarkt und Weissenbach. Von dort bis in etwa Hirtenberg wird die Fließstrecke dem Metarhithral, danach, ab dem Eintritt in die Talebene des südlichen Wiener Beckens, nach HAUNSCHMID et al. (2006b) dem Hyporhithral ‚groß‘ zugeordnet. Die saprobiologische Gewässergüte entspricht auf der gesamten Fließstrecke der Güteklasse II.

## Flußordnungszahlen (FOZ) im Längsverlauf

Vom Stützenreithbach bis zur rechtsseitigen Einmündung eines unbenannten Zubringers ist die Triesting ein Fließgewässer zweiter Ordnung. Bis zum rechtsseitigen Kaumbergbach erhöht sich die FOZ auf 3 und ab der Mündung des Klosterbaches auf 4, um anschließend auf der gesamten übrigen Fließstrecke bis zur Vereinigung mit der Schwechat, bei der Ordnungszahl 5 zu bleiben. Die Triesting ist demnach größtenteils ein Fluß fünfter Ordnung (WIMMER & MOOG 1994).

## Einzugsgebiet und Hydrologie

An der Triesting stehen zwei permanente Pegelmeßstellen zur Verfügung, einer befindet sich bei Fahrafeld (Nr. 490/Meßstelle 208116), ein anderer bei Hirtenberg (Nr. 491/Meßstelle 208124).

Bis Fahrafeld umfaßt das Einzugsgebiet  $186 \text{ km}^2$ , bis Hirtenberg  $287,3 \text{ km}^2$ , was einer Einzugsgebietsklasse 4 ( $< 1000 \text{ km}^2$ ) entspricht. Der Charakter (Dynamik) des jährlichen Abflußganges läßt sich über die Abweichung der mittleren Monatsabflüsse vom mittleren Abfluß mit den Schwankungskoeffizienten des Abflußmaximums  $SK_{\max}$  ( $=MQ_{\max} / (MQ_{\text{Doppelmonat}} / 2)$ ) und des Jahres  $SK_{\text{Jahr}}$  ( $=MQ_{\max} / MQ_{\min}$ ) beschreiben. Je nach Meßstelle und Jahr schwankt der  $SK_{\max}$  zwischen 1,36 und 1,63, der  $SK_{\text{Jahr}}$  zwischen 2,0 und 2,77 (MADER et al. 1996). Das Abflußregime ist also weitgehend pluvionival mit sommerstarkem bis (weniger) winterstarkem Charakter (Pegel Fahrafeld), kann aber auch deutlich winterpluvial

ausgeprägt sein. Auffällig ist eine sprunghafte und unmittelbare Reaktion des Abflusses auf Niederschlagsereignisse, die sich in einem sehr schnellen und steilen Pegelanstieg widerspiegelt, der allerdings auch schnell wieder absinkt. Für den Pegel Fahrafeld ist ein mittlerer MQ von 1,95 m<sup>3</sup>/s angegeben, der HQ1 beträgt 30 m<sup>3</sup>/s, der HQ10 125 m<sup>3</sup>/s.

Das Temperaturregime bewegt sich zwischen Minimalwerten um den Gefrierpunkt und maximalen Tagesmittelwerten von ca. 19,6°C. Das arithmetische Mittel aller Tagesmittelwerte von 1977 bis 2005 beträgt knapp über 8°C (wa5, Abteilung Hydrologie, NÖ Landesregierung).

#### Gewässerabschnitt

Der untersuchte Gewässerabschnitt ist ca. 1,8 km lang, umfaßt ca. 24 Hektar Wasserfläche und befindet sich zwischen den niederösterreichischen Ortschaften Fahrafeld und Pottenstein, im Koordinatenbereich N 47°04', E 16°58'. Er liegt in der Bioregion Kalkvoralpen und ist als ursprünglich gewundener Flußtyp fünfter Ordnung des Metarhithrals auf colliner Höhenstufe zu charakterisieren. Die Talform entspricht der des Sohlentales, das Gewässerumland ist vorwiegend durch Ackerflächen und intensiv bewirtschafteten Grünflächen geprägt, hinzu kommen noch einige Siedlungsflächen und geringe Anteile von extensiv bewirtschafteten Grünflächen, Ufergehölzstreifen, Wald und Straßen.

Ein Fahrradweg folgt linksufrig dem Verlauf, das gesicherte Böschungsprofil mittlerer Neigung ist homogen trapezförmig und schließt an ein beidufrig durchgehend mit Blockwurf gesichertes Ufer an. Die Begradigung und Laufverkürzung verringern die Breitenvariabilität und unterbinden die laterale dynamische Entwicklung. Karten der Franziseischen Landnahme von 1820 lassen zwar annehmen, daß die Triesting in diesem Abschnitt ihren Lauf nicht stark verändert hat. Daß aber kleine Sohlschwellen das durch die Laufbegradigung erhöhte Gefälle abarbeiten, deutet auf eine zumindest lokal wirksame Reliefveränderung hin.

### **3.2.2 Erhebung abiotische Parameter**

Das Probengewässer wird, gemäß den Vorgaben der WRRL, nach Biogeographie, Geologie, Höhe und Einzugsgebiet beschrieben. Die Erhebung des hydromorphologische Charakters, Talform, Umlandnutzung, Habitatstrukturen und diesbezogener Mängel des Probenabschnitts erfolgt nach den auf WERTH (1987) basierenden Vorgaben der NÖMORPH. Weiters beschrieben werden biozönotische Region, Gewässergüte und Dimension (FOZ). Die einzelnen Probenstellen werden nochmals separat mit den Bewertungsbögen der Abteilung Hydrologie der Niederösterreichischen Landesregierung abiotisch kartiert (NÖMORPH) und ein Modell des Flußbettes mit dem Computerprogramm SURFER angefertigt. Hierzu werden in Längsabständen von 2 m Eisenstangen in das Bachbett geschlagen, und entlang von quergespannten Schnüren in Breitenintervallen von 1 m die Tiefenverteilung gemessen. Um ein realitätsgetreues Modell zu erhalten, wird mit Hilfe der Azimutfunktion eines handelsüblichen Kompaß, stets Winkel und Ausrichtung der Eisenstangen längs und jene der Querschnüre vor jeder Messung kontrolliert. Die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit wurde mittels Ottflügel, über ein repräsentatives Quertransekt, in einer Wassertiefe von 40 % über Gewässergrund, gemessen. Bei den beschreibenden Parametern wird wegen der geringen Streckenlänge auf eine Vermessung der relativen Uferlänge (sensu SCHIEMER et al. 1991) zugunsten der Erhebung der Breiten- und Tiefenvariabilität verzichtet.

### **3.2.3 Erhebung des Fischbestandes**

Die Befischungen fanden am 15.7.2006 und 14.10.2006 nach Maßgabe des Methodikhandbuches für das Monitoring ab 2007 des Bundesamtes für Wasserwirtschaft statt (HAUNSCHMID et al. 2006a), welches der EN 14011 folgt. Die Wahl der beiden Befischungsstrecken soll die zwei vorwiegend auftretenden morphologischen Ausprägungen innerhalb des betrachteten Gewässerabschnittes erfassen: eine begradigte und eine zusätzlich durch fortlaufende Sohlschwellen unterteilte Fließstrecke. Die Strecken werden an beiden Befischungsterminen am Anfang und Ende mit simultan eingezogenen, dünnmaschigen Fischnetzen abgesperrt.

Die Sommererhebung erfolgt mit einem Standaggregat, die Herbsterhebung mit zwei Rucksackaggregaten. An jeder Untersuchungsstrecke werden jeweils drei Durchgänge in Abständen von 20 Minuten gefischt. Zur Betäubung der Fische während der Vermessung und Wägung wird 2-Phenoxyethanol schonend und der behandelten Menge an Fischen entsprechend verabreicht. Alle Fische werden anschließend in Aufwachbecken ausgenüchert und danach ins Gewässer zurückgesetzt, dabei ist besonders darauf zu achten, kleine Individuen zuerst und separat auszusetzen um spontane Prädation zu vermeiden.

### **3.2.4 Auswahl und Analyse der fischökologischen Parameter**

Der Parameter Artenvielfalt (Kriterium gewässertypspezifische Arten) wird, trotz der in Kapitel 2.2.2 angesprochenen Vorbehalte bei der Anwendung im Rhithralbereich, als unverzichtbar angesehen, da er dem typspezifischen Ansatz der WRRL Rechnung trägt und bei der Leitbilderstellung unumgänglich ist. Das Kriterium der selbsterhaltenden Arten wird hier als solches weggelassen, da Reproduktions- und Aufzuchtshabitate in dieser Arbeit vom Parameter Reproduktion und strukturellen Habitatparametern abgedeckt werden, zumal das Thema der Mindestpopulation hier nicht mehr als angeschnitten werden kann. Der Parameter Artenzusammensetzung wird im Grunde über das Kriterium Fischregion integriert. Wegen des kleinen räumlichen Bezugs dieser Untersuchung werden aber zusätzlich die Diversität und Evenness sowie die relativen Abundanzen als sensibles Kriterium für Dominanzverhältnisse innerhalb der lokalen Fischzönose (auch wichtig für die Zuordnung von Leit- und Begleitarten und Typspezifität) berechnet. Die Anwendung der Parameter Population und Reproduktion, über die Kriterien Individuendichte und Biomasse, respektive über die Populationsstruktur, ist für diesen Flußtyp in ihrer analytischen Relevanz unumstritten (Kap. 2.2.2). Abweichungen von Reproduktions- und Strömungsgilden erscheinen im Rhithral nicht sensibel genug (Kap. 2.2.2) und werden daher nicht berücksichtigt, K.O. – Kriterien (HAUNSCHMID et al. 2006b) wie die Biomasse und der FRI werden als solche behandelt.

Die Populationsschätzungen erfolgen nach DE LURY (1947) für jede Art, die Gesamtindividuen mit und ohne der schwer quantitativ zu erfassenden kleinwüchsigen

Arten und für die Gesamtbiomasse. Zusätzlich werden 95 % Konfidenzintervalle für alle Ergebnisse nach KREBS (1998) berechnet und die jeweilige Bestandsschätzung auf den Hektar aufgerechnet. Für die Forellen und Äschen werden deren prozentuelle Anteile am Gesamtfang (ohne Kleinfische) auf die DE LURY - Schätzungen der Gesamtindividuen ohne Kleinfische aufgerechnet, um statistisch unzuverlässige Schätzungen der einzelnen Arten zu ergänzen. Die Populationsgröße der festgestellten kleinwüchsigen Arten wie *P. phoxinus* und *C. gobio* wird, wegen des meist nicht zufriedenstellenden Fangverlaufs, nicht nach DE LURY (1947) abgeschätzt.

Die Auswertung umfaßt weiter die relative Abundanz der einzelnen Arten. Um alle festgestellten Arten bei der Berechnung des  $FRI_{pr}$  (SCHMUTZ et al. 2000) zu berücksichtigen und da der Index einer Probenstelle ausschließlich auf den Anteilen der festgestellten Arten basiert, werden bei der Berechnung beide Befischungstermine aufsummiert. Bei Erhebungen nach den Vorgaben der WRRL ist außerdem die Einbeziehung ortsfremder Arten wie *O. mykiss* nicht zulässig. Angesichts der flächendeckenden Verbreitung dieser Art und ihres hohen Anteiles am Gesamtfang wird diese hier mit *S. trutta* zusammengefaßt, da anzunehmen ist, daß die Nischenüberschneidung im Metarhithral vorwiegend unter diesen Arten stattfindet.

Für die fischereilich interessanten Arten *S. trutta*, *O. mykiss* und *T. thymallus* wird eine Populationsstrukturanalyse anhand der Längenfrequenzen und eine Analyse der Längen - Gewichtsbeziehungen erstellt, zusätzlich wird der Fulton'sche Konditionsfaktor berechnet. Für die Erstellung der Graphiken wird das Computerprogramm SIGMAPLOT, für die statistische Auswertung der Funktionen SPSS verwendet. Für beide Probenstellen wird der Fischregionsindex ( $FRI_{pr}$ ) berechnet (vergl. Kap.2.1.2.2) und die Bestandsschätzungen für beide Forellenarten auf Unterabschnittsebene gebracht, um etwaige Präferenzen der Arten für den jeweiligen Unterabschnitt hervorzuheben.

### **3.2.5 Befischungsfehler**

Die Triesting fällt im Untersuchungsgebiet mit 13,3 Meter mittlerer Breite in die Kategorie der kleinen Flüsse. Eine Befischungsstrecke sollte also lt. WRRL zwischen 100 und 150 Metern lang sein (HAUNSCHMID et al. 2006a), was nur in Fahrafeld der Fall

ist, und von mindestens 2 Polführern mit einem Wirkungsbereich von jeweils 5 Metern auf der gesamten Breite befischt werden. Die Probenstelle Pottenstein ist nur 60 Meter lang, repräsentiert aber den vorherrschenden Habitattyp als Abschnitt zwischen zwei Sohlschwellen. Auch hinsichtlich der quantitativen Erfassung des Fischbestandes wird kein meßbarer Unterschied für den Fall erwartet, daß zwei oder mehr ganze Bereiche zwischen den Sohlschwellen beprobt werden würden.

Die bei einzelnen Terminen auftretenden Unsicherheiten in den Bestandsschätzungen resultieren aus verschiedenen Problemen während der Befischungen, welche die gewünschte Abnahme des Fangerfolges im Laufe der drei Durchgänge erschweren. Während des Sommertermins in Fahrafeld ist es im zweiten Durchgang zu Problemen mit dem Kathodenkabel gekommen, wobei die laufende Befischung um mehrere Minuten unterbrochen worden ist, was den Tieren innerhalb der verbleibenden Strecke die Flucht in den bereits befischten Bereich flußab ermöglicht hat. Während des Herbsttermins in Pottenstein ist kurzzeitig ein Aggregat ausgefallen, außerdem sind mehrere *O. mykiss* unter das Abspernetz geflüchtet und erst während des dritten Durchganges erfaßt worden, was die Bestandsschätzung beträchtlich erschwert hat.

### **3.3 Ergebnisse**

#### **3.3.1 Strukturhebung**

##### **3.3.1.1 Gewässerabschnitt und Probenstellen**

Die Böschungsvegetation ist insgesamt lückig und zum Teil durch standortfremde Arten geprägt, zudem sind wenige Pufferzonen der Umlandvegetation feststellbar. Die Tiefenvariabilität ist insgesamt als niedrig für den gewundenen Typ anzusehen, Ausnahmen bilden Störsteine, Laufänderungen und kleine Sohlschwellen. Totholzstrukturen kommen trotz Ufergehölzsaum spärlich vor, Geschiebeablagerungen treten saisonal und in untergeordnetem Maß auf. Das Strömungsbild ist gering turbulent, das eigentliche Bachbett ist unverbaut. Das Substrat weicht geringfügig und kleinräumig von der naturnahen Ausprägung ab und der vertikale Austausch mit dem hyporheischen Interstitial erscheint anthropogen unbeeinflußt.

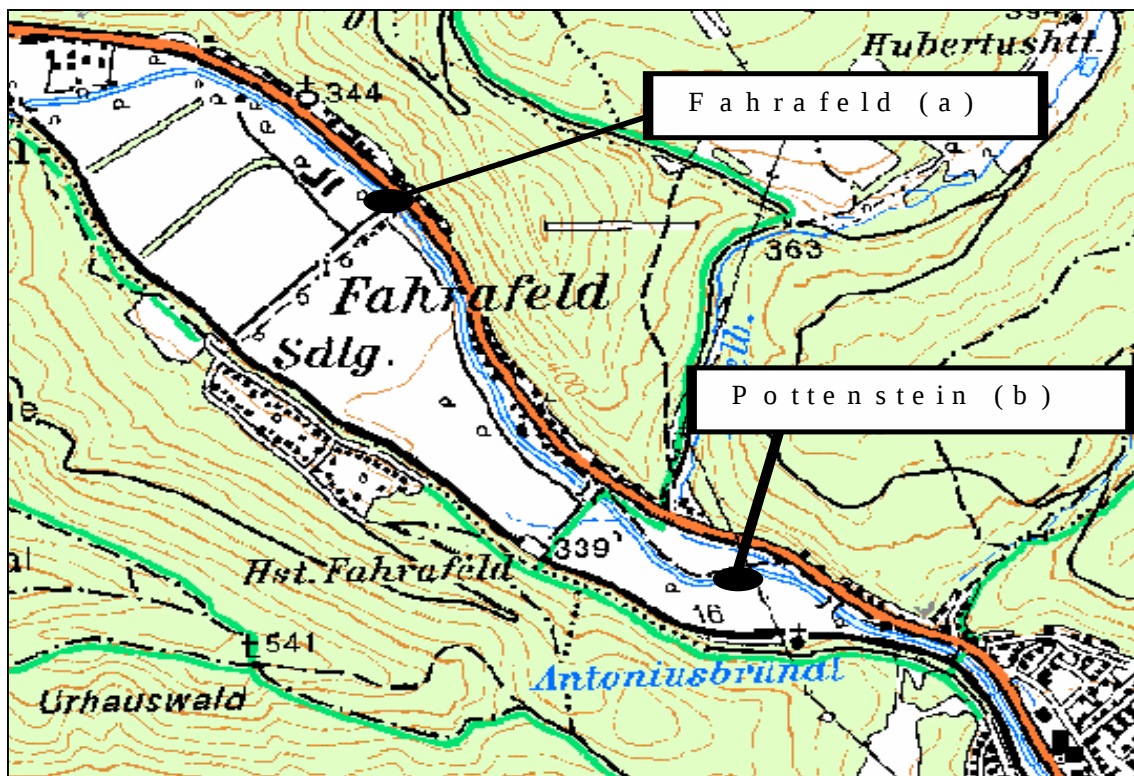


Abb. 1.: Untersuchungsabschnitt der Triesting mit eingezeichneten Probenstellen. © Copyright BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien 1999 - Seite (1,1); Österreichische Karte 1: 50 000 (ÖK50 Ost).

Der Abfluß ist nicht durch unmittelbare Ein- oder Ausleitungen, Restwasser, Schwall oder Stauhaltung beeinflusst, es können von der Quelle bis zur Untersuchungsstrecke auch keine fischökologisch relevanten Kontinuumunterbrechungen festgestellt werden. Insgesamt ist der Abschnitt als ökomorphologisch eher stark beeinträchtigt einzustufen (III), der Mittelwert der Bewertung liegt bei 2,8. Die rauhe Ausbildung und weitgehende organismische Passierbarkeit der vorkommenden Gefällestufen verbessert den Wert, reicht aber nicht für eine Bewertung von II – III aus. Zudem ist das Bachbett, wenn keine Störsteine oder Sohlschwellen vorhanden sind, größtenteils homogen in Tiefe und Sedimentbeschaffenheit, nur an den Rändern kommt es zu lokal begrenzten Unterspülungen.

Der gesamte Abschnitt wird in zwei, den Probenstellen zugeordneten, Unterabschnitte unterteilt. Der Unterabschnitt von der Probenstelle Fahrafeld flußab ist wegen der harten Uferverbauung, dem vergleichbaren Gefälle und dem weitgehenden Fehlen von ‚instream structures‘ mit dieser gut vergleichbar und umfaßt 15 Hektar. Der

anschließende Unterabschnitt Pottenstein ist durch die Abfolge mehrerer Sohlschwellen geprägt und ist morphologisch für die übrigen 9 Hektar repräsentativ.

Beide Probenstellen weisen die für den ganzen Abschnitt grob angegebenen Umland-, Struktur- und Abflussausprägungen auf, eine weitere Unterscheidung erfolgt auf Makro-, Meso- und Mikrohabitatebene entlang der Probestrecken. Fahrafeld wird hier grundsätzlich als begradigt - monoton, Pottenstein als naturnah - strukturiert betrachtet.

Während der Beprobung am 15.7.2006 sinkt der Pegel über den Tag von 1,69 auf 1,22 m<sup>3</sup>/s, die Wassertemperatur schwankt zwischen 16°C und 19,3°C. Am 14.10.2006 liegt der Pegelstand zwischen 0,84 und 0,88 m<sup>3</sup>/s und die Wassertemperatur zwischen 9,6°C und 11,9°C. Zwischen den Beprobungsterminen wird ein fünfzehnjähriges Auguthochwasser (238 m<sup>3</sup>/s) verzeichnet.

### *Fahrafeld*

Die Probenstelle „Fahrafeld“ beginnt genau bei der Brücke zum Bahnhof am Ortsende (Abb. 1.), erstreckt sich 120 Meter flußauf, vorbei an der Pegelmeßstelle (Nr. 490/Meßstelle 208116) und hat die Koordinaten N 47°59'39,8''; E 0 16°04'06,3''. Linksufrig sind Ufer und Böschung steil mit Blockwurf gesichert, Brücken- und Pegelsicherung sind massiv verfugt. Fahrradweg und Hauptstrasse schließen eng an den Flußverlauf an. Rechtsufrig ist die Befestigung weniger stark (Gleitufer), die steile Böschung ist dicht mit standortfremden Gehölzen bepflanzt, Wiesengrundstücke schließen unmittelbar an. Im Laufe der Untersuchung hat sich diese Stelle, zwischen den zwei Befischungsterminen, aufgrund des Auguthochwassers, stark verändert: nach dem erhöhten Sedimenteintrag hat sich ein sauber durchwaschener Schotterkörper ausgebildet, künstlich eingebrachte Störsteine haben die vorher geringe Tiefenvariabilität erhöht und die Sedimentkörnung diversifiziert. Lateraler Nährstoffeintrag im Zuge von Baggerarbeiten an der Böschung haben zu Algenwuchs in flachwasser- und langsam strömenden Bereichen geführt. Abb. 4.a zeigt die Situation im Herbst (Ende Oktober/Anfang November), vor dem Hochwasser (Abb. 2.) entspricht die Situation auf der gesamten Strecke der Tiefenverteilung zwischen den Metern 0 und 20.

Die Maximaltiefe beträgt 0,78 m, die mittlere Tiefe 0,32 m, die Varianz beträgt rund 0,027 m. Die Gewässerbreite beträgt an der breitesten Stelle 21,4 m, an der schmalsten 9,4 m. Die mittlere Breite beträgt 13,4 m, mit einer Varianz von 6,22 m. Die Probenstrecke hat demnach eine Fläche von 1610 m<sup>2</sup>. Im Mittel sind Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,4 und 0,5 m s<sup>-1</sup> erhoben worden (0,43), mit Maximalwerten bis zu 0,8 m s<sup>-1</sup>.



Abb. 2.: Probenstelle Fahrafeld, Blick stromauf von der Brücke, Juni 2006 (Photo: Humpesch).

### *Pottenstein*

Die Probenstelle „Pottenstein“ liegt knapp oberhalb der unteren Reviergrenze des Fischereivereines Baden und der Gemeindegrenze zwischen Pottenstein und Fahrafeld (Abb. 1.), bei N47°58'10,2'', E016°04'44''. Die 60 Meter lange Strecke befindet sich ca. 1,4 km flussab vom Pegel Fahrafeld und beinhaltet eine für Fische passierbare Sohlschwelle. Rechtsufrig schließt Ackerland an den Gehölzsaum an, linksufrig verläuft ein Radweg oberhalb der Böschung, dahinter befindet sich ein Wiesengrundstück. Die beidufrige Blockwurfsicherung ist weitgehend überwachsen, die Böschung weist eine

mittlere Neigung auf. Die linksseitige Uferzone ist flacher als die rechte und wird als das Gleitufer angesehen, am rechten Ufer fällt das Bachbett steiler ab, vereinzelte Unterspülungen kommen vor (Abb. 4.b).

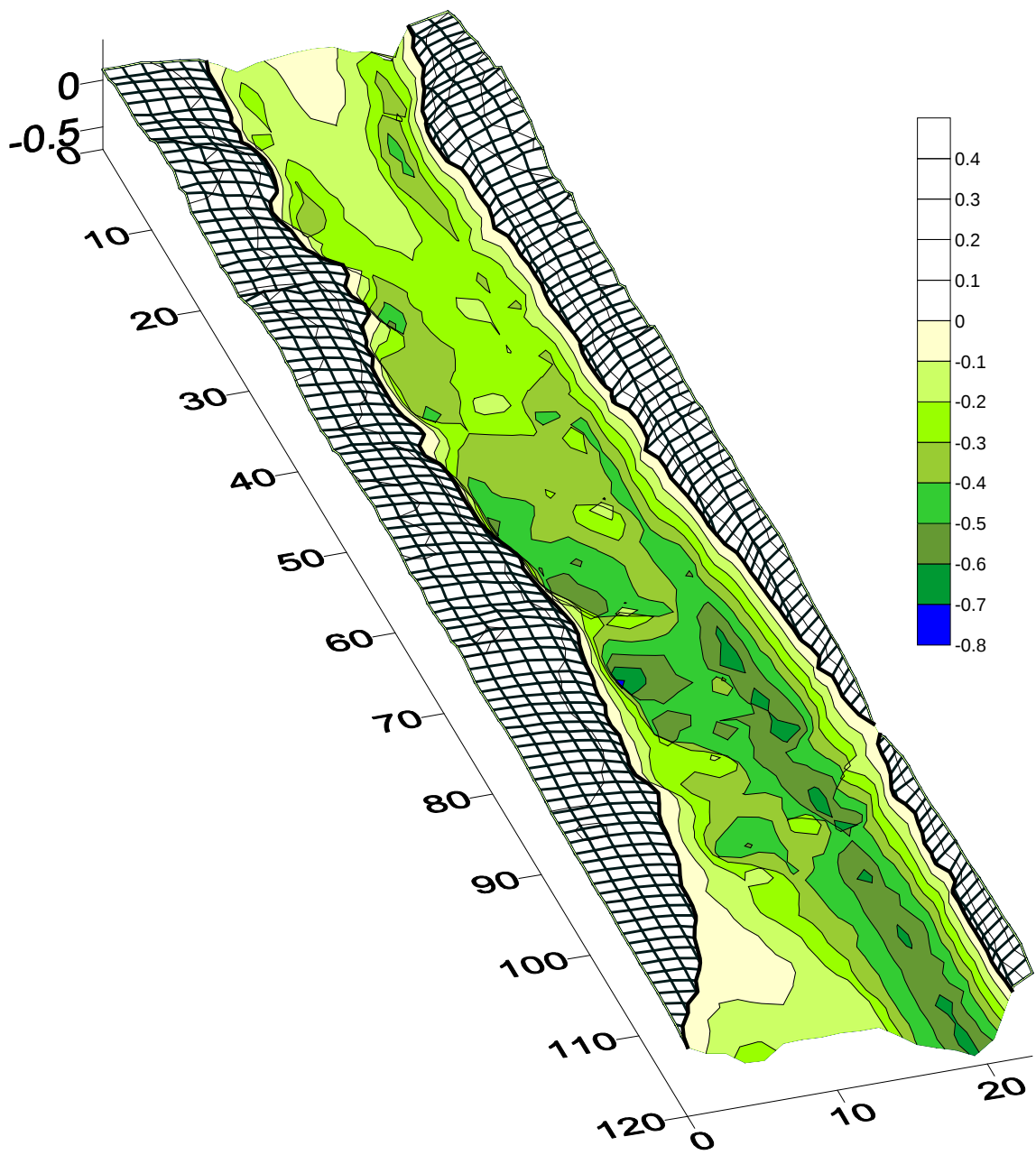


Abb. 3.: Probenstelle Pottenstein, Blick stromab vom linken Ufer, die nach unten begrenzende Sohlschwelle ist sichtbar, Juni 2006 (Photo: Humpesch).

Während der Sommerbefischung befand sich unterhalb der oberen Sohlschwelle ein auf ca. 0,9 m geschätzter Pool, der während des Auguthochwassers von Material der Sohlschwelle zugeschüttet worden ist (Abb. 4.b: Meter 18 bis 21).

Die mittlere Tiefe beträgt 0,37 m, mit einem Maximalwert von 0,83 m. Die Tiefenvariabilität ist mit 0,02 m geringer als in Fahrafeld, die Breitenvariabilität ist mit einem Wert von 0,39 m aber im Vergleich noch geringer. An der schmalsten Stelle ist die Triesting hier 12,3 m, an der breitesten 14,2 m breit. Im Mittel liegt die Gewässerbreite bei 13,3 m. Die beprobte Wasserfläche beträgt damit rund 800 m<sup>2</sup>. Die Fließgeschwindigkeitswerte sind außerhalb des Schwellenbereiches ebenfalls mit jenen flüßauf vergleichbar, der Mittelwert liegt bei 0,49 m s<sup>-1</sup>.

(a)



(b)

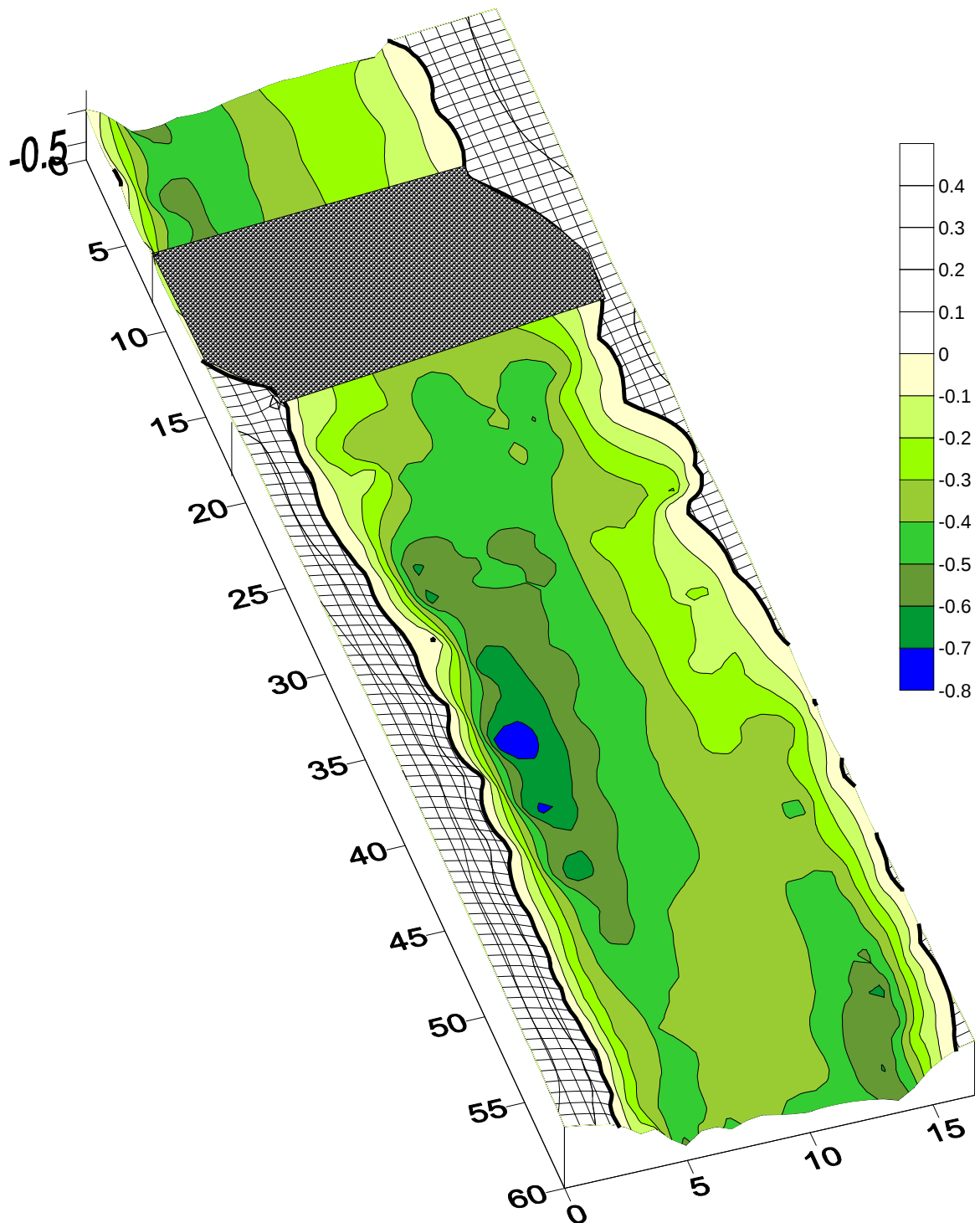


Abb. 4.: Darstellung der Bachbettstruktur für die Probenstellen (a) Fahrafeld und (b) Pottenstein. In (b) ist die Sohlschwelle zwischen den Streckenmetern 8 und 18 eingezeichnet. Die Fließrichtung folgt den Streckenmetern von oben nach unten. Man beachte die unterschiedlichen Streckenlängen.

## Stellenvergleich

Beide Probenstellen sind hinsichtlich der Pufferzone zum Umland, der Böschungsvegetation, der Ufersicherung, der Wasser - Landverzahnung, des Totholzvorkommens, des allgemeinen Strömungsbildes und des vertikalen Austausches mit dem hyporheischen Interstitial gut vergleichbar. Der größte Unterschied zwischen der begradigten Strecke bei Fahrafeld und der sohlschwelligeprägten Strecke bei Pottenstein liegt in der Varianz der Gewässerbreite, die in Fahrafeld durch den flachen rechtsufrigen Bereich zwischen Pegel und Brücke sehr viel höher ist als in Pottenstein. Bei der Auswahl der Probenstellen wurde die Tiefenvarianz in Pottenstein wegen des Kolkes unterhalb der Sohlschwelle höher eingeschätzt als jene in Fahrafeld. Nach dem Augusthochwasser und der Einbringung von Störsteinen wurden dort aber ähnliche Minimal- und Maximaltiefen gemessen, die festgestellte Varianz ist in Fahrafeld letztendlich sogar etwas höher. Ebenfalls nach dem Hochwasserereignis läßt sich die Substratbeschaffenheit beider Probenstellen unterscheiden. Während in Fahrafeld ein hoher Geschiebeeintrag und eine deutliche Auffrischung des Schotterkörpers im Herbst beobachtet werden kann, bleibt die Situation in Pottenstein weitgehend unverändert. Die Sohlschwelle stellt jedenfalls auch einen deutlichen anthropogenen Eingriff auf die Substratbeschaffenheit und einen weiteren zentralen Unterscheidungspunkt zwischen den Probenstellen dar.

### 3.3.2 Befischungen

In Tab. 1. sind alle bei den Befischungen festgestellten Arten angeführt. Regenbogenforelle (*O. mykiss*), Bachforelle (*S. trutta*), Äsche (*T. thymallus*), Koppe (*C. gobio*) und Elritze (*P. phoxinus*) sind an beiden Stellen zumindest an einem Termin präsent. Barbe (*B. barbus*) und Aitel (*L. cephalus*) sind nur in Fahrafeld, die Bachschmerle (*B. barbatula*) nur einmal in Pottenstein vertreten.

Tab. 1.: Liste der festgestellten Arten; F,P = Probenstelle; x = anwesend, - =abwesend.

| Artenliste        |                             |                  | F | P |
|-------------------|-----------------------------|------------------|---|---|
| Regenbogenforelle | <i>Onchorhynchus mykiss</i> | (WALBAUM, 1792)  | x | x |
| Bachforelle       | <i>Salmo trutta</i>         | (LINNAEUS, 1758) | x | x |
| Äsche             | <i>Thymallus thymallus</i>  | (LINNAEUS, 1758) | x | x |
| Barbe             | <i>Barbus barbus</i>        | (LINNAEUS, 1758) | x | - |
| Aitel             | <i>Leuciscus cephalus</i>   | (LINNAEUS, 1758) | x | - |
| Koppe             | <i>Cottus gobio</i>         | (LINNAEUS, 1758) | x | x |
| Elritze           | <i>Phoxinus phoxinus</i>    | (LINNAEUS, 1758) | x | x |
| Bachschmerle      | <i>Barbatula barbatula</i>  | (LINNAEUS, 1758) | - | x |

### *Fahrafeld*

#### Populationsschätzung

Der Gesamtfang liegt für die Sommererhebung (a) bei 208 Individuen, davon 85 Individuen der großwüchsigen Arten und 123 Kleinfische (*C. gobio* und *P. phoxinus*). Die Gesamtbiomasse beträgt 6,614 kg. Die Herbstenerhebung (b) zählt 259 Individuen, davon 152 Individuen der großwüchsigen Arten und 107 Kleinfische. Die Gesamtbiomasse beträgt 24,758 kg (Tab. 2.). Entsprechend spiegeln sich die Fangergebnisse in den Populationsschätzungen der jeweiligen Termine wider: In Tab. 3. und Abb. 5. sind die Analyse der Befischungsdaten und die Ergebnisse der Populationsschätzungen dargestellt.

Für die Sommererhebung (a) ist eine Bestandsschätzung nach DE LURY nur für die Gesamtindividuen ohne Kleinfische und *S. trutta* möglich. So schätzt sich die gesamte Individuenzahl großer Arten auf  $133 \pm 37$  (824 pro Hektar) im untersuchten Abschnitt und der Bachforellenbestand auf  $71 \pm 18$  Individuen (444 pro Hektar). Die Kontrollschätzung für *S. trutta* liegt mit 86 Individuen etwas höher als die DE LURY-Schätzung, bleibt aber innerhalb des Konfidenzintervalls. Entsprechend höher ist auch die Schätzung pro Hektar mit 534 Individuen von *S. trutta*. Die Schätzung von *O. mykiss* nach DE LURY von 84 Individuen bzw. 522 pro Hektar weist einen

Vertrauensbereich von  $\pm 85$  Individuen auf und weicht stark vom Kontrollschätzwert von 39 bzw. 242 Fischen pro Hektar ab. Der geringe Fangerfolg erlaubt für *T. thymallus*, *B. barbus* und *L. cephalus* (jeweils 1, 2 und 2 Individuen) keine Bestandsschätzung nach DE LURY, es wird angenommen, alle innerhalb des Probenbereichs vorkommenden Individuen erfaßt zu haben. Die kleinwüchsigen Arten *C. gobio* und *P. phoxinus* zählen 109 bzw. 14 Individuen. Die Biomasseschätzung beträgt 8,361 kg, mit einem Konfidenzintervall von  $\pm 5,397$  kg (51,9 kg pro Hektar).

Die Bestandsschätzungen der Herbsthebung (b) weisen im Vergleich schmalere Konfidenzbereiche auf und die Regressionen haben höhere Bestimmtheitsmaße. Der Ausfang der Gesamtindividuen ohne Kleinfische ist von 85 im Sommer auf 152 im Herbst gestiegen, die Hochrechnungen zeigen eine Erhöhung von 133 auf  $168 \pm 5$  Individuen (1046 pro Hektar). Die Ergebnisse der DE LURY- und der Kontrollschätzungen für *O. mykiss* und *S. trutta* liegen sehr nah beieinander. Der nach DE LURY geschätzte Bestand von *S. trutta* ist mit 83 bzw. 515 Ind/ha höher als im Sommer, die Kontrollschätzung ist trotz 73 gefangener Individuen (55 im Sommer) mit 81 Individuen (503 pro Hektar) sehr ähnlich. Der Fangerfolg für *O. mykiss* bei der Herbstbefischung (Tab. 2.b) ist fast dreimal so hoch (66 statt 25 Individuen) als im Sommer, der nach DE LURY geschätzte Anteil sinkt aber gleichzeitig von 84 auf  $73 \pm 8$  (452 pro Hektar). Vergleicht man die Kontrollschätzungen beider Termine für *O. mykiss*, hat sich die Populationsschätzung für die Beprobungsstrecke und den Hektar annähernd verdoppelt. *T. thymallus*, *B. barbus* und *L. cephalus* mit 3, 3 bzw. 7 gefangenen Individuen bleiben selten, die Zahl der erfaßten *C. gobio* sinkt auf 73, die von *P. phoxinus* erhöht sich auf 34. Die, mit Ausnahme von *C. gobio*, durchwegs gestiegenen Fangzahlen weisen auf eine höhere Besiedelungsdichte hin, auch die Schätzungen der Biomasse lassen mit  $25,585 \pm 0,978$  kg (158,9 kg pro Hektar) eine deutliche Zunahme über das Jahr erkennen.

Tab. 2.: Gesamtfangübersicht für die Probenstelle Fahrafeld (Befischungsfläche 1610 m<sup>2</sup>) an den Terminen (a) 15.7.2006 und (b) 14.10.2006.

| <b>Befischungstermin</b>            | <b>(a)</b>  |             |             |        | <b>(b)</b>  |             |             |        |
|-------------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------|-------------|-------------|-------------|--------|
| <b>Befischung</b>                   | Durchgang 1 | Durchgang 2 | Durchgang 3 | Gesamt | Durchgang 1 | Durchgang 2 | Durchgang 3 | Gesamt |
| Zeit (min)                          | 25          | 23          | 20          | 68     | 20          | 13          | 13          | 46     |
| <b>Arten</b>                        |             |             |             |        |             |             |             |        |
| <i>O. mykiss</i>                    | 9           | 9           | 7           | 25     | 40          | 20          | 6           | 66     |
| <i>S. trutta</i>                    | 28          | 15          | 12          | 55     | 42          | 19          | 12          | 73     |
| <i>T. thymallus</i>                 | 0           | 0           | 1           | 1      | 2           | 1           | 0           | 3      |
| <i>B. barbus</i>                    | 2           | 0           | 0           | 2      | 2           | 1           | 0           | 3      |
| <i>L. cephalus</i>                  | 0           | 1           | 1           | 2      | 5           | 2           | 0           | 7      |
| <i>C. gobio</i>                     | 32          | 44          | 33          | 109    | 33          | 27          | 13          | 73     |
| <i>P. phoxinus</i>                  | 3           | 3           | 8           | 14     | 24          | 2           | 8           | 34     |
| Gesamtindividuen                    | 74          | 72          | 62          | 208    | 148         | 72          | 39          | 259    |
| Gesamtindividuen ohne <i>C.</i>     |             |             |             |        |             |             |             |        |
| <i>gobio</i> und <i>P. phoxinus</i> | 39          | 25          | 21          | 85     | 91          | 43          | 18          | 152    |
| Gesamtbiomasse (kg)                 | 3,450       | 1,424       | 1,740       | 6,614  | 17,879      | 5,716       | 1,163       | 24,758 |

Tab. 3.: Zusammenfassung der Populationsschätzung nach DE LURY (1947)  $Y = b \cdot X + a$  an den Terminen (a) 15.7.2006 und (b) 14.10.2006;  $Y$  = Fang/DG,  $X$  = kumulierte Fänge,  $a$  und  $b$  = Konstanten mit Standard Error (SE),  $n$  = gefangene Individuen;  $n$  - De Lury = geschätzte Population nach De Lury mit geschätzten 95% Konfidenzintervallen;  $n/ha$  = Individuen pro Hektar;  $r^2$  = Bestimmtheitsmaß;  $p$  = Signifikanz \*= $<0,05$  \*\*= $<0,01$  \*\*\*= $<0,001$ , n.s. = nicht signifikant und  $n_k$  ( $n_k/ha$ ) = Kontrollschätzung und Individuen pro Hektar.

| <b>(a)</b>                        |                   |               |          |                    |                 |                      |          |                                         |
|-----------------------------------|-------------------|---------------|----------|--------------------|-----------------|----------------------|----------|-----------------------------------------|
| <b>Arten</b>                      | <b>a ± SE</b>     | <b>b ± SE</b> | <b>n</b> | <b>n - De Lury</b> | <b>n pro ha</b> | <b>r<sup>2</sup></b> | <b>p</b> | <b>n<sub>k</sub> (n<sub>k</sub>/ha)</b> |
| <i>O. mykiss</i>                  | 9,33 ± 0,75       | -0,11 ± 0,06  | 25       | 84±85              | 522             | 0,75                 | n.s.     | 39 (242)                                |
| <i>S. trutta</i>                  | 27,42 ± 1,99      | -0,38 ± 0,07  | 55       | 71±18              | 444             | 0,97                 | n.s.     | 86 (534)                                |
| <i>T. thymallus</i>               | /                 |               | 1        | /                  | /               | /                    | /        | /                                       |
| <i>C. gobio</i>                   | /                 |               | 109      | /                  | /               | /                    | /        | /                                       |
| Gesamtindividuen                  | 75,34 ± 3,05      | -0,08 ± 0,03  | 208      | 920±655            | 5711            | 0,87                 | n.s.     | /                                       |
| Gesamtindividuen ohne Kleinfische | 38,22 ± 2,33      | -0,29 ± 0,05  | 85       | 133±37             | 824             | 0,97                 | n.s.     | /                                       |
| Biomasse (Kg)                     | 3299,79 ± 629,88  | -0,39 ± 0,18  | 6614     | 8361±5397          | 51929           | 0,82                 | n.s.     | /                                       |
| <b>(b)</b>                        |                   |               |          |                    |                 |                      |          |                                         |
| <i>O. mykiss</i>                  | 40,57 ± 2,06      | -0,56 ± 0,05  | 66       | 73±8               | 452             | 0,99                 | n.s.     | 73 (453)                                |
| <i>S. trutta</i>                  | 41,54 ± 1,81      | -0,50 ± 0,04  | 73       | 83±9               | 515             | 0,99                 | n.s.     | 81 (503)                                |
| <i>T. thymallus</i>               | /                 | /             | 3        | /                  | /               | /                    | /        | /                                       |
| <i>C. gobio</i>                   | 34,50 ± 3,79      | -0,33 ± 0,10  | 73       | 105±45             | 654             | 0,92                 | n.s.     | /                                       |
| Gesamtindividuen                  | 147,44 ± 2,07     | -0,50 ± 0,01  | 259      | 296±10             | 1838            | 1,00                 | *        | /                                       |
| Gesamtindividuen ohne Kleinfische | 91,32 ± 1,22      | -0,54 ± 0,01  | 152      | 168±5              | 1046            | 1,00                 | *        | /                                       |
| Biomasse (Kg)                     | 17953,70 ± 386,86 | -0,70 ± 0,02  | 24758    | 25585±978          | 158915          | 1,00                 | *        | /                                       |

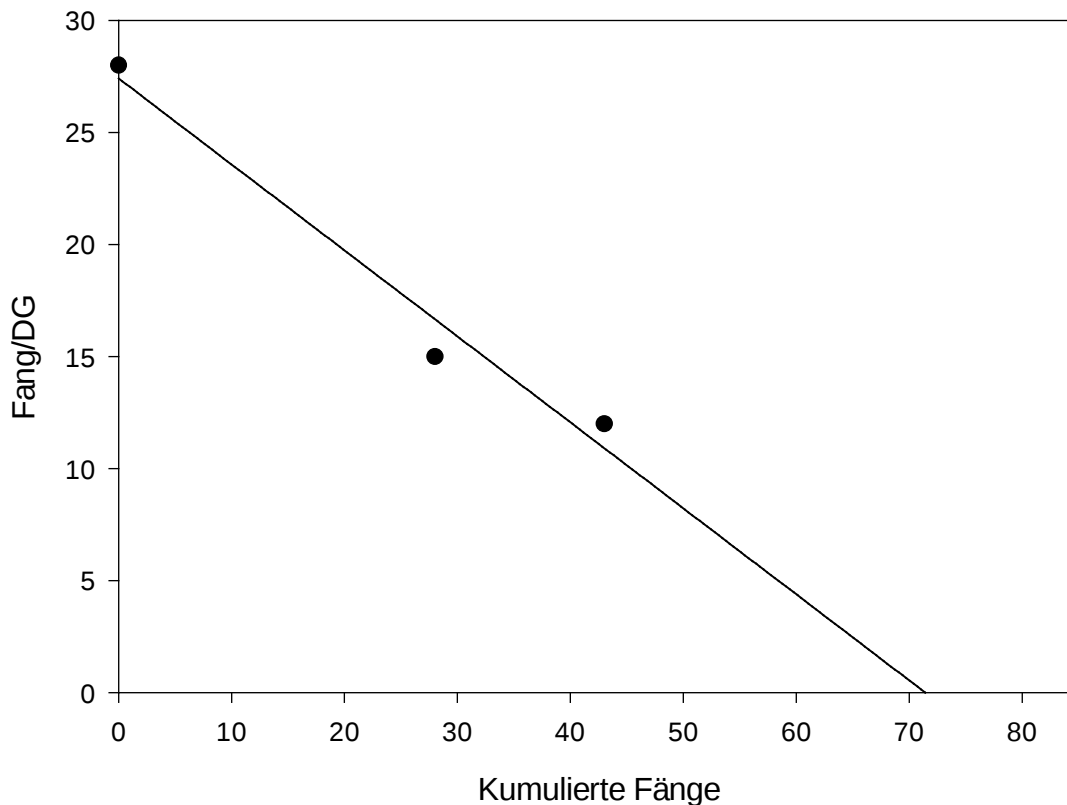


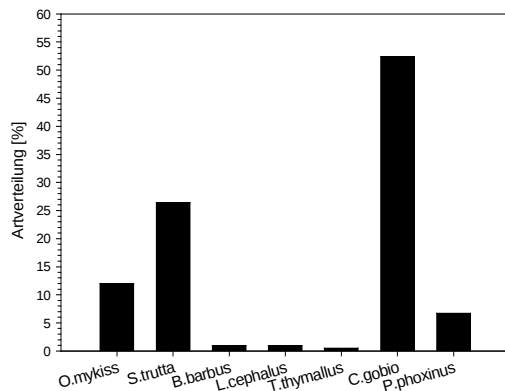
Abb. 5.: Populationsschätzung nach DE LURY (1947) von *S. trutta* am 15.7.2006 von 8 bis 13 Uhr. DG = Befischungsdurchgang.

### Artenverteilung

In Abb. 6. sind die prozentuellen Artenverteilungen anhand der Befischungsergebnisse zusammengefaßt. Forellen und Koppen sind klar als Leitarten zu erkennen. Der Anteil von *O. mykiss* ist vom Sommer bis zum Herbst von 12 auf knapp 26 % gestiegen, während der Anteil von *S. trutta* im Jahresverlauf zwischen 26 und 28 % liegt. Unverändert niedrig, mit ähnlichen Individuenzahlen, bleiben die Anteile von *B. barbus* und *T. thymallus*, nur *L. cephalus* nimmt geringfügig zu. Der Anteil von *C. gobio* hat sich von über 50 auf 28 % reduziert, der von *P. phoxinus* von 7 auf knapp 13 % erhöht.

Der Diversitätsindex nach Shannon - Wiener und die Evenness betragen für Termin (a) 1,24 und 0,64, für Termin (b) 1,53 und 0,79. Die Artenzahl bleibt zwar unverändert, die relativen Abundanzen nähern sich aber tendenziell der Gleichverteilung ( $E = 1$ ) an.

(a)



(b)

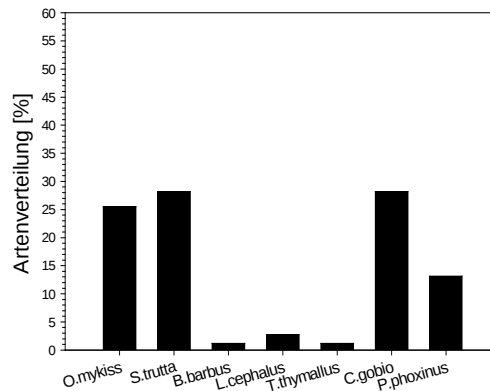


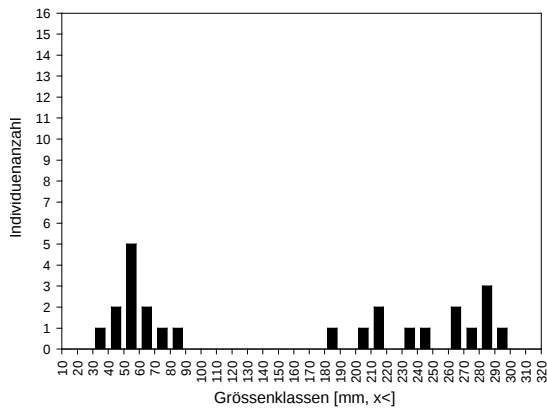
Abb. 6.: Prozentuelle Artenverteilung an den Terminen (a) 15.7.2006 und (b) 14.10.2006

### Populationsstrukturanalyse

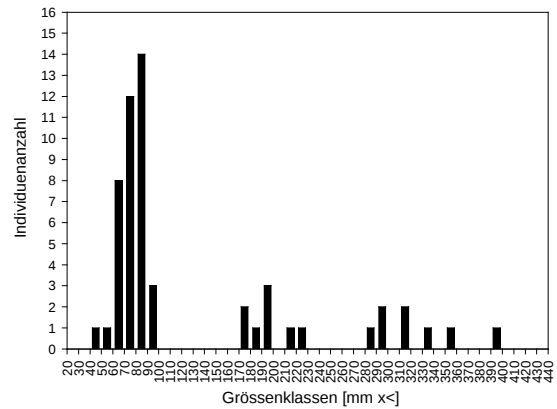
Die Altersklassenverteilung zeigt für beide Forellenarten eine tendenzielle Abnahme hin zu den Adulten, stets ist zumindest eine juvenile Größenklasse stärker vertreten als jede einzelne der Adulten (Abb. 7.). Im Sommer fehlen mehrere Größenklassen bzw. Jahrgänge beider Arten, im Herbst füllen sich diese Lücken dann. Klar ersichtlich ist die Verschiebung hin zu größeren Juvenilen des Jahrganges bei beiden Arten im Herbst.

Auch bei den mittleren und größeren Exemplaren steigen gegen Herbst die Individuenzahlen gleichermaßen. Im Herbst sind für *O. mykiss* höhere Individuenzahlen im „mittleren“ Bereich (20 – 35 cm) feststellbar, während sich die Individuenzunahme von *S. trutta* gleichmäßiger verteilt. Insgesamt zeigt *S. trutta* in ihrer Populationsstruktur einen höheren Anteil an Jungfischen als *O. mykiss* und eine deutlichere Abnahme in Richtung der Adulten, die sich gleichmäßiger zwischen 20 und 40 cm verteilen. Über das Jahr nehmen die Jungfische von *O. mykiss* von 12 auf 14, die von *S. trutta* von 39 auf 45 zu.

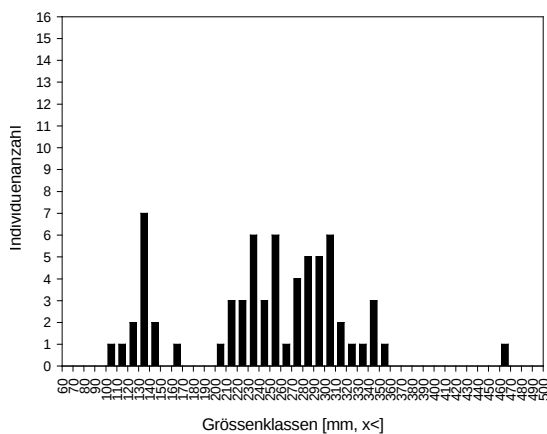
(a)



(b)



(c)



(d)

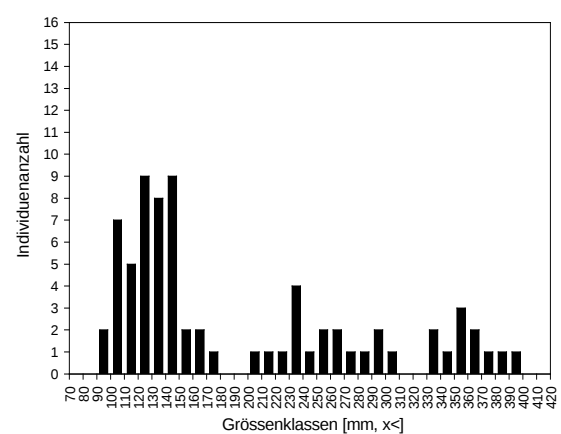


Abb. 7.: Längenfrequenzdiagramm für 15.7.2006 (a) *O. mykiss* und (b) *S. trutta* und für 14.10.2006 (c) *O. mykiss* und (d) *S. trutta*.

### Längen – Gewichtsbeziehungen und Konditionsfaktor

Alle in Tab. 4. zusammengefaßten und in Abb. 8. exemplarisch dargestellten Längen-Gewichtsbeziehungen sind hochsignifikant. Der Fulton'sche Konditionsfaktor beider Forellenarten nimmt zum Herbst hin zwar leicht ab, bleibt aber größer als 1, was auf einen guten Ernährungszustand schließen läßt.

Tab. 4.: Zusammenfassung der Längen-Gewichtsbeziehungen an den Terminen (a) und (b):  $Y = a \cdot X^b$ , Y = Totalgewicht, X = Totallänge, a und b = Konstanten mit 95 % Konfidenzintervallen,  $r^2$  = Bestimmtheitsmaß,  $p$  = Signifikanz \*= $< 0,05$  \*\*= $< 0,01$  \*\*\*= $< 0,001$  und K = Konditionsfaktor.

| Arten            | a x/÷ C.I.           | b ± C.I.      | r <sup>2</sup> | p   | K     |
|------------------|----------------------|---------------|----------------|-----|-------|
| <b>(a)</b>       |                      |               |                |     |       |
| <i>O. mykiss</i> | 1,82E-05 x/÷ 1,82749 | 2,885 ± 0,121 | 0,992          | *** | 1,040 |
| <i>S. trutta</i> | 1,32E-05 x/÷ 1,28659 | 2,948 ± 0,053 | 0,996          | *** | 1,041 |
| <b>(b)</b>       |                      |               |                |     |       |
| <i>O. mykiss</i> | 8,43E-06 x/÷ 1,37918 | 3,036 ± 0,059 | 0,994          | *** | 1,028 |
| <i>S. trutta</i> | 1,11E-05 x/÷ 1,21378 | 2,984 ± 0,037 | 0,997          | *** | 1,023 |

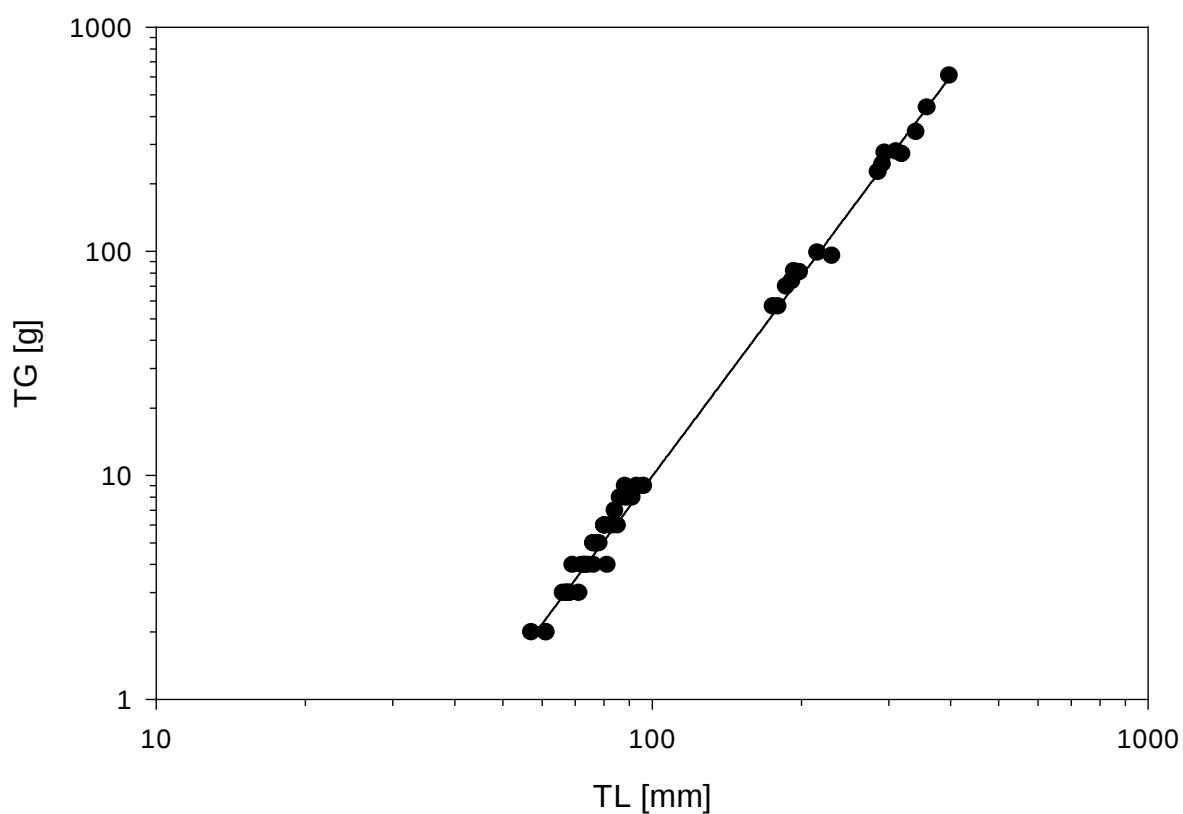


Abb. 8.: Beziehung zwischen Totallänge (TL) und Totalgewicht (TG) für *S. trutta* am 15.7.2006.

## Pottenstein

### Populationsschätzung

Im Gegensatz zur Probenstelle Fahrafeld ist in Pottenstein bei den Befischungen eine Abnahme der Biomasse und der Individuendichte zum Herbst hin zu beobachten. Wie in Tab. 5. zusammengefaßt, liegt der Gesamtfang für den Sommertermin (a) bei 199 Individuen, davon 57 Vertreter großer Arten und 142 Kleinfische, die Gesamtbiomasse beträgt 8,564 kg. Für den Herbsttermin (b) liegt der Gesamtfang bei 177 Individuen, davon 40 Groß- und 137 Kleinfische und die Gesamtbiomasse bei 5,498 kg. Insgesamt sind weniger Forellen im Herbst festgestellt worden, die gefangenen *O. mykiss* nehmen von 39 auf 27 Stück ab, bleiben aber die klar dominierende Forellenart. Die Zahl gefangener *S. trutta* erhöht sich von 11 auf 13. Einzig im Sommer konnten 7 Individuen von *T. thymallus* verschiedener Größenklassen festgestellt werden (Abb. 9.c), im Herbst dagegen keine mehr. Die Analyse der Befischungsdaten in Tab. 6. und Abb. 9. zeigt, daß nur den Schätzungen für *O. mykiss* (a) und der Gesamtbiomasse (b) eine signifikante Regression zugrunde liegt. Während die Sommererhebung schmale Konfidenzbereiche und hohe Bestimmtheitsmaße aufweist, sind die Ergebnisse der Herbsterhebung schwieriger zu analysieren.

Während der Sommererhebung werden die Gesamtindividuen ohne Kleinfische auf  $56 \pm 9$  Individuen (700 pro Hektar) geschätzt. Die Schätzung nach DE LURY für *S. trutta* schwankt mit  $11 \pm 6$  Fischen (138 pro Hektar) beträchtlich, die Kontrollschätzung (11) ergibt die gleichen Ergebnisse. Die Schätzungen von *O. mykiss* auf  $39 \pm 2$  und *T. thymallus* auf  $7 \pm 1$  Individuen (488 bzw. 88 pro Hektar) korrelieren ebenfalls mit den Kontrollschätzungen von 38 bzw. 7 Individuen. *L. cephalus* und *B. barbus* sind an beiden Terminen nicht nachweisbar, während von *C. gobio* und *P. phoxinus* 139 und 6 Fische festgestellt wurden. Die Schätzung der Gesamtbiomasse beträgt  $8,368 \pm 0,931$  kg (104,6 kg pro Hektar).

Die Gesamtindividuen ohne Kleinfische werden im Herbst auf 59 geschätzt, mit einem Konfidenzintervall von  $\pm 24$ . Die Population von *S. trutta* wird auf  $14 \pm 5$  (175 pro Hektar) geschätzt, die Kontrollschätzung liegt mit 19 Individuen knapp innerhalb des oberen Konfidenzbereichs, was 238 Fischen pro Hektar entspricht.

Tab. 5.: Gesamtfangübersicht für die Probenstelle Pottenstein (Befischungsfläche 800 m<sup>2</sup>) an den Terminen (a) 15.7.2006 und (b) 14.10.2006

| <b>Befischungstermin</b>                          | <b>(a)</b>  |             |             |        | <b>(b)</b>  |             |             |        |
|---------------------------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------|-------------|-------------|-------------|--------|
| <b>Befischung</b>                                 | Durchgang 1 | Durchgang 2 | Durchgang 3 | Gesamt | Durchgang 1 | Durchgang 2 | Durchgang 3 | Gesamt |
| Zeit (min)                                        | 20          | 11          | 11          | 42     | 11          | 11          | 11          | 33     |
| <b>Arten</b>                                      |             |             |             |        |             |             |             |        |
| <i>O. mykiss</i>                                  | 30          | 6           | 3           | 39     | 11          | 6           | 10          | 27     |
| <i>S. trutta</i>                                  | 7           | 1           | 3           | 11     | 8           | 5           | 0           | 13     |
| <i>T. thymallus</i>                               | 6           | 0           | 1           | 7      | 0           | 0           | 0           | 0      |
| <i>B. barbus</i>                                  | 0           | 0           | 0           | 0      | 0           | 0           | 0           | 0      |
| <i>L. cephalus</i>                                | 0           | 0           | 0           | 0      | 0           | 0           | 0           | 0      |
| <i>C. gobio</i>                                   | 58          | 47          | 34          | 139    | 37          | 32          | 35          | 104    |
| <i>P. phoxinus</i>                                | 3           | 0           | 3           | 6      | 3           | 20          | 9           | 32     |
| <i>B. barbatula</i>                               | 0           | 0           | 0           | 0      | 0           | 0           | 1           | 1      |
| Gesamtindividuen                                  | 101         | 54          | 44          | 199    | 59          | 63          | 55          | 177    |
| Gesamtindividuen ohne <i>C. gobio</i> , <i>B.</i> |             |             |             |        |             |             |             |        |
| <i>barbatula</i> und <i>P. phoxinus</i>           | 43          | 7           | 7           | 57     | 19          | 11          | 10          | 40     |
| Gesamtbiomasse (kg)                               | 6,865       | 0,874       | 0,825       | 8,564  | 2,393       | 1,794       | 1,311       | 5,498  |

Tab. 6.: Zusammenfassung der Populationsschätzung nach DE LURY (1947)  $Y = b \cdot X + a$  an den Terminen (a) 15.7.2006 und (b) 14.10.2006;  $Y$  = Fang/DG,  $X$  = kumulierte Fänge,  $a$  und  $b$  = Konstanten mit Standard Error (SE),  $n$  = gefangene Individuen;  $n - \text{De Lury}$  = geschätzte Population nach De Lury mit geschätzten 95% Konfidenzintervallen;  $n/\text{ha}$  = Individuen pro Hektar;  $r^2$  = Bestimmtheitsmaß;  $p$  = Signifikanz \*= $<0,05$  \*\*= $<0,01$  \*\*\*= $<0,001$ , n.s. = nicht signifikant und  $n_k (n_k/\text{ha})$  = Kontrollschätzung und Individuen pro Hektar

| <b>(a)</b>                        |                  |               |           |                    |                 |                      |          |                                         |
|-----------------------------------|------------------|---------------|-----------|--------------------|-----------------|----------------------|----------|-----------------------------------------|
| <b>Arten</b>                      | <b>a ± SE</b>    | <b>b ± SE</b> | <b>n</b>  | <b>n - De Lury</b> | <b>n pro ha</b> | <b>r<sup>2</sup></b> | <b>p</b> | <b>n<sub>k</sub> (n<sub>k</sub>/ha)</b> |
| <i>O. mykiss</i>                  | 29,85 ± 1,13     | -0,77 ± 0,04  | 39        | 39±2               | 488             | 1,00                 | *        | 38 (475)                                |
| <i>S. trutta</i>                  | 6,82 ± 1,86      | -0,63 ± 0,30  | 11        | 11±6               | 138             | 0,81                 | n.s.     | 11 (138)                                |
| <i>T. thymallus</i>               | 6,00 ± 0,71      | -0,92 ± 0,14  | 7         | 7±1                | 88              | 0,98                 | n.s.     | /                                       |
| <i>C. gobio</i>                   | 58,67 ± 1,71     | -0,23 ± 0,03  | 139       | 258±45             | 3225            | 0,99                 | n.s.     | /                                       |
| Gesamtindividuen                  | 98,78 ± 7,61     | -0,38 ± 0,07  | 199       | 260±68             | 3250            | 0,97                 | n.s.     | /                                       |
| Gesamtindividuen ohne Kleinfische | 42,60 ± 3,78     | -0,76 ± 0,10  | 57        | 56±9               | 700             | 0,98                 | n.s.     | /                                       |
| Biomasse (Kg)                     | 6825,27 ± 470,27 | -0,82 ± 0,08  | 8564,2179 | 8368±931           | 104600          | 0,99                 | n.s.     | /                                       |
| <b>(b)</b>                        |                  |               |           |                    |                 |                      |          |                                         |
| <i>O. mykiss</i>                  | 10,00 ± 3,36     | -0,11 ± 0,29  | 27        | /                  | /               | 0,12                 | n.s.     | 40 (500)                                |
| <i>S. trutta</i>                  | 8,48 ± 1,48      | -0,59 ± 0,17  | 13        | 14±5               | 175             | 0,93                 | n.s.     | 19 (238)                                |
| <i>T. thymallus</i>               | /                | /             | 0         | /                  | /               | /                    | /        | /                                       |
| <i>C. gobio</i>                   | /                | /             | 104       | /                  | /               | /                    | /        | /                                       |
| Gesamtindividuen                  | 61,04 ± 4,39     | -0,03 ± 0,06  | 177       | /                  | /               | 0,27                 | n.s.     | /                                       |
| Gesamtindividuen ohne Kleinfische | 18,45 ± 1,77     | -0,31 ± 0,09  | 40        | 59±24              | 738             | 0,93                 | n.s.     | /                                       |
| Biomasse (Kg)                     | 2398,54 ± 14,90  | -0,26 ± 0,01  | 5498      | 9297±288           | 116213          | 1,00                 | *        | /                                       |

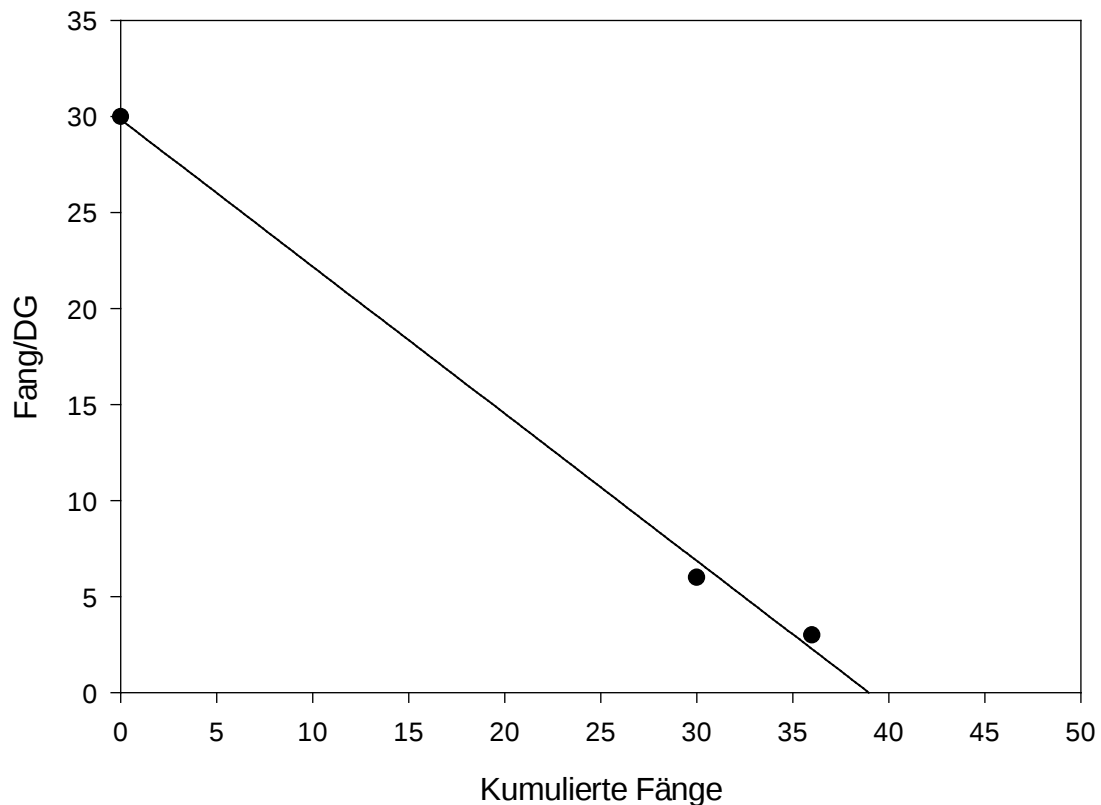


Abb. 9.: Populationsschätzung nach De Lury (1947) von *O. mykiss*, am 15.7.2006 von 14 bis 17 Uhr. DG = Befischungsdurchgang.

*O. mykiss* kann hier nicht nach DE LURY berechnet werden und wird anhand der Gesamtindividuen ohne Kleinfische rückberechnet, was einen Kontrollschätzwert von 40 Individuen ergibt. Die 500 Individuen pro Hektar entsprechen der scheinbaren Bestandszunahme, die sich aus obiger Schätzung ergibt. *C. gobio* sinkt im Jahresverlauf auf 104 Fische, *P. phoxinus* vervielfacht ihre Individuenzahl auf 32, was einer Steigerung von 3 auf 18 % des Gesamtfanges entspricht (Abb. 10.).

## Artenverteilung

Der relative Anteil von *O. mykiss* sinkt von knapp 20 auf ca. 16 %, jener von *S. trutta* steigt leicht von 5,5 auf 7,3 %. Zumindest die Anteile von *S. trutta* entsprechen nicht jenen einer Leitart. *P. phoxinus* steigert seinen Anteil im Jahresverlauf auf rund 20 %, *C. gobio* weist an beiden Terminen ähnliche Werte auf. Im Herbst wurde erstmals im Laufe dieser Untersuchung ein adultes Exemplar von *B. barbatula* festgestellt, dafür aber kein Exemplar von *T. thymallus*.

Der Diversitätsindex nach Shannon - Wiener und die Evenness betragen für Termin (a) 0,96 und 0,60, für Termin (b) 1,13 und 0,70. Bei gleicher Artenzahl und ähnlichen relativen Abundanzen ist die Herbstzönose dennoch etwas gleichverteilt.

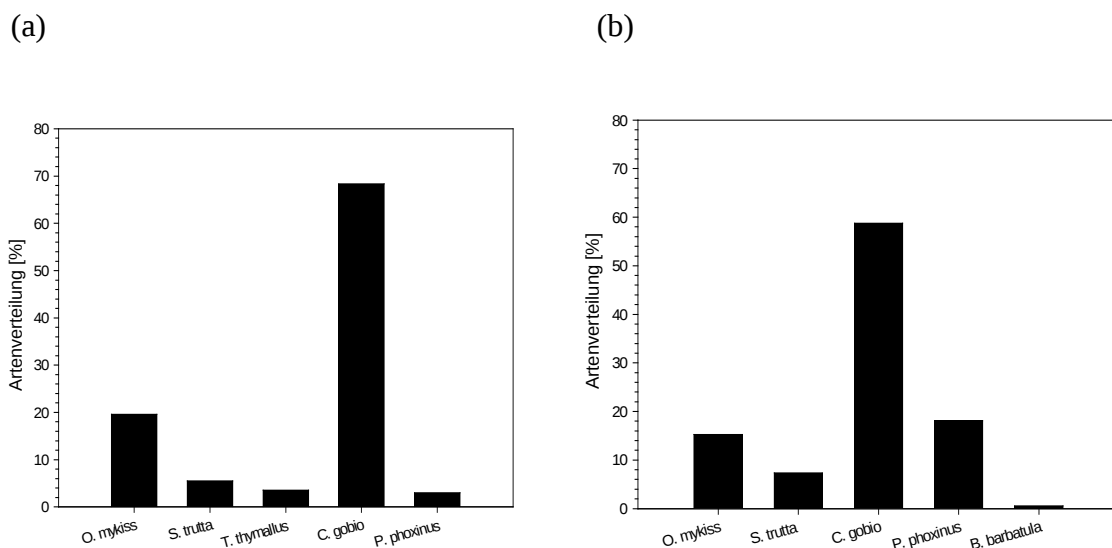
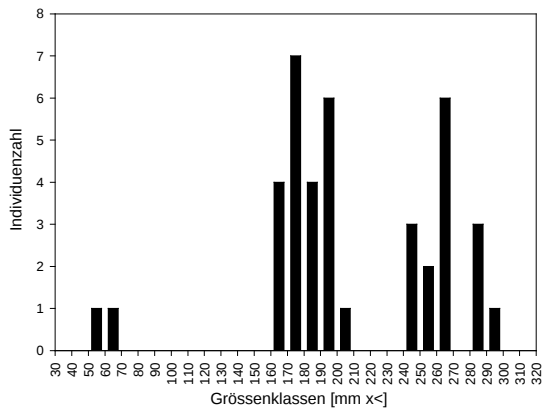


Abb. 10.: Prozentuelle Artenverteilung an den Terminen (a) 15.7.2006 und (b) 14.10.2006.

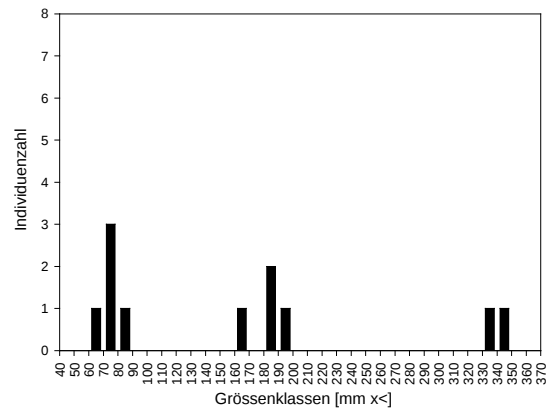
## Populationsstrukturanalyse

Das Längenfrequenzdiagramm in Abb. 11. zeigt für *O. mykiss* eine gestörte Populationsstruktur mit kaum auftretenden Jungfischen bei der Sommererhebung, gegen Herbst nimmt die Zahl der Jungfische von 2 auf 9 zu, die größeren Individuen nehmen ab. Es fehlen insgesamt mehrere Größenklassen, die mittleren sind am häufigsten.

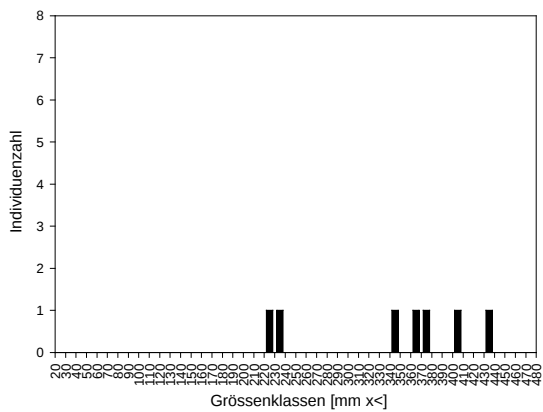
(a)



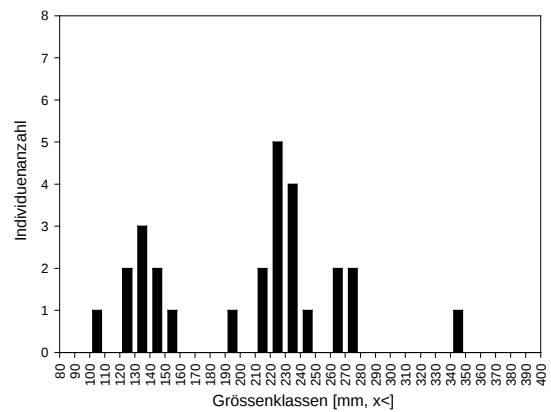
(b)



(c)



(d)



(e)

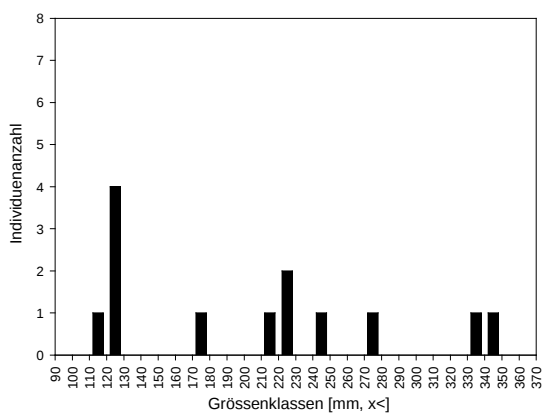


Abb.11.: Längenfrequenzdiagramm für 15.7.2006 (a) *O. mykiss*, (b) *S. trutta* und (c) *T. thymallus* und für 14.10.2006 (d) *O. mykiss* und (e) *S. trutta*.

*T. thymallus*, von dem das jüngste Exemplar noch über 22 cm mißt, weist keine erkennbare natürliche Populationsstruktur auf. Diese bleibt für *S. trutta*, innerhalb des Wachstumsshifts, weitgehend gleich, auch hier fehlen mehrere Größenklassen.

#### Längen – Gewichtsbeziehungen und Konditionsfaktor

Die Längen - Gewichtsbeziehungen in Tab. 7. sind hochsignifikant, wobei das höchste Bestimmtheitsmaß für *S. trutta* festgestellt werden konnte. *T. thymallus* weisen den niedrigsten Konditionsfaktor auf, der Wert für *S. trutta* fällt im Herbst knapp unter 1.

Tab. 7.: Zusammenfassung der Längen-Gewichtsbeziehungen an den Terminen (a) und (b):  $Y = a \cdot X^b$ ,  $Y$  = Totalgewicht,  $X$  = Totallänge,  $a$  und  $b$  = Konstanten mit 95% Konfidenzintervallen (C.I.),  $r^2$  = Bestimmtheitsmaß,  $p$  = Signifikanz  $* = < 0,05$   $** = < 0,01$   $*** = < 0,001$  und  $K$  = Konditionsfaktor.

| Arten               | $a \cdot x/\div$ C.I.     | $b \pm$ C.I.      | $r^2$ | $p$ | $K$   |
|---------------------|---------------------------|-------------------|-------|-----|-------|
| <b>(a)</b>          |                           |                   |       |     |       |
| <i>O. mykiss</i>    | 2,01E-05 $x/\div$ 1,54536 | 2,873 $\pm$ 0,082 | 0,993 | *** | 1,022 |
| <i>S. trutta</i>    | 1,23E-05 $x/\div$ 1,60429 | 2,973 $\pm$ 0,095 | 0,998 | *** | 1,078 |
| <i>T. thymallus</i> | 3,07E-05 $x/\div$ 5,17440 | 2,778 $\pm$ 0,286 | 0,99  | *** | 0,864 |
| <b>(b)</b>          |                           |                   |       |     |       |
| <i>O. mykiss</i>    | 1,44E-05 $x/\div$ 1,80408 | 2,938 $\pm$ 0,111 | 0,991 | *** | 1,037 |
| <i>S. trutta</i>    | 7,10E-06 $x/\div$ 6,25890 | 3,055 $\pm$ 0,349 | 0,971 | *** | 0,967 |

#### Stellenvergleich

Beim Vergleich der Sommertermine beider Probenstellen zeigt sich eine ähnlich hohe Besiedelungsdichte bei den Individuen großwüchsiger Arten von geschätzten 824/ha in der begradigten Strecke Fahrafeld und 700/ha in der sohlschwelligeprägten Strecke Pottenstein. Dieser Eindruck wird durch die mögliche Überschätzung für Fahrafeld (vergl. Kap. 3.4) verstärkt. In Fahrafeld liegen die Dichten für *S. trutta* und *O. mykiss* bei 444 bzw. 242 Ind/ha, was die relativen Anteile von 26 und 12 % grob reflektiert. In Pottenstein ist *O. mykiss* mit 488 Ind/ha und 20 % Anteil am Gesamtfang vor *S. trutta* mit 138 Ind/ha und 5,5 % und *T. thymallus* mit 88 Ind/ha (knapp 3 %) hingegen am

stärksten vertreten. In Fahrafeld sind *B. barbus* und *L. cephalus* sehr schwach vertreten, in Pottenstein kommen sie lokal gar nicht vor. *C. gobio* ist an beiden Probenstellen anteilsstark, *P. phoxinus* ist schwach vertreten. Fahrafeld weist mit 51,9 kg/ha eine halb so hohe Biomasse pro Hektar auf als Pottenstein (104,6 kg/ha), die Indizes zu Diversität und Gleichverteilung liegen aber höher. Jungfische beider Forellenarten finden sich in Fahrafeld bedeutend häufiger als in Pottenstein, wo Jungfische selten und die Populationsstrukturen beider Arten sehr viel lückiger sind.

Beide Probenstellen haben sich zum Herbst hin strukturell verändert (Kap. 3.3.1.1). Die Dichte großwüchsiger Arten ist nun in Fahrafeld merklich höher als in Pottenstein (1046 respektive 736 Ind/ha), dessen Schätzwert ebenfalls als überhöht anzusehen ist (Kap. 3.4). In Fahrafeld liegen die Dichten für *S. trutta* und *O. mykiss* bei 515 und 452 Ind/ha, die relativen Anteile nähern sich mit 28 und 26 % einander an. In Pottenstein wird *S. trutta* mit 175 Ind/ha (De - Lury) geschätzt, für *O. mykiss* liegt die (Kontroll-) Schätzung mit 500 Ind/ha zu hoch, den relativen Anteilen nach (7,3 respektive 16 %) könnte diese im besten Fall bei ungefähr 380 Ind/ha liegen. Während *T. thymallus*, *B. barbus* und *L. cephalus* in Fahrafeld zahlreicher werden, sind sie in Pottenstein gar nicht vertreten. Der Anteil von *C. gobio* verringert sich in Fahrafeld auf 28 %, in Pottenstein bleibt der Anteil stark, während *P. phoxinus* den seinigen an beiden Stellen auf 13 % bzw. knapp 20 % erhöht. Die Biomasseschätzung ist im Herbst für Fahrafeld höher als für Pottenstein (158,9 bzw. 116,2 kg/ha), Diversität und Gleichverteilung sind für beide Probenstellen gestiegen, in Fahrafeld allerdings stärker. Dort sind, vor allem für *S. trutta*, mehr Jungfische zu verzeichnen, in Pottenstein hingegen kaum, die Populationsstruktur bleibt dort für beide Arten lückig. Zusammenfassend ist Fahrafeld bezüglich der Besiedelungsdichte (Gesamtindividuen ohne Kleinfische), Diversität, Gleichverteilung und Jungfischauftreten besser einzuschätzen als Pottenstein. Die Biomasse ist insgesamt sehr niedrig, in Fahrafeld im Sommer aber ganz besonders. Besiedelungsdichte und Biomasse entwickeln sich im Jahresverlauf zwischen beiden Stellen in entgegengesetzter Richtung. *S. trutta* ist in Fahrafeld stärker vertreten, *O. mykiss* in Pottenstein. Auffällig ist, daß die relativen Anteile und die Populationsstruktur von *S. trutta* in Pottenstein ausgesprochen ungünstig sind. Der Konditionsfaktor ist an beiden Stellen ähnlich und oszilliert um den Wert 1.

### 3.3.3 Geschätzte Forellenproduktion auf Abschnittsebene

Um die Forellenproduktion auf Unterabschnittsebene einzuschätzen, werden in Tab. 8. nur die Sommertermine herangezogen, da Fahrafeld im Herbst nicht mehr morphologisch repräsentativ ist und die Schätzungen in Pottenstein sehr unsicher ausfallen. Die Probenstelle Fahrafeld repräsentiert den begradigten und größten Unterabschnitt, mit Pottenstein wird der Sohlschwellenabschnitt charakterisiert.

Innerhalb des Unterabschnitts Fahrafeld, dem mit 15 Hektar 62 % der Abschnittsfläche zugeordnet werden, liegt der geschätzte Gesamtforellenbestand bei über 11500 Individuen.

Tab. 8.: Geschätzte Individuendichte von *O. mykiss* und *S. trutta* für beide Unterabschnitte am Termin a): Fläche [ha] = Hektar, Anteil [%] = prozentueller Flächenanteil, nk/Strecke = Kontrollschätzung auf Unterabschnittsebene.

| Unterabschnitt | Fläche [ha] | Anteil [%] | nk/Strecke       |                  |        |
|----------------|-------------|------------|------------------|------------------|--------|
|                |             |            | <i>O. mykiss</i> | <i>S. trutta</i> | Gesamt |
| Fahrafeld      | 15          | 62         | 3634             | 8012             | 11646  |
| Pottenstein    | 9           | 38         | 4275             | 1238             | 5513   |
| Gesamt         | 24          | 100        | 7909             | 9250             | 17158  |

Zusammen mit dem der Probenstelle Pottenstein assoziierten Bereich von 9 Hektar und dessen geschätzten 5500 Individuen ergibt sich eine Gesamtabschnittsschätzung von über 17000 Stück Forellen auf 24 Hektar oder 1,8 km Fließstrecke. Die Anteile beider Arten reflektieren die Sommersituation: innerhalb des begradigten Bereiches bei Fahrafeld ist *S. trutta* mehr als doppelt so häufig als *O. mykiss*, in der sohlschwelligeprägten Strecke bei Pottenstein weist *O. mykiss* eine dreieinhalb mal höhere Dichte im Vergleich zu *S. trutta* auf. Für den gesamten betrachteten Gewässerabschnitt ist *S. trutta* aber mit 9250 gegenüber 7909 Individuen von *O. mykiss* häufiger vertreten.

### 3.3.4 Fischregion

Der Fischregionsindex für Probenstellen ( $FRI_{pr}$ ) nach SCHMUTZ et al. (2000) beträgt 3,27 für Fahrafeld und 3,11 für Pottenstein. Da nach HAUNSCHMID et al. (2006b) der Mittelwert des  $FRI_{pr}$  aller Bioregionen für das Metarhithral 4,1 beträgt, kann eine Tendenz der biozönotischen Region in Richtung Epirhithral festgestellt werden.

### 3.3.5 Leitbild und Bewertung

SCHMUTZ et al. (2000) ermitteln für Flüsse der Ordnungszahl 5 eine mittlere Artenzahl von 5,8 (mit 95 % - Konfidenzbereich zwischen 4,2 und 7,5) und eine maximale potentielle Artenzahl von 17. Die 8 festgestellten Arten liegen damit über dem Durchschnitt, der Anteil der Begleitarten ist jedoch gering und schlägt sich im  $FRI_{pr}$  nieder. Basierend auf SCHMUTZ et al. (2000), ordnen JUNGWIRTH et al. (2003) die heimische Fischfauna mittels Clusteranalyse nach den Kriterien Ökoregion (ILLIES 1978), Fischregion, Rheophilie, Temperaturgilde und Reproduktionsgilde zu Gruppen mit ähnlichen Ansprüchen, was die Identifizierung potentiell vorkommender Arten ermöglicht. Dieser Clusteranalyse folgend, würde sich die potentielle Fischzönose für den untersuchten Abschnitt, neben *S. trutta* und *C. gobio* als Leitarten, aus folgenden Arten zusammensetzen: *T. thymallus*, *L. lota* (LINNAEUS, 1758) und *P. phoxinus* als typische Begleitarten, sowie *Hucho hucho* (LINNAEUS, 1758), *Leuciscus souffia* (CUVIER & VALENCIENNES, 1844), *Eudontomyzon mariae* (BERG, 1931), *B. barbatula*, *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH, 1782), *G. gobio*, *B. barbus*, *Chondrostoma nasus* (LINNAEUS, 1758) und sogar *Barbus peloponnesius* (VALENCIENNES, 1842) als mögliche seltene Begleitarten mit unterschiedlicher Fähigkeit zur lokalen Selbsterhaltung. Diese 14 potentiell möglichen Arten erscheinen angesichts der 17 maximal potentiellen Arten plausibel, wobei die Abgrenzung zwischen den standorttypischen und dauerhaft präsenten Arten und den „Ausstrahlern“, die nicht völlig standorttypisch sind und keine selbsterhaltenden Populationen vor Ort bilden können, auch im Rhithral nicht einfach ist.

Das Metarhithral der Kalkvoralpen weist nach HAUNSCHMID et al. (2006b) die Leitfischarten *S. trutta* und *C. gobio* auf, als seltene Begleitart gilt neben *T. thymallus*

nur *L. lota*, weder eine Neunaugenart, noch die festgestellten Begleitarten der unteren Triestingstrecken (Hyporhithral ‚groß‘) werden hier angeführt. Das Metarhithral der östlichen Flach- und Hügelländer stellt im Längsverlauf der Triesting einen sehr kurzen Abschnitt, es wird daher die Zusammensetzung der Referenzzönose Hyporhithral ‚groß‘ für den flußab gelegenen Abschnitt im südlichen Wiener Becken betrachtet, um den potentiellen Einfluß auf die lokale Zönose abzuschätzen. Als typische Begleitarten gelten hier *L. cephalus*, *B. barbus*, *B. barbatula*, *P. phoxinus*, *G. gobio*, *A. bipunctatus* und eine nicht näher definierte Neunaugenart (plausibel: *E. mariae*). Weiter werden die zehn als selten eingestufte Begleitarten *L. lota*, *C. nasus*, *Perca fluviatilis* (LINNAEUS, 1758), *Leuciscus leuciscus* (LINNAEUS, 1758), *Esox lucius* (LINNAEUS, 1758), *H. hucho*, *B. peloponnesius*, *Cobitis taenia* (LINNAEUS, 1758), *Zingel streber* (SIEBOLD, 1863) und *L. souffia* angeführt.

Die Leitarten *S. trutta* und *C. gobio* konnten, über prozentuelle Artenverteilung und Fischregionsindex, nicht an beiden Probestellen als solche eindeutig festgestellt werden, da *S. trutta* in Pottenstein in zu geringen relativen Anteilen vorkommt. Das starke Vorkommen von *O. mykiss* ist zwar als Negativkriterium nicht zulässig, stellt aber höchstwahrscheinlich einen negativen Einfluß auf die standorttypische Fauna dar. *T. thymallus* gilt als seltene (HAUNSCHMID et al. 2006b) bis typische Begleitart (JUNGWIRTH et al. 2003) und wird im Untersuchungsabschnitt als selten eingestuft. *L. lota*, die ebenso von beiden Autoren verschiedentlich eingeordnet wird, kommt überhaupt nicht vor. Die Individuenzahlen und Anteile von *P. phoxinus* passen, besonders im Herbst, zu der Einschätzung von JUNGWIRTH et al. (2003) als typische Begleitart dieses Flusstyps. *L. cephalus* und *B. barbus* waren hingegen selten und nur in Fahrafeld anzutreffen. Das einzelne Exemplar von *B. barbatula* zeugt im besten Fall von einer zerstreuten und sehr kleinen Population dieser psammophilen Art im Untersuchungsabschnitt. Nach HAUNSCHMID et al. (2006b) fehlt nur eine seltene Begleitart. Dem Cluster von SCHMUTZ et al. (2000) folgend, wäre eine typische Begleitart unterrepräsentiert, eine weitere und sieben seltene Begleitarten würden fehlen.

Mit Ausnahme von *G. gobio*, *A. bipunctatus* und dem Neunauge, kann der Großteil der typischen Begleitarten, die dem Hyporhithral ‚groß‘ innerhalb der östlichen Flach- und

Hügelländern zugeordnet werden, in Anteilen, die den seltenen Begleitarten oder „Ausstrahlern“ entsprechen, im Untersuchungsabschnitt nachgewiesen werden.

Die Biomassewerte zwischen 50 (Fahrafeld) und 100 kg/ha (Pottenstein) sind sehr niedrig. Nach HAUNSCHMID et al. (2006b) wird die Biomasse erst ab einem Wert von <50 kg/ha berücksichtigt, dann allerdings als K.O.- Kriterium, was eine Einstufung des fischökologischen Zustandes von nicht besser als 4 bis 5 (unbefriedigender bis schlechter Zustand), unabhängig von allen übrigen Parametern, zwingend nach sich ziehen würde. In diesem Fall wird diese Einstufung nicht vorgenommen, da nur an einem Termin und an einer Probenstelle der Biomassewert derart niedrig war.

Die Populationsstruktur von *S. trutta* und *O. mykiss* ist für diesen Flusstyp in Fahrafeld prinzipiell zufriedenstellend, in Pottenstein aber eher unbefriedigend. Der Flachwasserbereich und die spätere Diversifizierung durch Störsteine in Fahrafeld stehen hier den Defiziten durch die einseitige Habitatausstattung von Pottenstein gegenüber.

Die mäßige Bewertung der hydromorphologischen Kartierung (Kap. 3.3.1.1) paßt sehr gut zu den fischökologischen Ergebnissen, auch wenn hier kein definiertes gewässertypspezifisches Leitbild vorliegt. Eine bessere Gesamtbewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit als 3 (mäßig), gemäß dem Bewertungsschema der WRRL, wäre in diesem Fall nicht argumentierbar, genauso wie eine schlechtere Bewertung, da kaum ein Bewertungskriterium, von der Biomasse abgesehen, mit 4 (unbefriedigend) eingestuft werden kann.

### **3.3.6 Maßnahmen**

Entsprechend dem Fokus dieser Arbeit auf fischökologisch relevante Strukturen des Bachbettes und des Ufers, beschränken sich die hier angeführten Renaturierungsmaßnahmen zunächst auf den unmittelbar verbleibenden Einflußbereich des Gewässers, da die bestehende Umlandnutzung weitreichendere Initiativen erschweren dürfte.

Kleinräumige Aufweitungen und Öffnungen der beidseitigen Ufersicherung initiieren bereits ein stärkeres Auspendeln des Stromstrichs, ein asymmetrisches Querprofil akzentuiert in weiterer Folge die Unterschiede von Prall- und Gleitufer und läßt Kolk-

Furt-Sequenzen entstehen, was in diesem Fall als ausgesprochen dringlich erscheint. Durch die herabgesetzte Schleppkraft wird dem Geschiebeaustag in regulierten Strecken entgegengewirkt. Sofern der Sedimenteintrag sichergestellt ist, entstehen Schotterbänke und Inseln. Das bei Abwesenheit von künstlichen oder natürlichen Strukturen homogene Bachbett diversifiziert sich dann bereits hinsichtlich Korngrößen-, Tiefen und Fließgeschwindigkeitsverteilung, was für die Fraß-, Laich- und Aufzuchtshabitate der adulten und juvenilen Stadien und die potentielle Besiedlungsdichte von Bedeutung ist. Diese Maßnahmen würden nach BOON (1992) eine Mitigation der Beeinflussung (best deal) für mittelschwer beeinträchtigte Gewässer darstellen. Eine partielle Gewässerbettaufweitung und generelle Abflachung der Böschung erhöht die Verzahnung von Wasser und Umland, die Sinuosität und Länge der Uferlinie und schafft Habitate und Refugialräume für schwimmschwache Altersstadien über einen weiten Bereich von Abflußdimensionen, so daß die lokalen Populationsverluste generell und insbesondere bei Hochwasserereignissen begrenzt werden. Aubereiche, Buchten und angebundene Gerinne erhöhen die Habitatdiversität sowie die hydrologische Retention und tragen zur Produktivität bei. Allein die Erhöhung der Wasserfläche verbreitert die Ressourcenbasis und steigert die Produktivität des Gewässers. Diese Maßnahmen erfordern allerdings bereits einen hohen finanziellen und organisatorischen Aufwand auf dem Niveau des Einzugsgebietes und der potentiellen Auen, da sie ohne Grundankäufe an strategisch wichtigen Stellen (räumliche Konnektivität verschiedener Habitattypen wie Zubringern, Laicharealen und Kinderstuben), zwecks Überführung in das öffentliche Wassergut, kaum zu realisieren sind. Die zusätzliche Schaffung eines breiten Vegetationsgürtels typspezifischer Arten puffert das Gewässer von den Einflüssen der Umlandnutzung ab und stellt gleichzeitig eine bedeutende Quelle für den Eintrag von Blattwerk und Totholz dar, dessen Bedeutung für die Trophie und die Diversifizierung des Habitatangebotes in Kap. 2.1.4.5 bereits besprochen wurde. Die Einwanderung fehlender Arten in den untersuchten Bereich ist nur durch die Schaffung eines zusammenhängenden Netzes aus flusstypspezifisch ausgeprägten Abschnitten entlang der gesamten Längskontinuums zu erreichen. Die untersten Abschnitte der Triesting befinden sich leider in sehr ungünstigem hydromorphologischen Zustand. Das Trapezprofil, die Umlandnutzung und die Kontinuumunterbrechungen stellen schwerwiegende Beeinträchtigungen dar,

die den Erfolg von Renaturierungsbemühungen flüßauf begrenzen und das Aufkommen standorttypischer Arten erschweren. Die Einbeziehung der Schwechat in allfällige Maßnahmen könnte letztendlich auch das Artenspektrum auf der gesamten Lauflänge erhöhen und den faunistischen Einfluß der Donau auf die Vergesellschaftung verstärken. PRETTY et al. (2003) konstatieren prinzipiell einen schwachen Zusammenhang zwischen der bloßen künstlichen Erhöhung von Tiefen- und Strömungsgeschwindigkeits-Variabilität und der Biodiversität innerhalb der Fischfauna und verweisen auf die Notwendigkeit, laterale Entwicklung und Habitate abseits des Hauptgerinnes zu forcieren. Die Wirksamkeit kleinräumiger Strukturmaßnahmen kann durch die Effekte von Störungen auf einer höheren hierarchischen Ebene, wie beispielsweise eine starke organische Belastung, schwerwiegende Alterationen im Abflußgeschehen (Schwall, Ausleitung), Kontinuumunterbrechungen oder, wie in diesem Fall, die Isolation von Renaturierungsstrecken zwischen erheblich degradierten Abschnitten, beträchtlich eingeschränkt werden (Kap. 2.1.2.1). Auf Landschaftsebene sind die relative Lage und Verfügbarkeit verschiedener Habitatpatches sowie die Beschaffenheit ihrer Konnektivität bezüglich der Persistenz von Populationen und der Zusammensetzung der Biozönose von herausragender Bedeutung (DUNNING et al. 1992). Die ontogenetischen Habitatwechsel (Kap. 2.1.3.1) vieler Flußfische zeigen, daß Habitate für Individuen einzelner Größenklassen kein Wachstum der gesamten Population garantieren. Es erscheint daher unerläßlich, bei der Erhebung von gewässerökologischen Ist-Zuständen, von Anfang an den richtigen Betrachtungsmaßstab zu wählen. Selbstverständlich ist hier zwischen Rhithral- und Potamalgewässern zu unterscheiden, deren morphologische Prozesse, Habitattypen, Dynamik und Anforderungen von Seiten der Fischzönose divergieren und unterschiedliche Strategien auf verschiedenen Maßstabsebenen erfordern. So ist die Relevanz der Umlandvernetzung in Oberläufen zwar generell geringer zu werten als in Tieflandflüssen, der Katastrophencharakter von Hochwasserereignissen in Oberläufen macht aber deutlich, daß auch hier Retentionsräume und laterale Ausweichmöglichkeiten sowie Strukturen zur Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit wichtiger Bestandteil des Lebensraumes sind.

Da die Hauptkomponenten der festgestellten Stressoren morphologischer Natur sind und die organische Belastung als gering bewertet wird, kann davon ausgegangen

werden, daß Maßnahmen zur typspezifischen Habitatausformung eine deutliche Verbesserung des Flußlebensraumes nach sich ziehen würden. Ginge man über die Abschnittsebene hinaus, würde sich langfristig auf Landschaftsebene auch für die Triesting die Frage nach der longitudinalen Konnektivität stellen.

Eine detaillierte Zusammenschau der Literatur zu konkreten Renaturierungsmaßnahmen und deren Anwendung und Evaluierung innerhalb realisierter Projekte übersteigt den Rahmen dieser Arbeit, es wird daher an dieser Stelle auf das Kapitel 2.2.3, die Zusammenfassungen in JUNGWIRTH et al. (2003) und die Empfehlungen zur strukturellen Verbesserung gemäß der WRRL von SCHNEIDER & KORTE (2005) verwiesen.

### **3.4 Diskussion**

Die unerwartet heftigen Störungen und Veränderungen der Probenstellen durch das Augusthochwasser (Kap. 3.3.1.1) hat die ursprünglich vorgenommene grobe Einteilung der Probenstellen in monoton-begradigt (Fahrafeld) und vergleichsweise naturnah strukturiert (Pottenstein), über das Jahr verändert. Diese Veränderungen haben sich stark auf die Ergebnisse der Befischungen im Herbst ausgewirkt. Trotzdem lassen sich, in Zusammenhang mit dem Theorieteil, die folgenden Aspekte der strukturellen und fischökologischen Erhebungen diskutieren.

#### **3.4.1 Strukturerhebung**

Prinzipiell tendiert auf begradigten Fließstrecken der Sedimentaustrag die Deposition zu übersteigen und es kommt zur Eintiefung (Kap. 2.2.1.1). Zudem leidet die Qualität des Schotterkörpers, der für die Produktion, Selbstreinigungskapazität und die Fortpflanzung lithophiler Arten entscheidend ist, wenn der Geschiebeeintrag über die Zubringer behindert wird. Auch zieht ein Mangel an Geschiebe das Verschwinden von Schotterbänken und Inseln nach sich (Kap. 2.1.4.3).

Auf Abschnittsebene ist der laterale Spielraum des Gewässers durch die harte Uferbefestigung und die bis an die Böschung reichende Umlandnutzung stark eingeschränkt, dynamische Prozesse finden daher nur longitudinal und vertikal

innerhalb des verbleibenden Bachbettes statt. Die flußtypspezifische Ausprägung des gewundenen Typs ist infolge der Laufbegradigung nicht mehr gegeben. Es sind keine Nebengerinne infolge von Furkationen feststellbar und wichtige Strukturen der Habitatebene wie ausgeprägte Kolk-Furt-Sequenzen, eine entsprechende Tiefen- und Fließgeschwindigkeitsdifferenzierung durch ein asymmetrisches Querprofil, Schotterbänke, Inseln sowie Totholzansammlungen und Deckungsstrukturen (Sichtschutz) fehlen in beiden Probenstrecken und weitestgehend auch dazwischen. Überraschenderweise muß der sohlschwellige Unterabschnitt aufgrund der Befischungsergebnisse (Kap. 3.3.2) besonders kritisch betrachtet werden. Es kann also insgesamt eine Reduktion des Habitatangebots und der -vielfalt konstatiert werden, der Großteil des Bachbetts in diesem regulierten Abschnitt ist überwiegend monoton. Angesichts der engen lateralen Begrenzung wäre zudem von einem Mangel an Refugialräumen bei allen Hochwasserereignissen für schwimmschwache Stadien auszugehen, zumal das lokale Abflußgeschehen sehr sprunghaft und das Zeitfenster für die Organismen, lateral auszuweichen, somit schmal ist.

Die festgestellte Tiefenvariabilität ist in Fahrafeld nach Einbringung der Störsteine um fast ein Drittel höher, die Breitenvariabilität übersteigt jene in Pottenstein sogar um ein Vielfaches und stellt neben dem Kolk unterhalb der Sohlschwelle, wie in Kap. 3.3.1.1 festgestellt, den größten, ständig feststellbaren Strukturunterschied dar (Abb. 2., 3., 4.). Ein Flachwasserbereich, wie im Umfeld der Brücke bei Fahrafeld, entsteht vorwiegend innerhalb von lateral aufgeweiteten Bereichen und ist ein sehr wertvolles Habitatelement für diesen morphologischen Flußtyp. Die Einbringung von Störsteinen trägt zwar nichts zu einer Annäherung an die typspezifische morphologische Ausprägung bei, erhöht aber die Tiefenvarianz geringfügig und läßt im vorhandenen Flußbett Mikro- und Mesohabitate für vorwiegend adulte Altersstadien entstehen (vergl. Kap. 2.2.3). Deren zeitliche Verfügbarkeit dürfte jedoch, wegen dem fehlenden Potential zur eigenständigen Erneuerung durch dynamische Prozesse, begrenzt sein.

Die Probenstelle Pottenstein weist praktisch nur Freßhabitate für Adulte der vorkommenden Arten (mit Ausnahme der Koppe) auf: einen Kolk unter der Sohlschwelle und zum Teil unterspülte Uferzonen. Sehr kleinräumig konnten aber auch sandige Bereiche festgestellt werden. Insgesamt erscheint die Gliederung durch Sohlschwellen einen noch negativeren lokale Effekt auf die Habitatintegrität dieser

Strecke auszuüben als die Uferbefestigung an sich, was der Grundannahme, hier eine vergleichsweise naturnah strukturierte Probenstelle ausgesucht zu haben, widerspricht. Trotz der Passierbarkeit für Fische ist hier gemäß der in Kapitel 2.1.4, 2.2.2 und 2.2.3 beschriebenen Zusammenhänge ein dringender Handlungsbedarf auf Abschnittsebene bezüglich Gefälle, Fließgeschwindigkeit, Sedimenthaushalt (Speicherung, Weiterleitung), Tiefen und Breitenvariabilität sowie der Wasser-Land-Verzahnung festzuhalten.

### 3.4.2 Fahrafeld

Im Jahresverlauf ist eine Steigerung der Besiedelungsdichte zu beobachten, wenngleich diese auch höher hätte ausfallen können. Die Gesamtindividuen und der Bestand von *O. mykiss* sind im Sommer deutlich überschätzt, wie die flachen Neigungen der Regressionsgraden (Konstante b) in Tab. 3. zeigen. Die Kontrollschätzungen für *O. mykiss* sind hier den Schätzungen nach DE LURY vorzuziehen, demnach sich der Bestand merkbar erhöht hat. Das überträgt sich selbstverständlich auch auf die Hochrechnungen auf den Hektar. Da die Herbstschätzung der Gesamtindividuen ohne Kleinfische noch innerhalb des Vertrauensbereichs der Sommerschätzung liegt, ist es unwahrscheinlich, daß ein signifikanter Unterschied vorliegt. Allerdings ist auch hier die Sommerschätzung wahrscheinlich überhöht und angesichts der Ausgangszahlen von 85 im Sommer und 152 im Herbst (Tab. 2.), kann man von einer deutlichen Steigerung sprechen.

Es wurden im Herbst ca. dreimal soviel *O. mykiss* als im Sommer gefangen, wobei der Schwerpunkt auf der Größenklasse zwischen 20 - 30 cm liegt (Abb. 7.), Jungfische sind nach wie vor vorhanden, aber teils stark unterrepräsentiert. Der örtliche Bestand von *S. trutta* hat, obwohl sie insgesamt am stärksten vertreten ist, im Jahresverlauf nur unmerklich zugenommen. Die Altersklassenverteilung ist aber deutlich besser einzuschätzen als jene von *O. mykiss* und weist durchwegs mehr Jungfische auf (Abb. 7.). Zum Herbst hin steigt die Zahl der festgestellten Jungfische bei beiden Arten. Die erwarteten Auswaschungseffekte an 0+ Jahrgängen durch das Augusthochwasser sind lokal überraschenderweise nicht erkennbar. Die spürbare Einwanderung weist auf einen Zusammenhang mit der beobachteten Diversifizierung und Erhöhung des lokalen

Mikrohabitatangebotes hin, es scheinen jedoch die mittleren und größeren Individuen beider Arten von der strukturellen Diversifizierung deutlicher zu profitieren als die Jungfische (sensu ROSENFELD 2003). Die entstandenen Mikrohabitate befinden sich mitten im Bachbett und damit eher im Nutzungsbereich der >1+ Altersklassen, die Uferzone hat hingegen keine strukturelle Verbesserung erfahren (Abb. 2; Abb. 4.a).

Die starke Zunahme der Biomasse ist über das Jahr deutlich zu sehen und als wahrscheinlich signifikant einzuschätzen. Die fast viermal so hohe Biomasse im Herbst erklärt sich v.a. durch die höheren Individualgewichte als Folge der höheren Anteile von adulten *S. trutta* und *O. mykiss*.

Der höhere Wert der Evenness im Herbst reflektiert das Einpendeln beider Forellenarten auf ähnliche relative Anteile und den schwächeren Anteil von *C. gobio* im Herbst. Ob dies möglicherweise in Zusammenhang mit einem erhöhten Prädationsdruck auf *C. gobio* zu interpretieren wäre, kann hier nicht festgestellt werden. Alterationen der kompetitiven Koexistenz zwischen Forellen und Koppen sind, im Zusammenhang mit periodischen Habitatveränderungen, aber bereits gut dokumentiert worden (ELLIOTT 2006). Der sich bei der Herbstaufnahme verdoppelnde Fangerfolg von *P. phoxinus* trägt ebenfalls zu einer höheren Gleichverteilung bei und könnte an den erhöhten Strömungsschutz durch die eingebrachten Störsteine gekoppelt sein, zumal alle gefangenen Individuen hinter bzw. unter solchen, in flachem Wasser zu finden waren. Mit der Steigerung der Evenness steigt auch der Diversitätsindex, der von Artenzahl und Gleichverteilung abhängig ist.

### 3.4.3 Pottenstein

Die Kontrollschätzungen für *O. mykiss*, *S. trutta* und *T. thymallus* sind im Sommer mit den Schätzungen nach DE LURY (1947) konsistent (Tab. 6.). Die Probenstelle mit dem markanten Kolk zeigt also eine etwas geringere Besiedlungsdichte als Fahrafeld, das im Sommer noch als monotone Strecke gilt. Die Herbstschätzungen erscheinen hingegen überzogen, da sich die geschätzten Gesamtindividuen ohne Kleinfische nur noch aus beiden Forellenarten zusammensetzen und der schlechte Fangverlauf für *O. mykiss* (Konstante b) diesen Schätzwert negativ beeinflusst. Dieser Fehler überträgt sich auf die Kontrollschätzungen, die eine Bestandssteigerung bei *S. trutta* und annähernd

gleichbleibende Anzahl von *O. mykiss* nahelegen. Vergleicht man die Ausfangzahlen (Tab. 5.), nehmen *O. mykiss* im Jahresverlauf ab und *S. trutta* leicht zu. Insgesamt kann deshalb eine Abnahme der Forellendichte und das Verschwinden von *T. thymallus* im Jahresverlauf konstatiert werden. Die wenigen im Sommer festgestellten *T. thymallus* deuten darauf hin, daß die Habitate dieses Abschnittes nur für adulte Individuen dieser hier seltenen Begleitart (Kap. 3.3.5) nutzbar sind. Es erscheint hierbei plausibel, daß der Ausfall von *T. thymallus* im Herbst unmittelbar mit dem Verlust des Kolkes zusammenhängt.

Der evidente Mangel an Flachwasserbereichen und Refugialräumen für schwimmschwache Jahrgänge spiegelt sich, im Vergleich zu Fahrafeld, sehr deutlich in den lokalen Populationsstrukturen (Abb. 11.) wieder. Die Populationsstruktur von *O. mykiss* ist gestört, *S. trutta* weist kaum eine natürlichere Altersklassenverteilung auf, weil diese lückig ist und zu jedem Termin nicht mehr als 5 Jungfische festgestellt wurden. Es können auch keinerlei Indizien für ein Laichverhalten von *T. thymallus* gefunden werden.

Die Biomasseschätzung steigt zum Herbst hin leicht an, obwohl bedeutend weniger Biomasse auf der gleichen Befischungsfläche nachgewiesen wurde (Tab. 5.). Das diesbezügliche Bestimmtheitsmaß ist für beide Termine zwar hoch (Tab. 6.), die flache Neigung der Herbstschätzung indiziert aber einen ebenfalls überhöhten Schätzwert und legt eine Abnahme der Biomasse zum Herbst hin nahe.

Die relativen Anteile (Abb. 10.) der Forellenarten nähern sich über das Jahr leicht an, parallel dazu nimmt der Anteil von *P. phoxinus* stark zu, jener von *C. gobio* hingegen leicht ab, was sich insgesamt in einer Erhöhung der Evenness niederschlägt. Die Zunahme von *P. phoxinus* ist hier als ausschlaggebend zu betrachten und hängt möglicherweise mit dem verringerten kompetitiven Druck und Prädation von Seiten der territorialen großwüchsigen Arten zusammen, da sich der Strömungsschutz, anders als in Fahrafeld, nicht verändert hat. Da der Ausfall von *T. thymallus* im Herbst durch den Nachweis von *B. barbatula* ausgeglichen wird, verändert sich auch der Diversitätsindex über das Jahr nur wenig.

### 3.4.4 Stellenvergleich

Prinzipiell werden bei Untersuchungen an Epi- und Metarhithralstrecken die Parameter Populationsgröße (Dichte, Biomasse) und Populationsstruktur stark gewichtet (Kap. 2.2.2), um auch bei geringeren Störungen eine Bewertung zu ermöglichen und weil ein Artausfall bei nur zwei Leitarten erst bei schwerwiegenden, großräumigen und langfristigen Störungen zu erwarten ist. Wie in Kap. 3.2.4 festgehalten, werden hier auch die hierarchisch höher stehenden Parameter Artenvielfalt (gewässertypspezifische Arten) und Artenzusammensetzung (relative Abundanzen, Diversität und Evenness, Fischregion) miteinbezogen.

Der Vergleich der Artenvielfalt (Tab. 1.) ist vorsichtig zu interpretieren, weil die Befischungstrecken unterschiedlich lang sind und die wenigen Cypriniden, die in der (längeren) Strecke Fahrafeld, nicht aber in Pottenstein, festgestellt wurden, grundsätzlich einen niedrigen bioindikatorischen Wert in dieser biozönotischen Region haben (Kap. 3.3.5). Auch muß sehr bezweifelt werden, daß innerhalb des betrachteten Abschnittes eine Differenzierung kleinräumiger Unterschiede in den Artenzahlen der Probenstellen Rückschlüsse auf die Gesamtsituation auf hoher hierarchischer Ebene ermöglicht. Die Artenvielfalt ist zwar durchaus auf unmittelbar lokaler Ebene aussagekräftig, da nur jene Arten und deren Altersklassen vorkommen, die mit den restriktiven Bedingungen vor Ort zurechtkommen. Es muß aber betont werden, daß die Artenvielfalt nicht nur über die lokale Habitatausstattung zu erklären ist (Kap. 2.1.2.1; 2.1.3.2; 2.1.3.3), sondern sich auf hierarchisch höher stehenden Ebenen der Flußlandschaft entscheidet, was besonders bei der Erarbeitung von wirkungsvollen Renaturierungsmaßnahmen beachtet werden muß (Kap. 3.3.6). Die Einbringung der Störsteine in Fahrafeld ist als kleinräumig wirksame Maßnahme zu werten und hat, wie in PRETTY et al. (2003) vorweggenommen, keine Erhöhung der Artenzahl mit sich gebracht. Die Identifizierung von typspezifischen Arten ist, wegen der unsoliden wissenschaftlichen Basis bei der Leitbilderstellung (v.a. die Begleitarten betreffend), im besten Fall plausibel aber so weitgehend hypothetisch (Kap. 3.3.5; 3.4.6). Prinzipiell kann man aber davon ausgehen, daß die in Kap. 3.3.5 beschriebenen Defizite bezüglich des Vorkommens von Leit- und Begleitarten (z.B.: *L. lota* und *T. thymallus*) für beide Probenstellen gültig sind. Einerseits zeigt der Nachweis mehrerer typischer Begleitarten aus der flußab gelegenen biozönotischen Region Hyporhithral ‚groß‘, daß das lokale

Artenspektrum über Habitatverbesserungen ausbaufähig ist, andererseits sind die apparenten Mängel wohl kaum mit kleinräumigen Maßnahmen allein zu beheben. Die Immigration seltener Begleitarten und „Ausstrahlern“ erscheint durch Kontinuumunterbrechungen weit über der Lauflänge der Triesting hinaus und den ökologischen Zustand der flußab gelegenen Abschnitte auf lange Sicht eingeschränkt.

Bezüglich der Artenzusammensetzung zeigen die relativen Anteile, daß *S. trutta* in Pottenstein (Abb. 10.) nicht die Abundanz einer Leitart hat, im Gegensatz zu Fahrafeld (Abb. 6.), was anhand der Individuendichten noch genauer veranschaulicht werden kann. Das kontinuierliche Auftreten von *L. cephalus*, *B. barbus* und *T. thymallus* in Fahrafeld ist für die konstant höhere Diversität im Vergleich zu Pottenstein verantwortlich. Nach Einbringung der Störsteine steigt die Gleichverteilung im Herbst noch zusätzlich an und erhöht damit auch den Diversitätsindex. Das geschieht zwar auch in Pottenstein, aber in viel geringerem Ausmaß und nur als Folge der erhöhten Anteile von *P. phoxinus*, welche schwer zu deuten sind. Die Werte für den mittleren Fischregionsindex beider Probenstellen liegen sehr niedrig und unterscheiden sich nicht stark (Kap. 3.3.4), weil die festgestellten Begleitfische des flußab gelegenen Hyporhithrals, wie *L. cephalus*, *B. barbus* oder *B. barbatula*, sich im Index dieser biozönotischen Region nicht widerspiegeln. „Rhithralisierend“ auf den  $FRI_{pr}$  wirkt der hohe Koppen- und Forellenanteil an beiden Stellen, die seltenen Begleitfischarten wie *T. thymallus* und *L. lota* kommen selten bzw. gar nicht vor.

Mit 700 Ind/ha liegt die Dichte großwüchsiger Fischarten in Pottenstein (Tab. 6.) für den Sommertermin etwas niedriger als in Fahrafeld mit geschätzten 824 Ind/ha (Tab. 3.), was begradigte, strukturverarmte Bereiche einerseits und Sohlschwellenabschnitte mit nur einem Habitattyp für Adulte großwüchsiger Arten andererseits, als grundsätzlich ähnlich defizitär erscheinen läßt.

Es zeigt sich, daß Fahrafeld im Sommer mit ca. 51 kg/ha sehr dünn besiedelt ist (Tab. 3.), was die Auswirkungen der monotonen Bachbettmorphologie und des verringerten Struktur- und Habitatangebots auf die Produktivität unterstreicht. Außerdem reduziert sich die produktive Wasserfläche innerhalb des Kanals: Rinner (oder run) ist das vorherrschende Makrohabitat und die Fließgeschwindigkeiten steigen (Rhithralisierung), was für den gesamten Abschnitt gilt. Im Herbst hat sich die Biomasse in Fahrafeld durch lokale Zuwanderung infolge des höheren Mikro- und

Mesohabitatangebotes auf rund 159 kg/ha verdreifacht. Die Biomasseschätzung für Pottenstein (Tab. 6.) liegt im Sommer knapp über 100 kg/ha, fast doppelt so hoch wie in Fahrafeld, was an einem höheren Anteil adulter Individuen liegt. Da die Probenstelle Fahrafeld im Sommer vor der Einbringung der Störsteine eine monotone Bachbettmorphologie und Tiefenverteilung aufwies, ist die doppelt so hohe Biomasse in Pottenstein nur durch den markanten Kolk als wichtigstes lokales Habitatelement für adulte Fische zu erklären. Die geringfügig höhere Gesamtindividuenzahl ohne Kleinfische pro Hektar, bei gleichzeitig halb so viel Biomasse pro Hektar in Fahrafeld zeigt, daß das Durchschnittsgewicht niedriger ist als in Pottenstein, also mehr Juvenile und mittelgroße Adulte vorkommen.

Vergleicht man die Dichten beider Forellenarten während der Sommererhebung (Tab. 3. und Tab. 6.), wird schnell klar, daß Pottenstein von *S. trutta* fast viermal weniger dicht besiedelt wird als der begradigte Bereich bei Fahrafeld. Dies ist bemerkenswert, da diese Art generell als stärker strukturgebunden angesehen wird als *O. mykiss* (Literaturübersicht hierzu in JUNGWIRTH et al. 2003), dessen Dichte in Pottenstein doppelt bis dreimal so hoch ist als die von *S. trutta*. Abschnitte mit einer Abfolge von Sohlschwellen scheinen also strukturell weniger günstig und folglich von *S. trutta* sehr viel stärker gemieden zu werden als begradigte Bereiche ohne solche Querbauwerke. *O. mykiss* hat zudem offenbar von der Einbringung der Störsteine in Fahrafeld stärker profitiert. Ein Effekt, der auch bei weitreichenden Revitalisierungen, beispielsweise am Katschbach/obere Mur (UNFER, persönliche Mitteilung), bereits beobachtet wurde. Dies wirft die Frage auf, inwieweit die Präsenz von *O. mykiss* *S. trutta* zusätzlich unter Druck setzt. Die Hochrechnungen des Bestandes auf Unterabschnittsebene (Tab. 8.) setzt dieses Bild fort, der starke Anteil von *S. trutta* in Fahrafeld und der hohe Flächenanteil des ihm zugeordneten Unterabschnitts gleicht den geringen Anteil dieser Leitart im Sohlschwellenabschnitt aber aus.

Nach SCHMUTZ et al. (2000) ist für eine sich selbst erhaltenden Art erst mit mindestens 500 fortpflanzungsfähigen Individuen pro Abschnitt und einem nachweisbaren Jungfischauflkommen zur Stützung dieser Minimalpopulation als solche zu betrachten (Kap. 2.1.2.4), was in diesem Fall für beide Arten angenommen werden darf, wenn auch die effektive Populationsgröße unbekannt ist. Zur allfälligen Sicherung der genetischen Variabilität und Identität der Bachforellenpopulation in diesem Abschnitt kann aber

keine Prognose abgegeben werden, da die Bewirtschaftung der jeweiligen Pächter nicht bekannt ist.

Die Populationsstruktur von *S. trutta* und *O. mykiss* ist in Fahrafeld durchwegs besser zu beurteilen als in Pottenstein, wie aus der Analyse der Längenfrequenzen (Abb. 7., Abb. 11) ersichtlich ist. Dafür spricht die Tatsache, daß in Fahrafeld rechtsufrig nahe der Brücke ein ausgedehnter Flachwasserbereich das Vorkommen von Jungfischen und kleinwüchsigen Arten begünstigt, während Pottenstein keinerlei dieser Habitatausstattungen aufweist und die entsprechenden Größenklassen lokal fehlen oder unterrepräsentiert sind. Da die besagten Flachwasserzone eher eine bauliche Ausnahmeerscheinung als ein regelmäßig auftretendes Strukturelement darstellt, muß insgesamt von einer erheblichen Beeinträchtigung der schwimmschwachen Stadien innerhalb des Untersuchungsabschnitts ausgegangen werden (Kap. 2.1.3.1). Der auffällige Schwerpunkt der mittleren Größenklassen von *O. mykiss* (außer in Fahrafeld im Sommer) hängt sehr wahrscheinlich mit Besatzmaßnahmen zusammen.

Zusammenfassend erscheint der untersuchte Abschnitt massiv durch Verlust von typspezifischen Habitaten betroffen. Während der begradigte Abschnitt Fahrafeld bei Merkmalen wie Artenvielfalt (mit Vorbehalt wegen den unsicheren typspezifische Arten) und -Zusammensetzung (relative Anteile, Diversität und Gleichverteilung,  $FRI_{pr}$ ) sowie Populationsstruktur besser abschneidet als der Sohlschwellenbereich, illustriert die geringe Produktivität (Biomasse) exemplarisch den dringenden Handlungsbedarf. Der einzige Grund für die anfangs höhere Biomasse in Pottenstein ist der Kolk, der ein isoliertes, offenbar zeitlich begrenztes Habitat für Adulte darstellt, ohne Anbindung oder Vernetzung mit der charakteristischen Abfolge der Komplementärhabitats Furt und Rinner. Der restliche Bereich dieser Probenstelle ist eine vorwiegend homogene Fließstrecke mit geringer Tiefen-, Fließgeschwindigkeits- und Substratvariabilität und eine Sohlschwelle, die von wenigen *C. gobio* besetzt wird. Habitate für Juvenile sind hier kaum vorhanden. Beide Probenstellen sind aber weit von ihrer typspezifischen Ausprägung entfernt, wie die hydromorphologischen und fischökologischen Bewertungen in Kap. 3.3.1.1 und 3.3.5 zeigen.

### 3.4.5 Anmerkungen zum Fischregionsindex

Diskrepanzen zwischen den Referenzzönosen nach HAUNSCHMID et al. (2006b) und dem FRI nach SCHMUTZ et al. (2000) ergeben sich aus der Fischregionsindex - Punkteverteilung, weil die Bioregion beim FRI nicht mitberücksichtigt wird. Für die metarhithralen Abschnitte werden demnach, wie schon erwähnt, *L. cephalus* und *B. barbatula* nicht berücksichtigt, *P. phoxinus* bekommt im FRI 2 von 10 Punkten für das Metarhithral zugewiesen, ist aber keine Begleitart im Metarhithral der Kalkvoralpen (HAUNSCHMID et al. 2006b) und wird erst in den östlichen Flach- und Hügelländern als solche geführt. Bei Großfischarten und Leitarten (*S. trutta*, *C. gobio*) ist die Bewertung stimmiger, *T. thymallus* wird hier als seltene Begleitart angesehen und hat 2 Punkte beim FRI. Dieser stellt auf höher integrierter Ebene eine eventuelle Verschiebung der Fischregion fest, wird im fischökologischen Bewertungsalgorithmus von HAUNSCHMID et al. (2006b) aber schwach gewertet. Da der mittlere FRI für die biozönotische Region Metarhithral 4,1 beträgt, liegen die Werte für Fahrafeld und Pottenstein deutlich darunter und indizieren eher in Richtung Epirhithral. In diesem Fall liegen beide Probenstellen räumlich im oberen Bereich des Metarhithralabschnitts, die FRI<sub>pr</sub>-Werte reflektieren diese räumliche Nähe zum Epirhithral und die durch Kanalisierung und Uferbefestigung erwartbare Erhöhung der durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit. Die Präsenz von *O. mykiss* kann ebenfalls den Wert beeinflussen, sofern andere Arten wie *T. thymallus* verdrängt werden. Letztendlich müsste in diesem Gewässertyp aber die hydromorphologische Gesamtsituation schwerwiegenderen Einfluß nehmen als biotische Interaktionen (Kap. 2.1.3.2).

Selbstverständlich ist ein Vergleich kritisch zu beurteilen, da der Fischregionsindex höchstens Teil der Bewertungsverfahren beider Autoren ist und teilweise auch bei der Erstellung von Leitbildern eingesetzt wird, diese aber nicht ersetzen kann. Die Referenzzönosen (HAUNSCHMID et al. 2006b) mögen durch den biogeographischen Aspekt zwar lokal genauer sein und stellen eine grobe Orientierungshilfe für Einzeluntersuchungen dar, das von Experten zu erstellende Leitbild in der Bewertungsmethode von SCHMUTZ et al. (2000) scheint dem typspezifischen Anspruch der WRRL aber eher zu genügen.

### 3.4.6 Anmerkungen zu Leitbild, Bewertung und WRRL

Die definierten Leitarten sind als solche vorhanden, bezüglich der typischen und seltenen Begleitarten gibt es Diskrepanzen zwischen den hier besprochenen Konzepten der Leitbilderstellung. *T. thymallus* ist unabhängig von der jeweiligen Zuordnung in zu geringem Maße vertreten. Die Absenz von *L. lota* ist ein schwerwiegender Artausfall, dessen Ursache aber eher im Zustand der flussab liegenden Fließstrecken bis zur Donau zu suchen ist als im lokalen Bereich. *P. phoxinus* ist vergleichsweise gut vertreten, je nachdem, ob man sie als „Ausstrahler“ oder als typische Begleitart wertet. *B. barbus* kommt, dem Flußtyp entsprechend, angemessen selten vor, *L. cephalus* muß hier aber als indikativ uneindeutig betrachtet werden. Die Neunaugenart wäre als „Ausstrahler“ oder seltene Begleitart plausibel, ihre Absenz aber schwer einem lokalen Stressor zuzuordnen. Der Mangel an psammophilen Gilden (*B. barbatula* & *G. gobio*) ist im Metarhithral prinzipiell nicht streng negativ zu bewerten, da sie nicht die Aussagekraft eines Ausfalles mehrere Arten umfassender Gilden wie im Potamalbereich hat.

SCHMUTZ et al. (2000) beziffern allein die durchschnittliche Biomasse von *S. trutta* bei einer FLOZ von 5 zwischen 43 und 97 kg/ha, was der niedrigste Wert zwischen FLOZ 2 und 5 ist. Analog dazu beginnen die niedrigsten Schätzungen zur Biomasse von *T. thymallus* in solchen Flußtypen ebenfalls bei ca. 50 kg/ha. Dies indiziert eine dramatische Reduktion der Produktivität. Da die meisten gefangenen Individuen keine Anzeichen von Mangel oder Krankheit infolge einer verringerten Ressourcenbasis erkennen ließen (Konditionsfaktor), ist von einer deutlichen Beschränkung des morphologischen Habitatangebotes auszugehen. Da auch keinerlei Beeinflussung durch Stau oder Schwall vorliegt, ist nicht der Durchfluß und das Abflußregime gestört, sondern die Strukturausstattung des Gewässers. Die bessere Populationsstruktur der Forellenarten in Fahrafeld zeigt, daß offenbar kleinräumige Ausdifferenzierungen, unter geeigneten Rahmenbedingungen (naturnahe Abflußregime und unbeeinträchtigte Gewässersohle), lokal zu einer ausgeglichenen Populationsstruktur von Leitarten führen können.

Alle Bewertungsverfahren, die für die Anwendung der WRRL erstellt wurden, sind auf flächendeckende und kostengünstige Anwendung ausgerichtet und - je nach Fragestellung, biozönotische Region und Gewässertyp, eignen sich manche Kriterien (Biomasse, Abundanzen, Populationsstruktur, Artenvielfalt, FRI, ökologische Gilden...)

besser, andere schlechter. Nach SILIGATO & GUMPINGER (2005) führt die Anwendung der potentiell natürlichen Fischfauna nach HAUNSCHMID et al. (2006b) zu tendenziell besseren Bewertungen, auch zeigt sich im Vergleich, daß die Bewertungsmethode obiger Autoren zu einer durchwegs besseren Bewertung der Vergleichsabschnitte um eine, in der Quellregion sogar um zwei Klassen, findet. SILIGATO & GUMPINGER (2005) erklären dies mit der niedrigeren Gewichtung der typischen und seltenen Begleitarten im Bewertungsalgorithmus von HAUNSCHMID et al. (2006b). Ihre Studie attestiert dieser Methode allerdings eine glatte Fehlbewertung, da alle anderen Methoden im Gegensatz einen „dringenden Handlungsbedarf“ am Testgewässer erkennen ließen. Der Verzicht auf einen Abundanzbezug ist zwar über den Mangel an Vergleichsmöglichkeiten mit Biomassen in typspezifisch ähnlichen Gewässern argumentierbar, macht die Bewertung aber deswegen nicht genauer. Die Erstellung von Referenzbiomassen von einzelnen wichtigen Leit- und typischen Begleitarten für die in Österreich festgestellten Flusstypen erscheint sinnvoll, um dieses empfindliche Kriterium besser als nur im K.O. – Modus zu nützen. Jedes Bewertungsverfahren hat Schwächen, deswegen muß der Bearbeiter immer ein eigenes Set an Bewertungsmerkmalen zusammenstellen. Profundes, integratives Expertenwissen ist bei der Bewertung von Gewässern unverzichtbar, die Nachvollziehbarkeit und Plausibilität müssen hierbei klar im Vordergrund stehen.

An dieser Stelle sei nochmals die Selektion und Hierarchie der fischökologischen Parameter und Kriterien, sowie der Sonderfall von Krenal und oberen Rhithralbereichen erwähnt (SCHMUTZ et al. 2000). HAUNSCHMID (2004) weist aber auf die hohen Fluktuationen von Bachforellenbeständen im Epirhithral hin, die bei Kurzzeituntersuchungen etwaige Beeinträchtigungen zu überschatten vermögen. Dies war bei dieser kleinräumigen und zeitlich begrenzten Untersuchung im Metarhithral allerdings nicht feststellbar. Die von flußab gelegenen Regionen ausstrahlenden Arten und seltenen Begleitarten sollten bei Bewertungsvorgängen viel stärker gewichtet werden, sofern ihr Vorkommen plausibel argumentierbar ist. Auch wenn diese als nicht selbsterhaltend definiert werden würden, ließe ihre (geringe) Präsenz auf den fischökologischen Zustand ihrer Herkunftsbereiche schließen und würde eine lineare Durchgängigkeit des Gewässers auf landschaftlicher Ebene und über ganze biozönotische Regionen indizieren, vom hohen bioindikatorischen Wert seltener und

stenöker Arten ganz zu schweigen. Hier ist zweifelsohne sehr viel Grundlagenforschung zur Autökologie dieser Arten ausständig und wünschenswert! Leitarten wie *S. trutta* oder *T. thymallus* bergen aufgrund des fortgeschrittenen autökologischen Wissensstandes und ihrer „Plastizität“ ein sehr hohes und genaues bioindikatives Potential, das meiner Meinung noch nicht in den Bewertungsverfahren ausgeschöpft wird.

Daß der Wissensstand zu biozönotischen und Habitat - Leitbildern noch lückig ist, liegt nicht zuletzt am Mangel von naturnahen Referenzgewässern und intakten Fischzönosen über mehrere biozönotische Regionen hinweg, anhand derer die relativen Anteile typischer und seltener Begleitarten in natürlichen Vergesellschaftungen untersucht werden könnten. WARD et al. (2001) machen darauf aufmerksam, daß die fundamentale Bedeutung von Habitatheterogenität und dynamischen Prozessen sowie die strukturelle und funktionelle Ausstattung von morphologisch intakten Flüssen in der zeitgenössischen Forschung noch nicht genug berücksichtigt werden. Langfristig hängt die Verlässlichkeit von Bewertungen von der genauen Erstellung von fischökologischen Leitbildern, v.a. hinsichtlich der relativen Arten- und Gildenverteilung in einer Lebensgemeinschaft von den Leitfischarten bis ganz besonders zu den seltenen Begleitarten, ab. Neben autökologischer Grundlagenforschung stellt sich also langfristig die Frage, wie auch komplexe Ökosystemstudien an modellhaften Referenzgewässern zu einer vertiefenden Kenntnis von Fischzönosen pristiner lotischer Systeme und einem zielsicheren und standardisierbaren Bewertungsverfahren beitragen können.

Bezüglich der Umsetzung der WRRL muß festgehalten werden, daß die Wiederherstellung einer guten ökologischen Funktionsfähigkeit aller dafür in Frage kommender österreichischer Gewässer (Kap. 2.2.2) eine enorme Herausforderung darstellt. Die hier behandelten lokalen Renaturierungsmaßnahmen sind als das absolute Minimum und als die kleinste operationale Einheit zur Mitigation von strukturell mittelschwer beeinträchtigten Fließgewässern zu sehen. Es ist zu erwarten, daß viele Renaturierungsprojekte, die ausschließlich auf kleinräumigen Restrukturierungsmaßnahmen fußen, hinter den Erwartungen zurückbleiben und ihre fischökologischen Ziele nicht erreichen werden. Der untersuchte Abschnitt der Triesting ist beispielsweise, aufgrund seiner mittleren ökomorphologischen Belastung und des weitgehend unbeeinflussten Abflußregimes, als idealer Kandidat für strukturelle Verbesserungs-

maßnahmen zu betrachten. Es muß aber in Betracht gezogen werden, daß der Erfolg dieser lokalen Maßnahmen durch den ökologischen Zustand des übrigen Gewässersystems in Richtung Donau begrenzt sein wird. Angesichts des Auftrages, der sich von der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ableitet, wäre der nächste Schritt in Richtung einer Verfeinerung der vorhandenen Schemata zur Bewertung und zum kontinuierlichen Monitoring zu setzen. Von den Ergebnissen dieser Arbeit ausgehend, ist ein erkennbarer Handlungsbedarf hinsichtlich der Erstellung von Leitbildern für alle abundanzbezogenen Bewertungsmerkmale (z.B. Biomasse) und der Gewichtung von Begleitarten und ihren relativen Anteilen an der Zönose zu konstatieren. Auf diese Weise könnten die verlässliche Überprüfung von Ist-Zuständen und ihr Abgleich mit korrekten Leitbildern sowie die Planung praktikabler und wirkungsvoller Maßnahmen, zur Förderung der Wiederverbreitung von seltenen und stenöken Arten, sichergestellt werden.

## Literaturverzeichnis

ALLEN, K.R., 1951. The Horokiwi Stream - a study of a trout population. New Zealand Marine Department. Fisheries Bulletin 10. 231 pp.

AMOROS, C. & A.L. ROUX, 1988. Interaction between waterbodies within the flood plains of large rivers: function and development of connectivity. In SCHREIBER, K.F. (ed.): Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of the „International Association for Landscape Ecology“ Münster 1987, Münstersche Geographische Arbeiten 29, Schöningh Paderborn: 125-130.

ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR, 1984. Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. Transactions of the American Fisheries Society 113: 716-726.

ANTIPA, L., 1910. Regiunea inudabila a Dunării. Sarea ei actuala și mijloacele de a o pune în valoare. Bucharest, Roumanie, 318 pp.

BALON, D., 1975. Reproductive Guilds of Fishes: A Proposal and Definition. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32: 821-864.

BANARESCU, P., 1992. Zoogeography of fresh waters. Distribution and dispersal of freshwater animals in North America and Eurasia. In BANARESCU, P. (ed.): 1990. Zoogeography of freshwaters. Band 2., Aula-Verlag, Wiesbaden, pp 520-1091.

BILBY, R.E. & P.A. BISSON, 1998. Function and Distribution of Large Woody Debris. In NAIMAN R.J. & BILBY R.E. (eds.): River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. Springer, New York. pp 324-346.

BILBY, R.E. & J.W. WARD, 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. Transactions of the American Fisheries Society 118: 368-378.

BISSON, P.A., R.E. BILBY, M.D. BRYANT, C.A. DOLLOFF, G.B. GRETTE, R.A. HOUSE, M.L. MURPHY, K.V. KOSKI and J.R. SEDELL, 1987. Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: Past, present and future. In SALO E.O. & CUNDY T.W. (eds.): Streamside Management: Forestry and fishery interactions. Institute of Forest Ressources Contribution Number 57, University of Washington, Seattle, Washington, USA, pp 143-190.

BOON, P.J., 1992. Essential elements in the case for river restoration. In BOON P.J., Calow P. & PETTS G.E. (eds.): River Conservation and Management, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, pp 10-33.

CHOVANEC, A., R. HOFER & F. SCHIEMER, 2003. Fish as bioindicators. In MARKERT B.A., BREURE A.M. & ZECHMEISTER H.G. (eds.): Bioindicators and biomonitoring. Elsevier Science Ltd. pp 639-676.

COHEN, M.D., 1970. How many recent fish are there? Proceedings of the California Academy of Science. 38: 341-345.

Comite Europeen de Normalisation 2003. EN 14011. Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Elektrizität. Beuth Verlag, Berlin. 24 pp.

DE LURY, D.B., 1947. On the estimation of biological populations. Biometrics 3: 145-167.

DIETRICH, W.E., J.W. KIRCHNER, H. IKEDA & F. ISEYA, 1989. Sediment supply and the development of the coarse surface layer in gravel-bedded rivers. Nature 340: 215-217.

DUNNING, J. B., B. J. DANIELSON & H. R. PULLIAM. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. Oikos 65: 169-175.

DYNESIUS, M. & C. NILSSON, 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. Science 266, 753-762.

EINSELE, D.W., 1957. Flußbiologie, Kraftwerke und Fischerei. Österreichs Fischerei 8/9, pp 23-26.

ELLIOTT, J.M., 2006. Periodic habitat loss alters the competitive coexistence between brown trout and bullheads in a small stream over 34 years. Journal of Animal Ecology 75: 54-63.

FAUSCH, K.D. & T.G. NORTHCOPE, 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 49: 682-693.

FINK, M.H., O. MOOG & R. WIMMER, 2000. Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, 128. 110 pp.

FLORE L., KECKEIS H. & F. SCHIEMER, 2001. Feeding, energetic benefit and swimming capabilities of 0+ nase (*Chondrostoma nasus* L.) in flowing water: an integrative laboratory approach. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135 (Large Rivers 12). 409-424.

FRISSEL, C.A., W.J. LISS, C.E. WARREN & M.D. HURLEY, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management 10: 199-214.

FUKUSHIMA, M., 2001. Salmonid habitat-geomorphology relationships in low-gradient streams. Ecology. 82. 1238-1246.

GAUDIN, P., 2001. Habitat shifts in juvenile riverine fishes. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135 (Large Rivers 12). 393-408.

GILLER, P.S., 2005. River restoration: seeking ecological standards. Journal of Applied Ecology 42: 201-207.

GORE, J.A. & F.D. JR. SHIELDS, 1995. Can large rivers be restored? Bioscience 45: 142-152.

HAUGEN, T.O. & L.A. VØLLESTAD, 2000. Population differences in early life-history traits in grayling. Journal of Evolutionary Biology 13: 897-905.

HAUNSCHMID, R., 2004. Dynamik des Bachforellenbestandes an drei Abschnitten der Kleinen Mühl (Oberösterreich). Dissertation, Paris-Lodron Universität Salzburg. 130 pp.

HAUNSCHMID, R., W. HONSIG-ERLENBURG, R. PETZ-GLECHNER, S. SCHMUTZ, N. SCHOTZKO, T. SPINDLER, G. UNFER & G. WOLFRAM, 2006a. Fischbestandserhebung in Fließgewässern. Methodik-Handbuch. Schriftenreihe des Bundesamt für Wasserwirtschaft (download), Wien. 39 pp.

HAUNSCHMID, R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO & N. SCHOTZKO, 2006b. Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des Bundesamt für Wasserwirtschaft. 23, Wien. 104 pp.

HENRY, C.P. & C. AMOROS, 1995. Restoration ecology of riverine wetlands: I. A scientific base. Environmental Management 19: 891-902.

HORTON, R.F., 1945. Erosional Development of Streams and their Drainage Basin. Bulletin of the Geological Society of America 56: 275-370.

HUMPESCH, U.H., 1985. Inter- and intraspecific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. Archiv für Hydrobiologie 104. 129-144.

HUMPESCH, U.H., 1992. Ecosystem study Altenwörth: impacts of a hydroelectric power-station on the River Danube in Austria. Freshwater Forum. 2. 33-58.

ILLIES, J., 1978. Limnofauna Europae. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 532 pp.

ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU, 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la yonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Stuttgart. (Mitteilungen 12). 57 pp.

JAHNSSON, R., H. BACKX, A.J. BOULTON, M. DIXON, D. DUDGEON, F.M.R. HUGHES, K. NAKAMURA, E.H. STANLEY & K. TOCKNER, 2005. Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on PALMER et al., 2005. *Journal of Applied Ecology* 42: 218-222.

JENKINS, M., 2003. Prospects for biodiversity. *Science* 302: 1175-1177.

JUNGWIRTH, M., S. MUHAR & S. SCHMUTZ, 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. In JUNGWIRTH, M., MUHAR S. & SCHMUTZ S. (eds.): *Assessing the ecological integrity of running waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 85-97.

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ, 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Verlag, Wien. 547 pp.

JUNK, W.J., P.B. BAYLEY & SPARKS R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In DODGE, D.P. (ed.): *Proceedings of the International River Symposium*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.

KECKEIS, H. & F. SCHIEMER, 2001. The ecology of the early history life stages of riverine fish: new perspectives in river conservation and management. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 135 (Large Rivers 12): 517-522.

KECKEIS, H., E. BAUER-NEMESCHKAL & E. KAMLER, 1996a. Effects of reduced oxygen level on mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *Journal of Fish Biology* 49: 430-440.

KECKEIS, H., P. FRANKIEWCZ & F. SCHIEMER, 1996b. The importance of inshore areas for spawning nase in a free-flowing section of a large river. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 113 (Large Rivers 10): 51-64.

LANCASTER, J. & A.G. HILDREW, 1993. Characterizing in-stream flow refugia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 1663-1675.

KREBS, C.J., 1998. *Ecological Methodology*. Addison Wesley, Menlo Park, CA. 624 pp.

LANDE, R., 1995. Breeding plans for small populations, based on the dynamics of quantitative genetic variance. In BALLOW J.D., GILPIN M. & FOOSE T.J. (eds.): *Population Management for survival and recovery*. Columbia University Press, New York, pp 318-340.

LEARY, R.F., F.W. ALLENDORF & G.K. SAGE, 1995. Hybridization and introgression between introduced and native fish. *American Fisheries Society Symposium* 15: 91-101.

LEOPOLD, A., 1948. *Sand County Almanac*. Oxford University Press, New York. 280 pp.

LEYER, I., 2005. Predicting plant species' response to river regulation: the role of water level fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 42: 239-250.

LYNCH, M.A., 1996. A quantitative-genetic perspective on conservation issues. In AVISE J.C. & HAMRICK J.L. (eds.): *Conservation genetics case histories from nature*. Chapman & Hall, pp 471-501.

MADER H., T. STEIDL & R. WIMMER, 1996. Abflußregime österreichischer Fließgewässer – Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie. *Monographien des Umweltbundesamtes*, Wien, 82. 192 pp

MANGELSDORF, J. & K. SCHEUERMANN, 1980. *Flußmorphologie. Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure*. Oldenburg Verlag, München. 262 pp.

MEYER-PETER, E. & R. MÜLLER, 1949. Eine Formel zur Berechnung des Geschiebetriebes. *Schweizerische Bauzeitung*. 67: 29-32.

MILLS, S.L. & F.W. ALLENDORF, 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10: 1509-1518.

MONTGOMERY, D.R. & J.M. BUFFINGTON, 1998. Channel processes, classification and response. In NAIMAN R.J. & BILBY R.E. (eds.): *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer, New York. pp 13-42.

MOOG, O., 1990. Makrobenthologische Aspekte bei der Wiederherstellung naturnaher Flußabschnitte. *Wiener Mitteilungen* 88, pp 55-103.

MOOG, O., 1995. *Fauna Aquatica Austriaca*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN, 2001. Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. *Wasserwirtschaftskataster*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 106 pp.

MUHAR, S., M. KAINZ & M. SCHWARZ, 1998. Ausweisung flußtypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich – Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet >500 km<sup>2</sup> ohne Bundesflüsse. *Wasserwirtschaftskataster* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. 177 pp.

MUHAR, S., M. SCHWARZ, S. SCHMUTZ & M. JUNGWIRTH, 2000. Identification of rivers with high and good habitat quality: Methodological approach and application in Austria. In: JUNGWIRTH, M., MUHAR S. & SCHMUTZ S. (eds.): *Assessing the ecological integrity of runnig waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 343-358.

MUHAR, S., M. POPPE, S. SCHMUTZ, G. EGGER & A. MELCHER, 2003. Analyse und Ausweisung naturräumlicher Flußtypen Österreichs. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 55, pp 113-121.

NAIMAN, R.J. & H. DECAMPS (eds.), 1990. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Aus der Serie: Man and the biosphere series 4: Unesco Verlag, Paris. 316 pp.

PERSAT, H., 1996. Threatened populations and conservations of the European Grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). In: KIRCHHOFER, A. & HEFTI, D. (eds.): Conservation of endangered fishes of Europe. Birkhäuser Verlag, Basel. pp 233-247.

POSTAL, S. & S. CARPENTER, 1997. Freshwater ecosystem services. In: DALY G. (ed.): Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington. pp 195-214.

PRETTY, J.L., S.S.C. HARRISON, D.J. SHEPHERD, C. SMITH, A.G. HILDREW & R.D. HEY, 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefits of in-stream structures. Journal of Applied Ecology 40: 251-256.

PRIMACK, R.B., 1995. Die Planung von Schutzgebieten. Naturschutzbiologie. pp 403-423.

REEVES, G.H., P.A. BISSON & J. M. DAMBACHER, 1998. Fish Communities. In: NAIMAN R.J. & BILBY R.E., (eds.): River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. Springer, New York. pp 200-234.

ROSENBERG, D.M., P. MCCULLY & C.M. PRINGLE, 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. Bioscience 50, 746-751.

ROSENFELD, J., 2003. Assessing the Habitat Requirements of Stream Fishes: An Overview and Evaluation of Different Approaches. Transactions of the American Fisheries Society 132: 953-968.

ROSENZWEIG, M.L., 1981. A theory of habitat selection. Ecology 62, 327-335.

SCHIEMER, F. & SPINDLER T., 1989. Endangered fish species of the Danube River in Austria. Regulated Rivers: Research & Management 4: pp 397-407.

SCHIEMER, F., T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC, 1991. Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. Verhandlungen der internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 24: 2497-2500.

SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER, 1992. Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In PETTS G.E. (ed.): River Conservation and Management. John Wiley & Sons, Chichester, UK: pp 363-382.

SCHIEMER, F., H. KECKEIS, W. RECKENDORFER & WINKLER G., 2001a. The inshore retention concept and its significance for large rivers. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135 (Large Rivers 12): 509-516.

SCHIEMER, F., H. KECKEIS, WINKLER G. & FLORE, L., 2001b. Large Rivers: the relevance of ecotonal structure and hydrological properties for the fish fauna. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135 (Large Rivers 12): 487-508.

SCHLOSSER, I.J., 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. Hydrobiologia 303: 71-81.

SCHMUTZ, S., KAUFMANN M., VOGEL B., JUNGWIRTH M. & MUHAR S., 2000. A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. In: JUNGWIRTH M., MUHAR S. & SCHMUTZ S. (eds.): Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp 279-289.

SCHNEIDER, J. & E. KORTE, 2005. Strukturelle Verbesserungen von Fließgewässern für Fische. Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung, Mainz. 122 pp.

SCHWOERBEL, J., 1999. Einführung in die Limnologie. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 465 pp.

SEMPESKI, P. & P. GAUDIN, 1995. Size-related changes in diel distribution of young grayling. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52. 1842-1848.

SILIGATO, S. & C. GUMPINGER, 2005. Fischökologischer Zustand oberösterreichischer Fließgewässerstrecken. Amt der Oö Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft. Bd. 31. Linz. 122 pp.

STRAHLER, A.N., 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. In: Transactions of the American Geophysical Union. 38.

THIENEMANN, A. (ed.) 1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Vol. 1, aus der Serie: Die Binnengewässer 1. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 255 pp.

UIBLEIN, F.A., A. JAGSCH, G. KÖSSNER, S. WEIß, P. GOLLMANN & E. KAINZ, 1999. Untersuchungen zu lokaler Anpassung und Gefährdung der Äsche (*Thymallus thymallus*) in oberösterreichischen Gewässern. Im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung und des Oberösterreichischen Landesfischereiverbandes. 55, pp 87-165.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING, 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.

VAUX, W. G., 1968. Intergravel flow and interchange of water in a streambed. Fishery Bulletin 66: 479-489.

WAPLES, R.S., 1995. Evolutionary Significant Units and the Conservation of Biological Diversity under the Endangered Species Act. American Fisheries Society. Symposium. 17: 8-27.

WARD, J.V. & J.A. STANFORD, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D. & BARTELL S.M. (eds.): Dynamics of Lotic Ecosystems. Ann Arbor Science Publishers. pp 29-42.

WARD, J.V. & J.A. STANFORD, 1995. The serial discontinuity concept. Extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers: Research & Management 10: 159-168.

WARD, J.V., F. MALARD & K. TOCKNER, 2001. Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. Landscape Ecology 17: 35-45.

WARD, J.V., K. TOCKNER, U. UEHLINGER & F. MALARD, 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. Regulated Rivers: Research & Management 17: 311-323.

WARD, J.V., K. TOCKNER, P.J. EDWARDS, J. KOLLMANN, G. BRETSCHKO, A.M. GURNELL, G.E. PETTS & B. ROSSARO, 1999. A reference river system for the alps: the ‚fiume tagliamento‘. Regulated Rivers: Research & Management 15: 63-75.

WETZEL, R.G., 1983. Limnology. 2nd ed. Saunders College, Philadelphia. 1006 pp.

WHITTAKER, J.G. & M.N.R. JAEGGI, 1982. Origin of step-pool systems in mountain streams. Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers 108: 758-773.

WHITTAKER, J.G. & T.R.H. DAVIES, 1982. Erosion and sediment transport processes in step-pool torrents. In WALLING D.E. (ed.): Recent developments in the explanation and prediction of erosion and sediment yield. IAHS Publication Number 137, International Association of Hydrological Sciences, Wallingford, UK, pp 99-104.

WIMMER, R. & A. CHOVANEC, 2000. Fließgewässertypen in Österreich als Grundlage für die Erarbeitung eines Überwachungsnetzes im Sinne des Anhang II der Eu-Wasserrahmenrichtlinie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, 37 pp.

WIMMER, R. & O. MOOG, 1994. Flußordnungszahlen Österreichischer Fließgewässer. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 51, Wien. 581 pp.

WINTERSBERGER, H., 1996. Spatial resource utilization and species assemblages of larval and juvenile fishes. Archiv für Hydrobiologie Supplement 115. 29-44.

ZAUNER, G., 1993. Fischökologische Studie untere Thaya. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Wien, 182 pp.

ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER, 2000. Classification scheme of the Austria fish fauna based on habitat requirements. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und angewandte Limnologie 27: 2101-2106.

ZAUNER, G. & H. KUMMER, 1999. Vorschläge zur Umgestaltung des Gießganges und der linksufrigen Donau-Auen im Tullner Becken auf Basis fischökologischer Erhebungen. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 51: 59-70.

## Danksagung

Mein Dank gilt zweifellos zuerst Uwe H. Humpesch für seine Betreuung und Geduld bei dem Entwurf, der Planung, Durchführung und Verbesserung dieser Diplomarbeit. Während meines Studiums war er mir stets ein motivierender und inspirierender Lehrer, der mich wissenschaftlich geprägt hat und mich nicht vergessen ließ, daß auch auf der Uni die Worte „Esel“ und „Arbeit“ zusammengehören. Donkey Work!

Ohne die selbstlose und tatkräftige Hilfe von Ulrich Purtscher, der das Revier an der Triesting vermittelt und einen Großteil des Freilandmaterials mitorganisiert hat, wäre die Umsetzung dieser Arbeit unmöglich gewesen. Für seinen Einsatz und die Revision dieser Arbeit gilt ihm mein besondere Dank!

Der Fischereiverein Baden hat sein Triestingrevier zur Verfügung gestellt, besonderen Dank geht an Hannes Simon, der die Freilanderhebungen wohlwollend unterstützt hat. Sämtliche Freilanderhebungen fanden mit selbstloser Unterstützung und unentgeltlicher Freilandarbeit von Ulli Purtscher, Rudi Galik, Nella Pokorny, Klaus Kraigher, Philip Bildstein, Manuel Felkl und Ulla Schandl statt. Headsup bros!

Hubert Keckeis und sein Team waren bei der Organisation der Freilandgerätschaften und der Abspernetze sehr entgegenkommend und haben diese unentgeltlich zur Verfügung gestellt.

Gerhard Käfel von der Niederösterreichischen Landesregierung (WA2) und Christian Krammer (WA5) haben freundlicherweise die NÖMORPH - Erhebungsbögen und die Kartierungsbefunde der Triesting sowie Pegel- und Temperaturdaten zur Verfügung gestellt.

Johann Waringer und Gabi Weigel haben bei der Planung der Strukturhebungen sehr freundlich Hilfestellung und Beratung geleistet und den Ottflügel und den Vorschlaghammer zur Verfügung gestellt.

Christian Fesl hat mir bei der Berechnung der Konfidenzintervalle für die Populations-schätzungen maßgeblich geholfen und mich beraten, wie so viele Diplomanden vor mir bedanke ich mich dafür recht herzlich bei ihm!

Günther Unfer, Michael Mittermaier und Sabine Muhar haben meine vielen Fragen während meiner Mitbelegung an der BOKU sehr entgegenkommend beantwortet sowie hilfreiche Literatur empfohlen und zur Verfügung gestellt.

# Anhang

## Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der fischökologischen Degradation von Fließgewässern und dem hydromorphologischen Zustand als einem der Hauptstressoren für die heimische Ichthyofauna, sowie den spezifischen Möglichkeiten und Anforderungen bei der diesbezüglichen Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU – RL 2000/60/EG vom 23.10.2000) in Österreich. Hierbei orientiere ich mich im theoretischen Teil an einer eingeschränkten Literatursammlung zum grundlegenden wissenschaftlichen Verständnis der Struktur von lotischen Ökosystemen, der grundlegenden und angewandten Ökologie von Fischen, den dynamischen abiotischen Prozessen und den vorliegenden Konzepten zur ökologisch - funktionellen Bewertung und Verbesserung von Fließgewässern. Im praktischen Kapitel soll eine nachvollziehbare und integrative Bewertung eines morphologisch anthropogen beeinträchtigten Abschnittes eines metarhithralen Flusses fünfter Ordnung in Niederösterreich erfolgen. Basierend auf den im theoretischen Teil behandelten Grundlagen, wird der ökomorphologische Zustand und die lokale Fischzönose auf mehreren Ebenen beschrieben und, unter Anwendung der Vorgaben der WRRL, bewertet und diskutiert. Die abiotische Charakterisierung orientiert sich an den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, auf Abschnittsebene und für die Probenstellen werden deshalb die standardisierten Kartierungsbögen des Landes Niederösterreich nach WERTH (1987) (NÖMORPH) verwendet und die Bachbettstruktur der einzelnen Probenstellen zusätzlich in einem dreidimensionalen Modell dargestellt. Zur Beschreibung der Fischzönose werden, nach Maßgabe der im Theorieteil beschriebenen Zusammenhänge und Anforderungen, verschiedene Bewertungsmerkmale und -kriterien selektiert, die zum Großteil dem Schema der MuLFA (SCHMUTZ et al. 2000) folgen und, dem Betrachtungsmaßstab und der Fragestellung entsprechend, um mehrere Aspekte der Fischtypologie von HAUNSCHMID et al (2006b) erweitert werden. Die Fischzönose wird mit den bestehenden Leitbildvorschlägen obiger Autoren abgeglichen und bewertet, ein entsprechender Maßnahmenkatalog zur nachhaltigen Erlangung des guten hydromorphologischen und fischökologischen Zustandes wird vorgeschlagen. Diskutiert werden die eigenen Ergebnisse der abiotischen und biotischen

Freilanderhebungen an den Probenstellen, ihre Bewertung anhand der ausgewählten Kriterien, die Problematik bei aktuellen Entwürfen von flächendeckenden typspezifischen Leitbildern sowie die zu erwartenden Begrenzungen der vorgeschlagenen Maßnahmen auf lokaler Ebene.

.

## **Lebenslauf Fabio Di Tullio**

|                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|--------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Persönliche Daten: | Geburtsdatum: 13.04.1980<br>Geburtsort: Rom<br>Familienstand: ledig<br>Staatsbürgerschaft: Italien/Deutschland                                                                                                                                                                                               |
| Ausbildungsdaten:  | 1986 – 1988 Grundschule Rudolf Steiner, Nürnberg<br>1988 – 1990 Grundschule Deutsche Schule Rom, Rom<br>1990 – 1998 Ingeborg Bachmann Gymnasium, Klagenfurt<br>1998        Beginn des Studiums der Biologie, Wien<br>2004 – 2006 Mitarbeit bei FWF-Projekt<br>2006        Elektrofischereischein, Scharfling |
| Fremdsprachen:     | Italienisch, Englisch, Französisch, Spanisch                                                                                                                                                                                                                                                                 |