



lebensministerium.at

Abschätzung des ökologischen Zustandes von Stauen auf Basis von Milieufaktoren





Unser Leitbild / *Our Mission*

lebensministerium.at

Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich. / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria.*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Erhaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use of soil, water, air, energy and bioversity.*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food and of renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Sektion VII Wasser
Marxergasse 2, 1030 Wien

Alle Rechte vorbehalten

AutorInnen:

Ofenböck, T., Graf W., Hartmann A., Huber T.,
Leitner P., Stubauer I., Moog O.

Mitarbeit:

Janecek B., Lechthaler W., Moog K.,
Seebacher M., Sporka F.

Wien, August 2011

Bildnachweis:

Univ. Prof. Dr. Otto Moog



lebensministerium.at

Abschätzung des ökologischen Zustandes von Stauen auf Basis von Milieufaktoren

Auftragnehmer: BOKU Universität für Bodenkultur Wien
Department Wasser - Atmosphäre - Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Institutsleiter: Ao. Univ. Prof. DI Dr. Stefan Schmutz
Arbeitsgruppe Benthosökologie und Gewässerbewertung
Arbeitsgruppenleiterin: DI Dr. Ilse Stubauer

Verfasser:

Ofenböck, T., Graf W., Hartmann A., Huber T., Leitner P., Stubauer I., Moog O.

Mitarbeit:

Janecek B., Lechthaler W., Moog K., Seebacher M., Sporka F.

Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, Sektion Wasser, Abteilung VII/1

Wien, im August 2011

Inhalt

1	Einführung.....	6
2	Literaturstudie zum Thema Stau und aquatische Ökologie (Schwerpunkt Makrozoobenthos).....	7
2.1	Einleitung.....	7
2.2	Anthropogene Eingriffe und ihre ökologisch relevanten Auswirkungen	10
2.2.1	Reduktion der lateralen Konnektivität (Trennung des Flusses vom Auegebiet)	10
2.2.2	Hydromorphologische Veränderungen im Stauraum	12
2.2.3	Veränderung des Abflussregimes und damit der flusstypspezifischen Dynamik.	13
2.2.4	Kumulierungseffekte.....	15
2.2.5	Habitate in Flusstauen.....	16
2.2.6	Kompensationsmaßnahmen und Überlegungen zum "Ökologischen Zustand" von Stauräumen gemäß der Wasserrahmenrichtlinie der EU	18
2.3	Literaturangaben zum ökologischen Zustand nach WRRL in Stauen.....	19
3	Erhebung und Auswertung von Staudaten	21
3.1	Methoden.....	21
3.1.1	Sampling-Design.....	21
3.2	Probennahme (Untersuchungsstellen 2008)	22
3.2.1	Van Veen Greifer	25
3.2.2	Bewertung des ökologischen Zustandes	26
3.2.3	Datenspeicherung und Auswertung.....	31
3.2.4	Reliabilitätstest und Fehlerabschätzung	31
3.3	Untersuchungsstellen	32
3.3.1	Untersuchungsstellen aus der Probenserie 2008	32
3.3.2	Untersuchungsstellen aus dem AQEM-Projekt.....	37
3.4	Ergebnisse.....	39
3.4.1	Ergebnisse der Probenserie 2008	39
3.4.2	Ergebnisse des AQEM-Projektes	52

3.4.3	Entwicklung des ökologischen Zustandes im Längsverlauf der 2008 untersuchten Staue	59
3.4.4	Choriotopverteilung	64
4	Diskussion.....	67
4.1	Ausgewählte ökologisch wirksame Umweltvariablen	67
4.2	Notwendigkeit einer typspezifischen Unterscheidung von Grenzwerten.....	73
4.3	Vergleich der Ergebnisse der Screening-Methode und der detaillierten MZB-Methode	74
4.3.1	Detaillierte Betrachtung der abweichenden Ergebnisse.....	75
4.3.2	Reliabilitätstest.....	76
4.3.3	Fehlerabschätzung.....	77
4.3.4	Zusammenfassende Diskussion.....	78
5	Literatur:.....	79
6	Anhang.....	90
6.1	Protokolle.....	90
6.2	Taxalisten	95

1 Einführung

Fließgewässer werden in Österreich in großem Umfang zur Energiegewinnung herangezogen. In der überwiegenden Mehrzahl aller Kraftwerkstypen wird das Arbeitswasser in Stauhaltungen gespeichert, bevor es den Turbinen zugeleitet wird. Die vielfältigen Auswirkungen der damit verbundenen Rückstaubereiche auf den „Lebensraum Fließgewässer“, die biologischen Qualitätselemente und damit auf den ökologischen Zustand sind grundsätzlich bekannt und in der Fachliteratur gut dokumentiert (z.B.: Jungwirth et al., 2003a).

Bislang werden Stau von Gewässern mit einem EZG > 100 km² im GZÜV-Monitoring nicht gesondert untersucht. Häufig ist die Beeinträchtigung durch Stauhaltungen sehr offensichtlich, so dass eine detaillierte Untersuchung des Makrozoobenthos von Stauen nicht immer zwingend erforderlich scheint, da bestimmte Milieufaktoren (Fließgeschwindigkeit, Substratzusammensetzung) sehr gut mit der Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose und daher mit dem ökologischen Zustand korreliert sind. Thema der vorliegenden Untersuchungen war zu klären, ob man nicht bereits auf Basis von ausgewählten Milieufaktoren mit möglichst hoher Wahrscheinlichkeit den ökologischen Zustand im Staubereichen abschätzen kann. Ziel der vorliegenden Studie war dabei:

- die Definition von Kriterien für die Notwendigkeit einer Probennahme zur Feststellung des ökologischen Zustandes in Stauen,
- Überlegungen, ob und inwieweit der (schlechter als gute) ökologische Zustand bereits eindeutig über Milieufaktoren abgeleitet werden kann (z.B. über Grenzwerte für Sedimentzusammensetzung, Fließgeschwindigkeit etc.), sowie
- die Frage zu beantworten, inwieweit dabei eine typspezifische Unterscheidung von Grenzwerten notwendig ist und ob aus den Milieufaktoren eventuell auch eine weitere Differenzierung in ökologische Zustandsklassen (3 bis 5) abgeleitet werden kann.

Zu diesem Zweck wurde im Rahmen dieses Projekts eine Literaturrecherche zu den Themenbereichen „Auswirkungen von Stauen auf die ökologische Funktionsfähigkeit“ und „ökologische Bewertung von Stauhaltungen“ durchgeführt. Weiters wurden fünf Stau beprobt und analysiert, sowie bereits bestehende Daten von Staurationen ausgewertet.

2 Literaturstudie zum Thema Stau und aquatische Ökologie (Schwerpunkt Makrozoobenthos)

2.1 Einleitung

Fließgewässer zählen zu den am meisten unter Nutzungsdruck stehenden Landschaftsteilen in Mitteleuropa. Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensräume liegen vor allem in Form von Veränderungen der hydromorphologischen Situation (Trockenlegung, Ausleitung - Restwasser, Gewässeraufstau, Begradigung), der Zufuhr von toxischen Substanzen und Nährstoffen (industrielle, landwirtschaftliche und kommunale Abwasser), sowie der Degradation des Umlandes (u. a. Veränderung bzw. Vernichtung der Ufervegetation) vor, wobei oftmals Überlagerungen der besprochenen Problemkreise vorliegen. Während Immissionen durch gesetzliche Maßnahmen in den letzten Jahrzehnten bundesweit rückläufig sind, ist der Habitatverlust durch Gewässerregulierung/Aufstau vor allem im Fall großer Flüsse und ihrer Auen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen der Talböden meist unwiederbringlich.

Österreich weist – entsprechend seiner Vielfalt an Öko- und Bioregionen - eine große Bandbreite von unterschiedlichen Fließgewässertypen auf, wobei alpine bis montane Bäche in Kerbtälern neben Furkationsabschnitten in alluvialen Ablagerungen dominieren. Potamale (mäandrierende) Flüsse sind aufgrund der physiographischen Bedingungen selten und liegen nur in den (nord-) östlichen Landesteilen vor.

Im gesamten Alpenraum sind nur etwa 10 % bzw. 900 Laufkilometer der Flüsse als naturnah einzustufen (CIPRA, 2002). Österreichweit beträgt der Anteil der Flüsse in sehr gutem und gutem ökologischem Zustand knapp ein Drittel des gesamten Gewässernetzes. Die natürlichen Fließgewässer (ohne erheblich veränderte oder künstliche Gewässer) machen einen Anteil von 89% des Gewässernetzes > 10 km² aus. Etwas mehr als die Hälfte dieser Gewässer weist einen mäßigen, 9 % einen unbefriedigenden und 2 % einen schlechten ökologischen Zustand auf (BMLFUW, 2009). In Österreich liegen etwa 6,8 % bzw. 260 km durch Wasserkraftnutzung, Regulierung und/oder Wasserverunreinigung unbeeinträchtigte Flusskilometer vor (MARTINET & DUBOSET, 1992; VOLLENWEIDER, 1999). 3,5 % des gesamten österreichischen Gewässernetzes, bzw. 1084 km sind signifikanten Belastungen durch Staustrecken ausgesetzt. Dabei werden Staue in größeren Gewässern ab einer Länge von 500 m, bei kleinen Gewässern (unter 100 km² Einzugsgebiet) ab einer Länge von 100 m als signifikante Belastungen eingestuft (BMLFUW, 2009). Alle Flüsse Österreichs mit einem mittleren Abflussvolumen von über 30 m³/s werden energiewirtschaftlich genutzt, nur 30 %

aller Flusskilometer können landesweit als hydrologisch unbeeinflusst angesehen werden (MUHAR, 1992; 1996).

Wasserkraftanlagen sind als Produzenten erneuerbarer Energie vom globalen Umweltstandpunkt aus gesehen grundsätzlich positiv zu bewerten. Dennoch treten durch die Nutzung der Gewässer negative Auswirkungen auf lokale Ökosysteme auf. Bewertungen der ökologischen Auswirkungen der Elektrizitätserzeugung nach Umweltbelastungspunkten und externen Kosten ergeben meist, dass Wasserkraftwerke im Vergleich zu Kernkraftwerken, Wind- und Photovoltaikanlagen, Gaskombianlagen, Stein- bzw. Braunkohle- und Ölkraftwerken die am weitaus umweltschonendsten Energieerzeugungsquellen sind. Diese Berechnungen berücksichtigen aber keinerlei Auswirkungen auf Natur- und Landschaft, da Eingriffe in die Landschaftsästhetik und den Erholungswert sowie der Ausfall von wirtschaftlich uninteressanten Organismen nicht objektiv messbar sind.

Die Folgen, die mit der Energieerzeugung aus Wasserkraft verbunden sind, liegen seit langem im Brennpunkt ökologischer und politischer Diskussionen. Während die mit Stauanlagen einhergehenden Kontinuumsunterbrechungen für die Fischfauna durch Aufstiegsanlagen passierbar gemacht werden und Restwassermengen im Unterwasser anhand der tierischen und pflanzlichen Mindestanforderungen (ökologische Funktionsfähigkeit) bemessen werden, wurden grundlegende Eingriffe in aquatische Ökosysteme durch Gewässeraufstau und -abdämmung aus Bewertungsschemata meist ausgeklammert.

Die im Dezember 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der EU stellt ein umfassendes Gesamtkonzept zum europäischen Gewässermanagement zur Verfügung. Mit der verpflichtenden Übernahme dieses europäischen Regelwerkes in nationales Wasserrecht bis zum Jahr 2003 war eine Neuordnung gewisser Aspekte der österreichischen Wasserwirtschaft verbunden. Für die Umsetzung der WRRL ergaben sich aus Sicht der in Österreich gepflogenen Praxis der Gewässerbewertung somit zahlreiche methodische Adaptationen und Neuerungen.

Der Bezug zwischen makrozoobenthischer Fauna und den unterschiedlichsten Habitatbedingungen ist in zahlreichen und umfangreichen Studien seit etwa dem Beginn des vorigen Jahrhunderts untersucht und dokumentiert. Die Sensitivität der unter diesen Sammelbegriff fallenden und daher als Bioindikatoren bei angewandten Gewässeruntersuchungen eingesetzten Tiergruppen hinsichtlich der vorliegenden Problemkreise umfassen vor allem die Themenbereiche Hydrologie, Morphologie, Saprobiologie, Eutrophierung sowie das generelle Problem des Lebensraumverlustes. Auch in der Wasserrahmenrichtlinie der EU stellt daher das Makrozoobenthos neben den Fischen, Algen und Makrophyten einen wesentlichen Parameter dar, der zur Erfassung des ökologischen Zustandes aquatischer Biotope zur Anwendung kommt. BIRK (2003) gibt einen

Überblick über die Methoden zur Fließgewässerbewertung in Europa. Dabei werden 45 Methoden hinsichtlich des Bewertungsparameters Makrozoobenthos angegeben, welche den hohen Stellenwert des Makrozoobenthos innerhalb der angewandten Limnologie dokumentieren.

Waren während der letzten 50 Jahre vor allem Fließgewässer im Brennpunkt der makrozoobenthischen Forschungen, so gelangen unter den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie wieder vermehrt Stillgewässer und ihre makrozoobenthische Besiedlung unter anthropogenen Stressoren ins Zentrum ökologischer Studien. So entstanden in den letzten Jahren Bewertungsansätze von Auen auf Basis ihrer organismischen Indikatoren (CHOVANEC & WARINGER, 2001; WARINGER & GRAF, 2002; CHOVANEC et al. 2005).

Während Probleme durch Gewässerverschmutzungen unterschiedlicher Art schon seit geraumer Zeit erkannt und beschrieben wurden, sind strukturelle Eingriffe und ihre Auswirkung auf aquatische Lebensgemeinschaften erst in letzter Zeit Mittelpunkt ökologischer Forschung. Gerade die mitteleuropäischen Flusslandschaften unterlagen während der letzten 150 Jahre durch den enormen und vielfältigen Nutzungsdruck (Energiegewinnung) sowie durch Schutzwasserbauten drastischen Veränderungen. Anthropogen unbeeinflusste Unterläufe mit natürlich ausgeprägten aquatischen Ökosystemen in intakten Auwaldbeständen sind geradlinigen Gerinnen gewichen bzw. nur noch in kleinräumigen Resten erhalten.

Die sehr typische und hochangepasste Flussfauna ist meist einer ubiquitären stagnophilen Fauna gewichen. Der Rückgang der Biodiversität ist vor allem bezüglich der Fischzönosen gut dokumentiert. Obwohl eine genaue Rekonstruktion der ursprünglichen makrozoobenthischen Lebensgemeinschaft weitgehend unmöglich ist (FITTKAU & REISS, 1983), ist dennoch ein deutlicher Ausfall stenotoper Arten über die letzten Jahrzehnte evident. Anthropogene Eingriffe an größeren Flüssen sind vor allem deshalb schwerwiegend, da Potamalstrecken im Gegensatz zu rhithralen Systemen in großen Distanzen zueinander vorkommen, die außerhalb der Verbreitungsmöglichkeiten gefährdeter Arten liegen. Ein Ausweichen in bzw. eine Zuwanderung aus intakten Systemen ist daher meist nicht mehr möglich und eine Verinselung mit all ihren ökologischen Risiken (v.a. Faunenverarmung vgl. MAC ARTHUR & WILSON, 1963) die Folge (ZWICK, 1992).

Im Gegensatz dazu zählen naturbelassene Ökosysteme im Furkationsbereich großer Flüsse zu den artenreichsten Lebensräumen in Mitteleuropa überhaupt. Lebensgemeinschaften an Übergangszonen von Ökosystemen sind besonders heterogen ausgebildet, da im Überlappungsbereich Saumgesellschaften auftreten, in denen sich Elemente beider Zönosen vermischen und zusätzlich noch eigene Charakterarten auftreten (Ökotontheorie, SCHMITZ, 1957). Einen ähnlichen Ansatz verfolgt das Konnektivitätskonzept. Nach AMOROS & ROUX

(1988) ist die Faunendiversität hoch mit dem zeitlichen und räumlichen Vernetzungsgrad unterschiedlicher Biotope aufgrund der Austauschvorgänge von Wasser, Sediment, Nährstoffen und Organismen korreliert. STATZNER & HIGLER (1986) greifen THIENEMANN'S (1918) Erklärungsmodell der Faunendiversität durch Habitatheterogenität bzw. durch die Extremheit der abiotischen Bedingungen wieder auf und nehmen die Veränderungen des "hydraulischen Stress", ein Summenparameter der physikalischen Variabilität an der Flusssohle, als Ursache der Faunenvielfalt an. Eine weitere Grundlage hoher Biodiversität ist eine gewisse Instabilität eines Lebensraumes, die in sogenannten Disturbance-Theorien (CONNELL, 1978; RESH et al., 1988) ihren Niederschlag findet. All diese ökologischen Theorien treffen in besonderem Maße auf unbeeinflusste Furkations- und Mäanderzonen im Alluvialbereich größerer Flüsse zu.

Im Folgenden sollen die wesentlichsten ökologisch relevanten Veränderungen im Zuge der Problematik des Gewässeraufstaus hinsichtlich der wirbellosen Bioindikatoren basierend auf Literaturangaben erwähnt werden.

2.2 Anthropogene Eingriffe und ihre ökologisch relevanten Auswirkungen

2.2.1 Reduktion der lateralen Konnektivität (Trennung des Flusses vom Augebiet)

Aus einer limnologisch-holistischen Sicht sind Auenlandschaften bzw. Inundationsflächen essentielle und vom Hauptstrom untrennbare Teile eines gesamten aquatischen und semiaquatischen Ökosystems, die in vielfältiger Weise miteinander verbunden sind. Durch die formende Kraft von Hochwässern wird das Hinterland morphologisch gestaltet und topographisch modelliert. Entsprechend dem Feuchtigkeitsgradienten bildet sich mosaikartig ein weites Spektrum von charakteristischen Pflanzenelementen aus Hydro-, Helo- und Xerophyten aus, die wiederum einer Reihe von typischen tierischen Organismen als Lebensraum und Nahrungsquelle dienen. Je nach Nähe zum Hauptstrom und dessen geomorphologisch bedingten Ausuferungskapazität entstehen aus dem Wechselspiel von Erosions- und Sedimentationsprozessen unterschiedliche und für Auen typische Biotoptypen in meist unmittelbarer Nähe zueinander. Hydrologisch indizierte "Störungen" resultieren in einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der Lebensräume und bedingen in natürlichen Auen eine hohe Biodiversität, die als Grundlage eines hohen Potentials an ökologischer Funktionsfähigkeit angesehen wird. Die Häufigkeit und Dauer der Überschwemmungen bestimmen daneben die Verfügbarkeit von Nährstoffen und ihren Umbau in pflanzliche bzw. tierische Biomasse. Während in sommerkühlen Gebirgsflüssen Nährstoffe hauptsächlich in Form von allochthonem Material aus der Ufervegetation

vorliegen, sind Auen hochproduktive und von autochthoner Nährstoffversorgung geprägte Standorte. Die enge laterale und vertikale hydrologische Vernetzung des Hauptstromes mit dem Hinterland bei unterschiedlichen Wasserständen ist daher entscheidend für das Recycling, die Produktion und den Abbau von Nährstoffen im gesamten Ökosystem (AMOROS & ROUX, 1988, WARD, 1989). Durch Gewässerverbau bzw. -abdämmungen entstehende Folgen sind nachfolgend angeführt.

Veränderung der hydrologischen Situation (Überschwemmungszeit, Dauer, Temperatur, Grundwasserspiegel)

Während in Oberläufen Hochwässer nach Starkregen relativ unvorhersagbar (stochastisch) vorkommen, ist der Wasseranstieg in Unterläufen größerer Fließgewässer durch das große Einzugsgebiet im Jahresverlauf relativ stabil und vorhersagbar (deterministisch). Entscheidende Faktoren für die Primärproduktion der Inundationsflächen sind die Dauer und der Zeitpunkt der Überflutung sowie der Wechsel der Wasserstände. Zu rasch wechselnde Wasserstände bzw. Überstauungen zu temperaturmäßig ungünstigen Zeiten können von aquatischen Organismen (insbesondere Pflanzen) nicht genutzt werden. Lange stabile Wasserstände im Gegensatz dazu bewirken durch Selbstbeschattung und geringen Sauerstoffgehalt des Gewässers eine geringe Nährstoffrücklösung und dadurch eine verringerte Produktion (Flood-Pulse-Concept, JUNK et al., 1989; Nutrient spiralling-Concept, HOWARD-WILLIAMS, 1985; BRINSON et al., 1983). Für heterotrophe Organismen sind Pflanzenbestände als Struktur und Nahrungsbasis von entscheidender Bedeutung, in vielen Fällen ergibt sich eine enge Korrelation von pflanzlicher und tierischer Biomasse. Vor allem in potamalen Systemen besteht ein hohes Maß an coevolutiver Anpassung hinsichtlich Anatomie, Morphologie, Physiologie sowie Ethologie der Organismen an diese hochproduktiven, periodisch überstauten Gewässer. Die Biozönosen temporärer Lebensräume weisen einen hohen Anteil an r-Strategen (kurze Lebenszyklen, hohe Reproduktionsraten) bzw. mobiler Organismen, die in andere Bereiche ausweichen können (juvenile Wachstumsphase, Laich- und Bruthabitat) auf. Die Entwicklung physiologisch-ethologischer Adaptionen wie imaginale Sommerparapausen bzw. die Ausbildung austrocknungsresistenter Stadien (Eier, juvenile Tiere) stellen weitere, meist phylogenetisch bedingte und daher relativ starre Spezialisierungen dar. Die Basis zur Herausbildung solch hochspezialisierter Biozönosen stellt der oben angesprochene, periodisch eintretende Wechsel der Wasserstände als entwicklungsinitiierender Zeitgeber dar. Vorteile für spezialisierte Arten ergeben sich vor allem in einem kurzzeitig im Überfluss vorhandenen Nahrungsangebot und dem weitgehenden Ausfall konkurrierender Arten. Folgen von Stauhaltungen sind in diesem Kontext:

- Verringerung des Grundwasserspiegels und des vertikalen hydrologischen Austausches (Kolmation): Verlust der Lebensraumes des hyporheischen Interstitials

- Veränderung der Dynamik (Umlagerungsprozesse) und damit auch Änderung der Biootypen: verstärkte Sedimentation (Überalterung und Verlandung von Gewässertypen, weitgehender Ausfall früher Sukzessionsstadien)
- dadurch eine Abnahme der Gesamtwasserfläche (Lebensraumverlust) und
- Veränderung der Nahrungskreisläufe, der Produktionsverhältnisse sowie des Nährstoffabbaus, dadurch Veränderung in der Lebensraumqualität (z.B. Nährstoffressourcen).

2.2.2 Hydromorphologische Veränderungen im Stauraum

Die Verengung des einst verästelten Hauptstromes zu einer Fließrinne im Zuge der Längsregulierung führt im Bereich der Stauwurzel/ in Teilen des Stauraumes zu einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit und der Schleppkraft. Als Folgewirkung sind vor allem die Veränderung der Choriotopzusammensetzung und Sortierung im Querprofil in Richtung grobkörniger Fraktionen, der weitgehende Ausfall von Feinsubstraten, die Reduktion des Phytals, des Totholzanteiles sowie insgesamt des Retentionsvermögens, die Monotonisierung der Wassertiefenvarianz und damit Veränderung des Temperaturhaushaltes im Querprofil, sowie die Reduktion des lateralen Stofftransportes zu nennen. Diese Veränderungen führen zur Reduktion bzw. Ausfall von rheophilen Potamalelementen und psammopelobionten Substratspezialisten. Mit der Eintiefung der Stromsohle erfolgt eine Reduktion der Frequenz und Dauer der hydrologischen Anbindung mit dem Hinterland, die eine Verringerung der Gesamtwasserfläche und eine erhöhte Verlandungstendenz der verbleibenden Gewässertypen nach sich zieht und sich vor allem auf die Dynamik der Auegebiete und damit auf die Existenz und Neubildung durchflossener Neben- und Seitenarme des Hauptstromes negativ auswirkt:

- Durch die Stabilisierung der Ufer mit Blockwurf sowie der veränderten Abflussdynamik erfolgt eine Fragmentierung der biologisch hochproduktiven aquatisch-terrestrischen Übergangszone (Ökoton-Theorie, Naiman et al. 1988).
- Veränderung der flusstypspezifischen Strömungsgeschwindigkeit (longitudinale und laterale Dimension) (Banning, 1990,1998) und dadurch
- verstärkte Sedimentation von Feinsubstraten im Staubereich (Moog, 1986; Banning, 1998): In kanalisierten Flusstauen nehmen die natürlichen Sedimentablagerungen bei abnehmender Kornfraktion in Längsrichtung exponentiell zu, bei Flusstauen mit gegliedertem Querschnitt ist daneben eine laterale Sedimentation festzustellen. Da die benthische Lebewelt hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist die typologische Einteilung der Stauräume nach dem vorherrschendem Substrattyp (Schotter-, Sand- und Schlickstau) (Einsele, 1957) von wesentlicher Bedeutung für das Verständnis der Auswirkungen.

- Kolmation des hyporhealen Interstitials (Williams, 1984; Moog & Jungwirth, 1992; Ward et al. 1998; Banning, 1998)

Aufgestaute Gewässer weisen häufig eine Veränderung der Temperaturverhältnisse im Quer- und Längsprofil auf (BIZER, 2000; PREECE & JONES, 2002). Flachüberstaute Bereiche erwärmen sich aufgrund der geringen Wassertiefe und geringeren Strömung (LESSARD & HAYES, 2003), wohingegen das Hypolimnion niedrigere Temperaturen aufweisen kann (GLOWACKI & PENCZAK, 2000; PENAZ et al., 1999; KUBIČEK et al., 1999; WARINGER, 2003). Wichtige Steuergrößen sind in diesem Zusammenhang die Verweildauer des Wassers im Stau, die Größe des Staues und die damit verbundene, eventuelle Wasserschichtung sowie die geomorphologischen und allgemein typologischen Verhältnisse.

2.2.3 Veränderung des Abflussregimes und damit der flusstypspezifischen Dynamik

Der großen populationsdynamischen Bedeutung solcher natürlicher Störungen (Saisonalität, Interaktion, Konkurrenz) wird durch die Disturbance-Theorien Rechnung getragen (RESH et al., 1988; LAMPERT & SOMMER, 1993). Fasst man die gängigsten drei Modelle zusammen, werden durch diese Störungen wettbewerbsstarke, zumeist artenarme Klimaxgesellschaften unterdrückt und Pionierarten, Lebensraumspezialisten und Opportunisten gefördert. Auf diese Weise ist die Koexistenz eines relativ hohen Arteninventares im Fließgewässer gewährleistet. Diese gleichsam systemimmanente hohe Biodiversität wird als Fundament der hohen ökologischen Elastizität (Resilienz) dieser Systeme gedeutet. Auswirkungen von Stauhaltungen sind:

Oberwasser

- atypische, betriebsbedingte Spiegelschwankungen (v.a. Litoralbereich) (Krainer et al., 2001), welche den Bewohnern der hochproduktiven terrestrisch-aquatischen Übergangshabitate durch ständige Störungen die Lebensgrundlage entziehen.
- Stabilisierung des Wasserspiegels im Staubereich bringt wesentliche Veränderung der Standortbedingungen für die Vegetation mit sich. Dadurch ergeben sich qualitative Änderungen der Artenzusammensetzung und auch der Quantität bei gleichzeitiger (qualitativer/quantitativer) Veränderung des allochthonen Nahrungseintrages ins Gewässer sowie des Beschattungsgrades.
- Veränderung des flusstypspezifischen Stoffkreislaufes (u. a. Güteproblematik, Toxizität), geringe Sauerstoffversorgung in wehrnahen Bereichen, Problemkreis der autosaprobiellen "Sekundärverschmutzung" (Moog, 1986; Danecker, 1987; Moog & Jungwirth, 1992).
- Veränderung der autotrophen Produktion und damit auch der heterotrophen Nahrungskette (v.a. durch Änderung des Lichtklimas im Tiefenbereich und der

Änderung der Substratverhältnisse im Staubereich).

- Unterbindung des Ausuferungsvermögens (laterale Konnektivität) (Flood-Pulse-Concept, Junk et al. 1989; Amoros & Roux, 1988; Ward & Stanford, 1995; Tockner et al., 1999; Ward & Tockner, 2001)
- Fragmentierung des Grundwasserstromes in lateraler Ausdehnung: durch die Abdämmung der Au reduziert sich der Lebensraum von stenotopen Grundwasserorganismen (Ward et al. 1998).
- Unterbrechung des Fließgewässer-Kontinuums (Vannote et al. 1980).
- Driftproblematik (Driftfallen) (Dendy, 1944; Pechlaner, 1986). In Stauräumen eingedriftete, strömungsliebende Organismen gehen aufgrund der veränderten Milieuverhältnisse zugrunde.
- Generelle Habitatfragmentierung und dadurch Veränderung der genetischen Struktur von Populationen (Zwick, 1992; Monaghan et al. 2003)

Unterwasser

- Problemkreis des Restwassers (Bretschko & Moog, 1994; Moog & Jungwirth, 1992; Moog 1993; Grasser et al., 2002) sowie
- Schwallphänomene bzw. Stauraumspülungen (u.a. Moog, 1993; Bretschko & Moog, 1994; Hubmann & Pfister, 1996; Gerster & Rey, 1994; Mauch, 2002). Trübung des Wassers, Sedimentation von Feinsubstraten, Kolmation des hyporheischen Interstitials, Remobilisierung von Schadstoffen etc.
- reduzierte (Hochwasser-)Dynamik (Petts, 1996; Ward & Wiens, 2001; Jungwirth et al., 2002).
- Substrat- und Nährstoffretention in oberliegenden Staueen (Veränderung des Geschiebehaushaltes z.B. auf Einzugsgebietsebene) und dadurch Veränderung der Fluss-Morphologie durch Eintiefung im Unterwasser (Moog & Jungwirth, 1992).
- Veränderung der Nahrungsressourcen (filtrierer geprägte "Seeausrinnszönosen") (u.a. Stutzner, 1984; Mauch, 1981).
- Veränderung des thermischen Regimes, "thermische Rhythmisierung" (Stau- und Unterwasserbereich) (Kubiček et al., 1999; Waringer, 2003).
- Sauerstoffzehrungen in der fließenden Welle bei Akkumulation von Feinsedimenten in Niedrigwasserphasen bei plötzlichem Anstieg des Abflusses (Moog & Jungwirth, 1992).

2.2.4 Kumulierungseffekte

Kumulierungseffekte dieser Einzelbeeinträchtigungen treten durch die oftmals lückenlose Aneinanderreihung von Staubereichen (und Ausleitungsstrecken) auf und verändern hydraulische und morphologische Strukturen sowie Nahrungs- und Gewässergüteverhältnisse in noch stärkerem Ausmaß. Die Möglichkeit einer Wiederbesiedlung durch einstmals flusstypspezifischen Elemente wird dadurch stark reduziert. FRUGET (1991) beschreibt die Effekte von Stauketten an der Unteren Rhone anhand der Makrozoobenthoszönosen und kommt zum Schluss, dass die periodisch wiederkehrende Stausituation eine Längszonierung, also eine charakteristische Artenabfolge entlang des Kontinuums verhindert und eine äußerst homogene Faunengesellschaft aus eurytopen und verschmutzungstoleranten Artenassoziationen nach sich zieht.

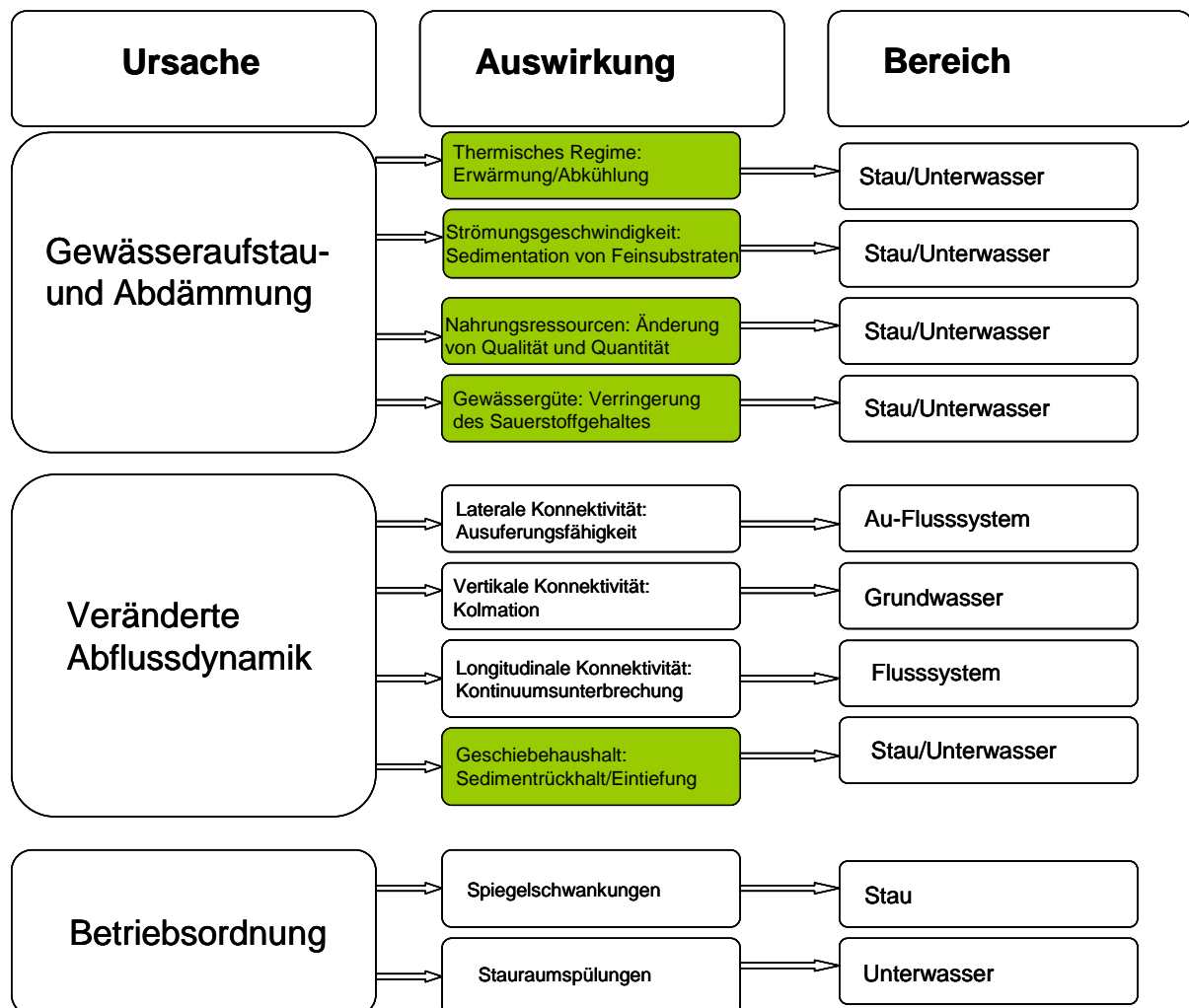


Abb. 1: Wirkungsgefüge eines Staues und ökologisch relevante Steuerungsgrößen

Das Schema in Abbildung 1 fasst das komplexe Wirkungsgefüge eines Staues und ökologisch relevante Steuerungsgrößen zusammen. Im Rahmen des vorliegenden Projektes konnten nur spezielle Faktorenkomplexe beobachtet werden, diese sind grün unterlegt.

2.2.5 Habitate in Flusstauen

EINSELE (1957,1960) zählt Flusstau zu den Fließgewässern, da 1) sie sich durch die höhere Strömungsgeschwindigkeit 2) durch das Fehlen autochthonen Planktons und 3) durch das Fehlen einer Temperaturschichtung von Seen unterscheiden. DANECKER (1987) erwähnt als wesentlichen Parameter die Verweildauer des Wassers, die bei Stauen weit geringer als bei Seen ist. Die Mehrzahl österreichischer Laufstau ist also hydraulisch den Fließgewässern zuzuordnen. Einem Bewertungsansatz muss demnach die leitbildgemäße, flusstypspezifische Fauna und hier v.a. die strömungsliebenden (rheophilen) Elemente zugrunde liegen.

Die Klassifizierung des Lebensraumes "Stau" als Gewässertypus ist aufgrund seiner künstlichen Genese diffizil. Verschiedene Autoren äußern sich dazu wie folgt: KUBELKA (1968) "Stauseen haben kein natürliches Vorbild"; WIESNER (1986) "Stauseen sind labil"; MAUCH (1981) "Im Stau herrscht hydrologische Astasie", POLZER (1984) "eine Laufstaukette ist ein künstliches Ökosystem", BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1984) "der Lech ist ein Hybridgewässer, besiedelt von Ubiquisten". SCHWERDTFEGGER (1978) definiert Zönosen, deren Existenz weitgehend von anthropogenen Einflüssen bestimmt wird, als Biozönoid. Standortfremde und kurzlebige Dauerbiozönoiden werden demnach Technozönosen genannt und können auch für Lebensgemeinschaften in Staubereichen verwendet werden (MOOG, 1986).

Für das Makrozoobenthos sind v. a. die hydraulischen Bedingungen in Sohlhöhe von entscheidender Bedeutung. Fließgeschwindigkeit und entsprechende Substratsortierung sind daher für die aquatische Bodenfauna sogenannte zentrale Steuergrößen, deren enge Korrelation mit den biozönotischen Parametern als gut untersucht gelten kann (z.B. THORUP, 1966; BANNING, 1998).

Von der Stauwurzel gegen die Wehranlage hin verringern sich die Strömungsgeschwindigkeit und die Schleppkraft des Wassers erheblich, die Substratsortierung in longitudinaler und lateraler Erstreckung verändert sich dementsprechend. Die im Stauwurzelbereich noch flusstypspezifischen Choriotope können sukzessive von monotonen Feinsedimentablagerungen abgelöst werden. Anaerobe Verhältnisse in den z.T. mächtigen Schlammablagerungen können lokal auftreten. Da die benthische Lebewelt hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist die typologische Einteilung der Stauräume nach dem vorherrschendem Substrattyp (Schotter-, Sand- und Schlickstau) (EINSELE,1957) für die Bewertung vorliegender Fragestellungen sinnvoll.

Hinsichtlich des Lichtklimas ergibt sich aufgrund der größeren Wassertiefe eine Verschlechterung, die vor allem autotrophe Organismen (Primärproduzenten) betrifft.

Tabelle 1 gibt die Beziehung zwischen Fließgeschwindigkeit und Substrat wieder.

Tab. 1: Ablagerung unterschiedlicher Substrate in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit und ihre makrozoobenthische Besiedlung (modifiziert nach EINSELE, 1957; JUNGWIRTH et. al. 2003 sowie MOOG, 1986)

Fließgeschwindigkeit	Sedimentation	makrozoobenthische Besiedlung
< 20 cm / s	Leichtes organisches Material wird sedimentiert.	Oligochaeten (Tubifex), Pisidien, Dipteren (v.a. Chironomiden)
25-50 cm / s	Sand wird abgelagert.	aufgrund seiner Mobilität ungünstige Bedingungen für Benthosorganismen
60-90 cm / s	Feiner Kies und Sand bleiben noch nicht liegen, hingegen grober Kies.	(rheophile) Insektenlarven nehmen an Diversität zu
120-170 cm / s	Grober Schotter bleibt liegen, grober Kies ist noch in Bewegung.	(rheophile und rheobionte) Insektenlarven nehmen an Diversität zu
> 170 cm / s	Auch grober Schotter ist in Bewegung.	Lebensraum rheophiler Organismen

DANECKER (1987) stellt generell eine Reihung von aquatischen Invertebraten nach Literaturzitate in Flusstauen auf, wobei Zweiflügler (v.a. Zuckmücken), Wenigborster, Muscheln und Schnecken, Krebse (Flohkrebse und Wasserasseln) und Egel die Zönose in Staubereichen dominieren. Köcherfliegen, Plattwürmer, Schlammfliegen, Wassermilben, Saitenwürmer, Moostierchen, Schwämme und Eintagsfliegen spielen eher eine indifferente bzw. untergeordnete Rolle im zentralen Stauraum. HASLAUER et al. (1988) unterscheiden bei Stauraumuntersuchungen an der Unteren Salzach folgende Oligochaeten- und Chironomidenzönosen:

- Fließstrecke: rheophile Zönose: Orthocladinae, Lumbriculidae und Naididae;
- Zone der Sedimentumlagerung: *Prodiamesa olivacea*;
- Zone der stabilen Sande: psammophile bis psammopelophile Potamalzönose: Prodiamesinae, Naididae, *Limnodrilus*;
- Durchlüfteter Schlamm: pelophile Zönose: Chironominae, Tubificidae;
- Vom Turbinensog durchströmter Schlamm: psammopelophile-pelo-rheophile Zönose: Prodiamesinae-Naididae, *Polypedilum-Micropsectra*;
- Fakultativ anaerober Schlamm: extrem euryoxibionte pelophile Zönose: *Chironomus riparius* Agg., *Tubifex tubifex*;

Einen wesentlicher Faktor hinsichtlich der Ausbildung von Lebensgemeinschaften stellt die Stabilität des Lebensraumes dar. Anthropogene Einflussnahmen wie Stauraumspülungen,

Baggerungen und Sedimentdeponierungen führen zu stochastisch gestörten Verhältnissen, die die Faunendichte und -diversität stark beeinflussen können.

Zufolge eines Gewässeraufstaus kommt es zu einer sukzessiven Entwicklung in Stauräumen. Das Alter der Stau ist daher von Bedeutung hinsichtlich der Stabilität und dem Reifezustand der Zönosen (HASLAUER et al., 1988). Aus der engen Bindung zwischen MZB-Zönosen und der Fließgeschwindigkeit/Substratsortierung ergibt sich in Stauräumen im Vergleich zur frei fließenden Strecke eine unmittelbare Veränderung der Lebensgemeinschaften entlang dieses ökologisch essentiellen Gradienten.

Der DVWK- Arbeitsbericht (2003) hält dazu fest: „Allgemein lässt sich davon ausgehen, dass bei Niedrigwasser die strömungsverzögernde hydraulische Wirkung eines Staus im Vergleich zu ungestauten Abschnitten insbesondere umso größer ist

- je kleiner der Abfluss ist,
- je weniger der Stauraum verlandet ist,
- je größer die Rückstaulänge ist,
- je kleiner das mittlere Sohlgefälle ist und
- je größer die Stauhöhe ist.“

Dadurch wird klar, dass sich der für das MZB wesentliche Faktorenkomplex aus Strömung, Choriotopzusammensetzung, Sauerstoffgehalt, Temperatur etc. im gestauten Bereich mit dem Flusstyp ändert und kleinere Gewässer anders reagieren als große Flüsse.

2.2.6 Kompensationsmaßnahmen und Überlegungen zum "Ökologischen Zustand" von Stauräumen gemäß der Wasserrahmenrichtlinie der EU

Kompensationsmaßnahmen sind in der Regel durch standörtliche Gegebenheiten sowie technische (Turbinen-Geschiebemanagement, Betriebsordnung) und wirtschaftlichen Möglichkeiten limitiert. Innerhalb dieser Grenzen gibt es aber eine Reihe von Möglichkeiten, welche durchaus zu einer Verbesserung der ökologischen Situation geeignet sind.

Neben der Herstellung der Durchgängigkeit sind vor allem Vernetzungsaspekte in vertikaler und lateraler Hinsicht wesentlich für eine Verbesserung des ökologischen Zustandes. Beurteilungsgrundlage ist auch hier der Referenzzustand der sich aus der Topographie, dem natürlichen Abflussregime und anderen flusstypspezifischen Parameter etc. ergibt. Untersuchungen in heterogen gestalteten Stauräumen (sogenannten Flachwasserbiotopen; KRÄINER et al., 1996) konnten einen deutlichen Zuwachs an Artenzahlen im Vergleich zu monotonen Stauen dokumentieren und indizieren, dass monotone und artenarme Flusstäue durch gestalterische Maßnahmen in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit deutlich gewinnen

können. Solche „Atole“ stellen heute einen Lebensraum von zum Teil seltenen und wertvollen typischen Auelementen dar, sind aber zumeist als Maßnahme zur Wiederherstellung eines leitbildgemäßen Zustandes (freie Fließstrecke) nicht Ziel führend (Graf, 2001). Ökologische Aufwertungen durch Strukturierungen im Stauwurzelbereich erweisen sich hingegen durchaus sinnvoll (ZAUNER et al., 2001, SCHMIDT-KLOIBER et al. 2001, JUNGWIRTH et al., 2003a). ZAUNER et al. (2001) konnten etwa für den Donaustau bei Aschach 157 Arten (68 % der Gesamtartzahl) dokumentieren, welche ausschließlich in den neu geschaffenen Schotterstrukturen gefunden wurden. Diese Zönosen zeigten deutliche Unterschiede zu denen der Sohle und des Blockwurfes. Dies konnte auch auf funktioneller Ebene anhand der Fresstypenverteilung, der Verteilung der biozönotischen Regionen und des unterschiedlichen Arteninventars im Donauquerschnitt nachvollzogen werden. Die eingebrachten Strukturen bieten darüber hinaus Lebensraum für die donautypische Muschel- und Wasserschnecken-Fauna, sandbewohnende, sowie seltene flusstypische Libellen oder Eintagsfliegenarten. Die Schotterstrukturen erweisen sich damit sowohl hinsichtlich Fragen des Naturschutzes sowie der ökologischen Funktionsfähigkeit als besonders wertvoll.

Große mitteleuropäische Flüsse sind über weite Strecken zur Energiegewinnung gestaut und hydromorphologisch stark anthropogen überformt. Aufweitungssituationen sind selten bzw. fehlen ganz, Überflutungen und damit einhergehende, natürliche Auen existieren kaum noch. Gerade in dieser für größere Flüsse Mitteleuropas kennzeichnenden Situation, stehen ökologisch orientierte Maßnahmen im Zuge der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der EU im Mittelpunkt der Diskussion. Fraglich bleibt, wo sich mit den so getroffenen Kompensationsmaßnahmen der "gute ökologische Zustand" laut Anhang V erreichen lässt oder ob staugeprägten Flüsse zu den "erheblich veränderten Wasserkörpern" zu zählen sind und daher das „gute ökologische Potential“ anzustreben ist. Unbestritten bleibt die ökologische Aufwertung des unmittelbaren Stauraumes, Maßnahmen zur Förderung der stark bedrohten Fließgewässerfauna an großen Flüssen können jedoch wohl nur durch leitbildspezifische Aufweitungen im Stauwurzelbereich bzw. durch großräumigere Lösungen gefunden werden.

2.3 Literaturangaben zum ökologischen Zustand nach WRRL in Stauen

Aufgrund der erst kürzlich in Kraft getretenen WRRL sind in älteren Studien zwar Veränderungen der Zönosen dokumentiert, eine Einteilung in ökologische Zustandsklassen fehlt jedoch. Im Rahmen des EU-Projektes AQEM wurden auch Milieufaktoren staugeregelter Flüsse und ihre Auswirkung auf die Fauna untersucht und eine Klassifizierung gemäß WRRL vorgenommen (AQEM-Consortium 2002). In Tabelle 2 (aus JUNGWIRTH et al.,

2003a) werden 5 unterschiedliche Zonen definiert, die sich zur Vor-Abschätzung des ökologischen Zustandes eines staugeregelten Abschnitts eignen und damit erstmals konkrete und wasserrahmenrichtlinien-gemäße Vorgaben angeben. Die Ziffern in der linken Spalte indizieren den ökologischen Zustand, welcher sich auf Grund der beschriebenen Milieubedingungen vor einer detaillierten ökologischen Untersuchung abschätzen lässt.

Tab. 2: Änderung der Bettsedimente im Längenschnitt staugeregelter Flüsse (JUNGWIRTH et al. 2003a)

1	Leitbild (=Referenzzustand): frei fließende (natürlich erhaltene) Fließstrecke; hydraulische Charakteristik, Art und Zusammensetzung der Bettsedimente entsprechen den natürlichen Bedingungen.
2	Stauwurzelbereich: in zumindest 70% der Fließstrecke entsprechen die hydraulische Charakteristik, Art und Zusammensetzung der Bettsedimente den natürlichen Bedingungen.
3	Staugeregelte Fließstrecke unterhalb der Stauwurzel bis vor den Wendepiegel: Im Vergleich zur Referenzstrecke nimmt die Strömungsgeschwindigkeit ab und die Wassertiefe zu. Die Korndurchmesser der Bettsedimente werden geringer und entsprechen nur maximal zu <70 bis 30% dem Leitbild.
4	Staugeregelte Fließstrecke unterhalb des Wendepiegels bis vor den stark strömungsberuhigten Bereich vor der Wehranlage: Im Vergleich zur Referenzstrecke nimmt die Strömungsgeschwindigkeit deutlich ab und die Wassertiefe zu. Die Korndurchmesser der Bettsedimente werden deutlich geringer, und entsprechen nur maximal zu <30% dem Leitbild.
5	Staugeregelte Fließstrecke im stark strömungsberuhigten Bereich vor der Wehranlage: Die Strömungsgeschwindigkeit nimmt weiter ab und geht gegen Null. Die Korndurchmesser der Bettsedimente weisen den geringsten Durchmesser im Vergleich zu den oberhalb gelegenen Strecken auf. Zumeist dominieren Feinsedimente der Pelal- oder Argillal-Fraktion (Schlamm, Ton).

Hinsichtlich der aquatischen Evertebratenfauna werden die folgenden Kennwerte (Metrics) zur Beurteilung von Stauen von JUNGWIRTH et al. (2003a) genannt: Gesamt-Artenzahl, relativer Anteil von Weidegängern und Zerkleinerern, Verhältnis von aktiven und passiven Filtrierern, Ernährungstypenindex, EPT-Taxa (Anzahl und % Ephemeroptera-Arten, Anzahl Plecoptera-Arten, Anzahl Trichoptera-Arten), Anzahl Oligochaeta- & Diptera-Taxa, % Oligochaeta, Saprobitätsindex, % xeno-saprobe Anteile, % oligo-saprobe Anteile, Längen-Zonations-Index, Anteil litoraler und profundaler Valenzen.

3 Erhebung und Auswertung von Staudaten

3.1 Methoden

Die vorliegende Studie gründet auf einer Auswertung bestehender Daten (etwa AQEM-Projekt, UVPs), welche den Anforderungen der neuen Gewässerbewertung nach EU-WRRL entsprechen, sowie aktueller Daten, die im Rahmen dieser Studie erhoben wurden (Untersuchungsstellen 2008).

3.1.1 Sampling-Design

Für die Erhebung aktueller Daten wurden fünf Flusstäue unterschiedlicher Größe in vier verschiedenen Bioregionen (Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland, Östliche Flach- und Hügelländer, Große Alpine Flüsse und Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse) ausgewählt.

Folgende Untersuchungsstellen wurden dabei beprobt:

- Erlauf bei Erlauf
- Mur bei Spielfeld
- Leitha bei Gattendorf
- Mährische Thaya bei Unterpertholz
- Traun oberhalb KW Pucking

Der Großteil der Makrozoobenthosproben wurde mittels Airlift-Sampling-Methode (siehe Pehofer 1998) entnommen (Abbildung 2). An neun Stellen mit geringer Wassertiefe wurde ein Multi-Habitat-Sampling durchgeführt; an einigen tiefen Stellen mit schlammig-lehmiger Sohle wurde ein Van-Veen-Greifer verwendet (Abbildung 3).

Die Proben wurden sowohl einzeln als auch gepoolt (jeweils pro Transekt) nach der Screening-Methode (Ofenböck et al. 2010, Moog et al. 2005) ausgewertet. Sofern möglich wurde auch im nicht rückgestauten Bereich eine „Referenzprobe“ genommen.

Weiters wurden Daten von drei Stauen des Wald- und Mühlviertels (Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse), die im Rahmen des AQEM-Projekts im Jahr 2000 beprobt wurden, ausgewertet. Diese Daten beruhen auf einer habitatgewichteten MHS-Probenahme. Die Auswertung entspricht dabei den Vorgaben der Arbeitsanweisung des BMLFUW (Ofenböck et al. 2010).

Eine Übersicht über die in vorliegender Studie ausgewerteten Untersuchungsstellen, die Anzahl der beprobten Transekte und Einzelproben, sowie die verwendeten Sammelmethode gibt Tabelle 3.

Tab. 3: Übersicht über die Anzahl der beprobten Transekte und Einzelproben sowie Sammelmethode an den ausgewerteten Stauhaltungen.

Fluss	Datum	Transekte	Proben gesamt	Referenz	Sammel- methode
Traun bei Pucking	07.08.2008	6	34	nein	Airlift / Greifer
Erlauf bei Erlauf	02.09.2008	4	24	ja	Airlift
Mur bei Spielfeld	06.11.2008	5	30	ja	Airlift
Mährische Thaya bei Unterpertholz	26.06.- 03.07.2008	5	29	ja	Handnetz
Leitha bei Gattendorf	11.06.2008	5	21	ja	Greifer / Handnetz
Kamp Diethartsmühle	27.04.2000 / 25.7.2000	4	8	ja	MHS
Naarn uh. Aschermühle	28.04.2000 / 25.7.2000	3	6	ja	MHS
Waldaist Pfahlmühle	28.04.2000 / 26.7.2000	5	8	ja	MHS
Donau Abwinden-Asten	22.-24.5.2006	6	80	nein	Airlift

3.2 Probennahme (Untersuchungsstellen 2008)

Air-Lift-Sampler

Bei dem in vorliegender Studie verwendeten Air-Lift-Sampler handelt es sich um einen modifizierten Air-Lift-Sampler nach PEHOFFER (1998).

Der Air-Lift-Sampler besteht aus Aluminium bzw. Nirosta und setzt sich aus drei Hauptkomponenten zusammen: Sammelzylinder, Steigrohr und Auffangnetz.

Der Sammelzylinder (Abbildung 2, a) besitzt einen Durchmesser von 23 cm und eine Höhe von 40 cm. Die maximale Eindringtiefe ist durch die Höhe des Sammelzylinders mit 40 cm genau auf diese Tiefe beschränkt. Somit besitzt der Air-Lift-Sampler eine Sammelfläche von $0,04155 \text{ m}^2$. Um ein gutes Eindringen in das Sediment zu ermöglichen, ist der Sammelzylinder am unteren Ende mit scharfkantigen Zacken versehen, die sich durch seitliche Drehbewegungen ins Sediment graben. Der Sammelzylinder ist über ein Saugrohr mit dem Auffangnetz verbunden. Die Druckluft wird in den Sammelzylinder über ein Druckschlauchkoppelstück (Abbildung 2, e) eingespeist. Das Saugrohr (Abbildung 2, b) besitzt einen inneren Durchmesser von 10 cm und standardmäßig eine Länge von 50 cm. Durch Verlängerungsstücke ist eine Länge von 12 m erreichbar.

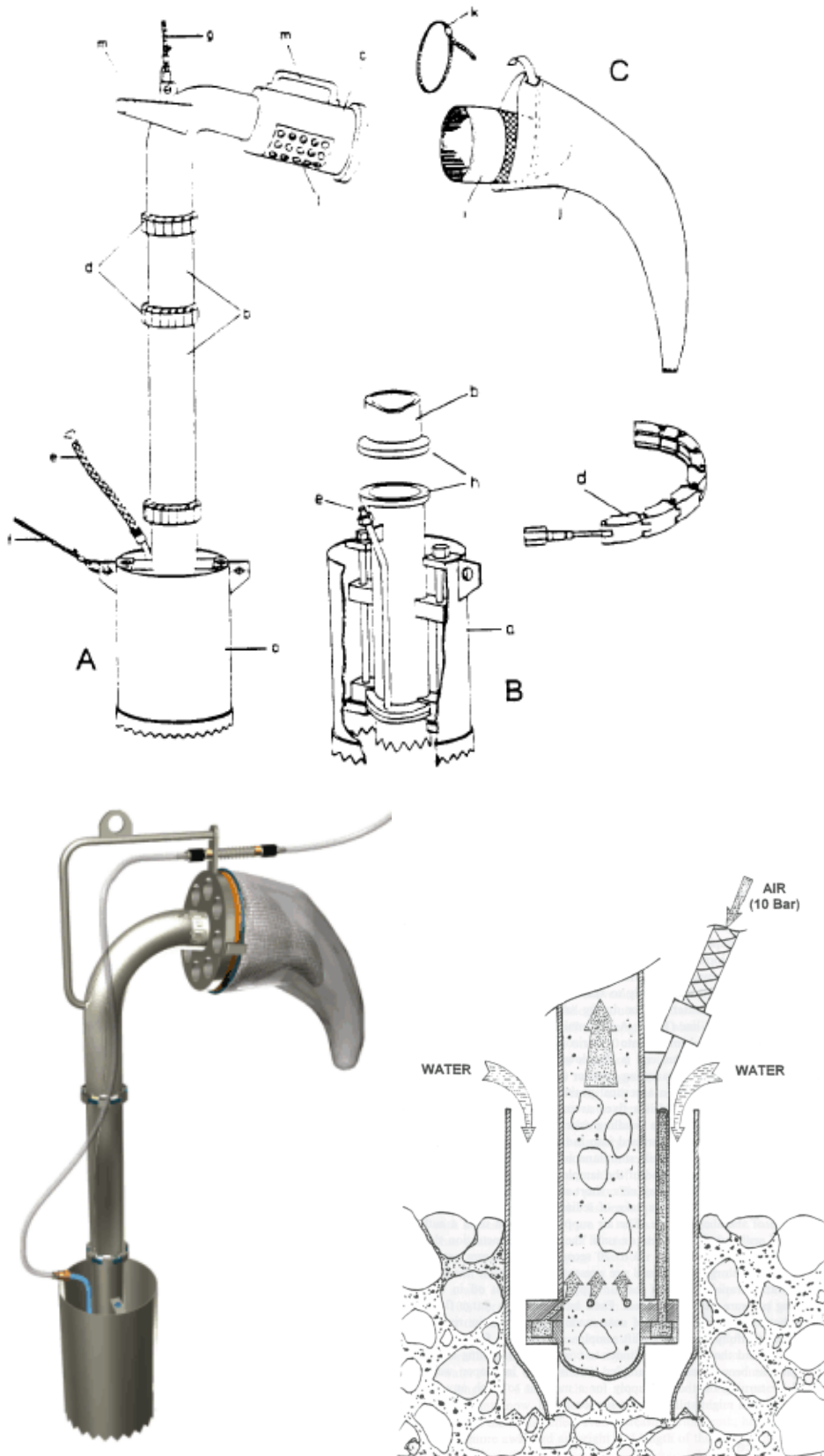


Abb. 2: Air-Lift-Sampler nach PEHOFFER (1998)

Das oberste Rohrstück wird als Ablassrohr (Abbildung 2, c) verwendet. An diesem Endstück sind noch Überdrucklöcher vorgesehen, welche mit einem Stahlnetz von 100 µm Maschenweite (Abbildung 2, l) versehen sind. An diesem Ablassrohr ist die Haltevorrichtung für das Auffangnetz (Abbildung 2, C) montiert.

Das Auffangnetz besteht aus zwei verschiedenen Teilen, einem äußeren und einem inneren Netz. Das äußere Netz (Abbildung 2, j) besitzt eine Maschenweite von 500 µm und beherbergt das innere Netz (Abbildung 2, i) mit einer Maschenweite von 1 cm. Das innere Netz dient zum Auffangen von größeren Steinen, damit diese nicht das äußere, feine Auffangnetz beschädigen.

Um den Air-Lift-Sampler in der vertikalen Ebene bewegen zu können, besitzt das Ablassrohr eine Haltevorrichtung (Abbildung 2, g), an der das Stahlseil der Seilwinde befestigt wird.

Zum Betreiben des Air-Lift-Samplers (Fördern des Sediments) ist ein Luftkompressor mit einem mindestens 100 Liter umfassenden Tank nötig. Der Arbeitsdruck liegt bei 10 Bar und darf nicht unter einem Druckwert von 7 Bar fallen. Ebenfalls wird eine elektrische Seilwinde, montiert auf einem ausreichend hohem Auslegearm, benötigt, da diese Seilwinde den Air-Lift-Sampler bis zum Sedimenthorizont versenkt und wieder empor hievt. Die Höhe des Auslegearmes muss mindestens einen halben Meter größer sein als die maximale Länge des Air-Lift-Samplers. Um den Luftkompressor und die elektrische Seilwinde zu betreiben, ist ein Stromaggregat mit mindestens 4,3 kW nötig. Da noch mindestens drei Personen zur Bedienung des Air-Lift-Samplers unumgänglich sind und ein umfangreiches Equipment mit dazugehörigem Werkzeug benötigt wird, muss auch eine dementsprechende Arbeitsplattform mit ausreichender Arbeitsfläche und Tragkraft vorhanden sein. Diese kann durch eigene Antriebskraft bewegt werden oder an einem Schleppkahn befestigt sein.

Dieser Air-Lift-Sampler ermöglicht Sedimentprobenentnahmen bis zu einer Tiefe von 12 m und bei Fließgeschwindigkeiten <2 m/s (Erfahrungswert Joint Danube Survey 2). Mit diesem Probenentnahmegesetz wurden bereits Sedimente gehoben die eine Fraktionsgröße bis zu 56 mm und ein Gewicht von 750g hatten (PEHOFFER, 1998). Die maximale Fraktionsgröße ist nur durch den inneren Durchmesser des Förderrohres mit 10 cm bemessen. Kleinstfraktionen sind durch die Maschenweite des Auffangnetzes mit 500 µm beschränkt.

Alle entnommenen MZB-Proben wurden vor Ort geschlämmt (d.h. grobes Sediment zur Reduktion des Probenumfangs kontrolliert entfernt), in Weithalsflaschen aus Plastik gefüllt und mit Formaldehyd auf 4% Endkonzentration fixiert. Die weitere Bearbeitung erfolgte im Labor.

Die Probenentnahme für vorliegende Untersuchung wurde in Zusammenarbeit mit einem Team der Firma UWITEC durchgeführt.

3.2.1 Van Veen Greifer

Der Van Veen-Greifer (Abbildung 3) zählt zur Gruppe der „Schlammgreifer“. Dieses Gerät ist ein (semi-)quantitatives Beprobungsgerät von Sedimenten. Das Einsatzgebiet dieses Greifers beläuft sich auf strömungsberuhigte Gewässer mit sehr variablen Einsatzstiefen. Der Van Veen Greifer kann vor allem im Schlamm und Schlick eingesetzt werden.

Der Van Veen Greifer (Abbildung 3) besteht aus rostfreiem Stahl. Da er ein Eigengewicht an die 5-8 kg besitzt, werden im Normalfall keine weiteren Gewichte zum Absenken und Eindringen in das Sediment benötigt. So wie bei allen anderen handelsüblichen Greifern besteht die Hauptkomponente aus den Greifer-Backen bzw. Baggerschaufeln (A). Die Breite des Van Veen Greifers beläuft sich auf 21,5 cm. Die besammelte Fläche entspricht $0,05 \text{ m}^2$.



Abb. 3: Van Veen Greifer



Abb. 4: Verriegelung durch umgelegte Haken

Die Auslegearme (B) sind in einem Winkel von 60 Grad fest mit den Greifer-Backen verschweißt. An diesen beiden Auslegearmen befindet sich am oberen Ende jeweils eine Öse an der ein Stahlseil zur Verbindung der Auslegearme befestigt ist. Das Stahlseil ist in der Mitte seiner Länge über eine Schlaufe mit dem Absenkseil verbunden. Diese Stahlseilverbindung ist genau austariert, damit sich die Greifer-Backen symmetrisch verschließen und sich der Van Veen Greifer im Lot befindet.

Jede Greifer-Backe ist mit einer Klappe (F) und einem in der Klappe integrierten Ventil (G) ausgestattet. Beim Absenkvorgang kann durch die geöffneten Ventile Wasser strömen, was ein rascheres Absenken ermöglicht. Eine weitere Aufgabe der Ventile und Klappen beim Absenkvorgang des Van Veen Greifers liegt darin, keine Luft in den Backen einzuschließen und auch kein Wasser zu stauen, wodurch die Aufwirbelung des Sedimentes innerhalb des

Greifers vermieden wird.

Vor dem Absenken muss der Van Veen Greifer in die richtige Betriebsposition gebracht werden. Dabei werden die beiden Greifer-Backen mittels der Auslegearme auseinander gezogen. In dieser Position wird der Verriegelhaken (E) umgelegt (Abbildung 4). Sobald der Van Veen Greifer verriegelt ist, muss das Stahlseil unter ständigem Zug stehen, um die Verriegelung nicht zu lösen. In dieser Position wird der Van Veen Greifer gleichmäßig und langsam abgesenkt.

Sobald die Greifer-Backen den Boden berühren und sich in das Sediment graben, löst sich der Haken durch den Verlust der Zugspannung am Stahlseil aus seiner Verriegelungsposition. Die Eindringtiefe ist abhängig vom Gewicht der Greifers und der Absenkgeschwindigkeit und liegt zwischen 5 cm und 12 cm.

Sobald wieder am Zugseil gezogen wird, schließen sich die Greifer-Backen durch die Hebelkraft der beiden Auslegearme. Der Umfang der entnommenen Proben hängt davon ab wie dicht das Bodensubstrat an der zu beprobenden Stelle ist. Bei hohen Substratdichten kann der Greifer mit Zusatzgewichten beschwert werden.

In jedem Stau der Porbenserie 2008 wurden mehrere Transekte in unterschiedlichen Abständen zur Staumauer beprobt. In der Regel wurden 6 Transekte mit jeweils 6 Einzelproben entnommen, welche gleichmäßig auf den Flussquerschnitt aufgeteilt wurden. Wassertiefe, Choriotoptyp und geschätzte Strömungsgeschwindigkeit wurden in einem Protokoll vermerkt.

Das gesammelte Probenmaterial wurde durch ein Netz (100µm Maschenweite) geschlämmt, mit Formaldehyd (4%) fixiert und für die weitere Bearbeitung im Labor der Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement in Wien gelagert. Nach einer Aushärtungszeit von mindestens 2 Wochen wurden alle benthischen Evertibraten aus den Proben aussortiert und zuerst auf Niveau der Screening-Taxaliste bestimmt. Ausgewählte Proben (siehe Ergebnisse) wurde für die Analyse der detaillierten MZB-Methode auf Artniveau gemäß Leitfaden (OFENBÖCK et al. 2010) bestimmt.

3.2.2 Bewertung des ökologischen Zustandes

Screening-Methode

Die Auswertung der Makrozoobenthosdaten erfolgte nach der Screening-Methode und folgte dem Leitfaden des BMLFUW (OFENBÖCK et al. 2010). Diese orientierende Abschätzung des ökologischen Zustandes basiert auf den beiden Bewertungsschienen „Screening – Allgemeine Belastung“ und „Screening – Organische Belastung“ (Abbildung 5).

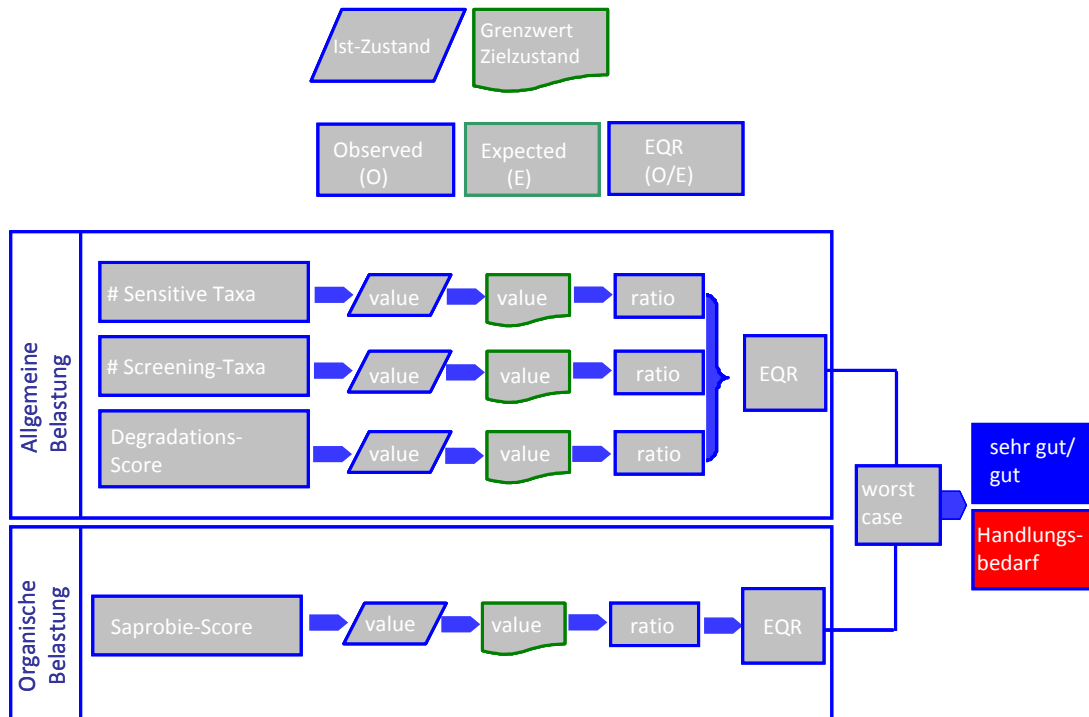


Abb. 5: Flussdiagramm zur Vorgangsweise der orientierenden Bewertung nach der Screening-Methode

Die zusammenfassende Aussage, ob ein Gewässerabschnitt das Qualitätsziel (sehr gute ökologische Zustandsklasse oder gute ökologische Zustandsklasse) erreicht hat oder ob Handlungsbedarf (schlechter als gute ökologische Zustandsklasse) gegeben ist, wird in einem „worst-case“ Szenario der beiden Bewertungsschienen festgelegt.

Die Screening-Methode ist auf die Einzelproben der Air-Lift-Probennahme oder des Greifers nicht direkt anwendbar, da die Grenzwerte für die ökologische Zustandsbewertung für eine „Probennahme nach MHS-Prinzip“ (also etwa 20 mit dem Handnetz genommenen Einzelproben) geeicht wurden. Nur der Saprobiescore ist als gewichteter Mittelwert von der Probengröße mehr oder weniger unabhängig. Die anderen drei Kennwerte der Screening-Methode (Anzahl der Screening-Taxa, Anzahl der Sensitiven Taxa und Degradations-Score) zeigen dagegen eine gewisse Abhängigkeit von der Probengröße. Sie werden daher nur zum unmittelbaren Vergleich der Einzelproben herangezogen, liefern aber keine direkte Aussage über den ökologischen Zustand an der jeweiligen Probenstelle. Die ökologische Zustandsklasse wird jeweils nur für ganze Transekte errechnet, indem die Einzelproben gepoolt werden.

Taxazahlen steigen zunächst mit steigender Probenanzahl stark an und verlaufen im Weiteren immer flacher bis schließlich eine Sättigung erreicht wird. Die Funktion der Beziehung zwischen Fläche und Taxazahl wird für jeden Transekt empirisch mit Hilfe der Jackknife Methode ermittelt.

Jackknife gehört wie Bootstrap zu den Resampling-Verfahren. Darunter versteht man

computergestützte statistische Auswertungsmethoden, welche insbesondere dann herangezogen werden, wenn die Wahrscheinlichkeitsverteilung einer Stichprobenfunktion oder Teststatistik nicht (mit vertretbarem Aufwand) bestimmt werden kann. Um auch in diesen Situationen Vertrauensintervalle angeben und statistische Tests durchführen zu können, werden auf der Grundlage der vorhandenen Daten mit Hilfe von Simulationsverfahren große Anzahlen von (Pseudo-Zufalls-) Datensätzen erzeugt (re-sampling). Diese werden verwendet, um die Verteilung der Stichprobenfunktion, insbesondere deren Streuungsparameter zu schätzen.

Für die vorliegenden Proben wurden mit Hilfe der Jackknife Methode alle möglichen Kombinationen von Teilproben für alle möglichen Stichproben gezogen. Bei einem Transekt mit sechs Probepunkten sind dies:

- 6 Einzelproben
- 15 aus 2 gepoolten Proben
- 20 aus 3 gepoolten Proben
- 15 aus 4 gepoolten Proben

Von jeder Teilprobe wird die Taxazahl ermittelt. In weiterer Folge werden die mittleren Taxazahlen aller 1er Teilproben, 2er Teilproben usw. ermittelt und gegen die Teilprobengröße aufgetragen.

Nun wird eine Trendlinie angepasst und mit deren Hilfe der Erwartungswert für eine Probe aus 20 Einzelproben extrapoliert. Die Vorgangsweise wird im Folgenden anhand eines Beispiels gezeigt:

Taxazahl des Transektes A der Mur:

Die Taxazahlen der 6 Einzelproben waren:

12 12 15 20 20 23

Mittels Jackknife Methode werden jeweils unterschiedlich viele Proben gepoolt.

Es gibt:

- 15 Möglichkeiten 2 Proben zu poolen,*
- 20 Möglichkeiten 3 Proben zu poolen*
- 15 Möglichkeiten 4 Proben zu poolen und*

Beim Transekt A der Mur ergaben sich Taxazahlen bei 2 gepoolten Proben:

15 17 17 20 21 21 24 24 24 25 26 26 28 30 30

bei 3 gepoolten Proben:

19 21 21 22 25 26 26 27 28 28 28 29 29 30 30 31 31 31 32 34

bei 4 gepoolten Proben:

22 27 29 29 29 30 30 31 31 32 32 33 34 34 35

und bei 5 gepoolten Proben:

30 31 33 34 35 35

Werden alle sechs Proben gepoolt, ergibt sich die Taxazahl 35.

Nun werden die Mediane der Pools gebildet und gegen die Anzahl der Einzelproben aufgetragen (Abbildung 5).

Es wird eine logarithmische Trendlinie, die dem Verlauf sehr gut entspricht ($R^2=0,9992$), angelegt. Mittels der Formel der Trendlinie kann auf beliebige Stichprobengrößen hochgerechnet werden.

Für einen Pool von 20 Einzelproben ergibt sich im Transekt A der Mur der Wert 47.

Für manche Gewässertypen gibt es bei der Screening-Methode für einzelne Parameter (z.B. Gesamt-Taxazahl) keine Grenzwerte. In diesen Fällen ist in den Ergebnistabellen der Vermerk „nicht relevant“ angeführt.

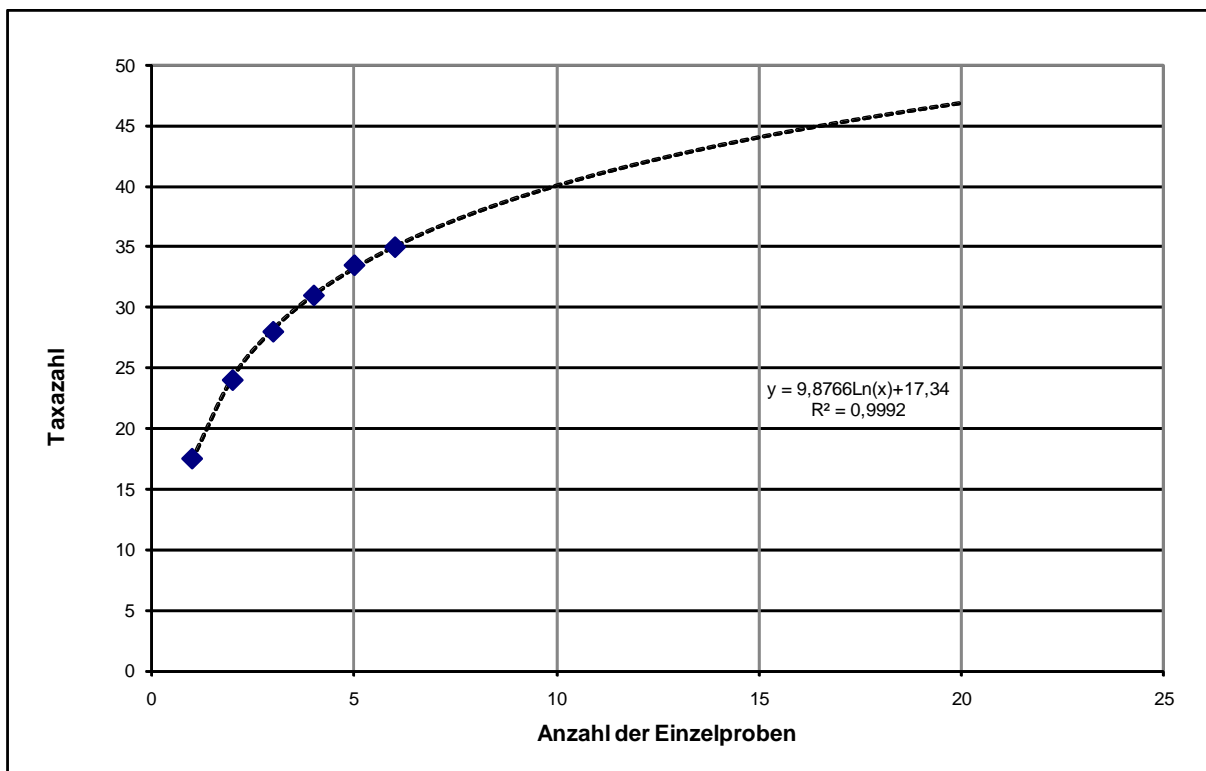


Abb. 6: Abhängigkeit der Taxazahl vom Probenumfang am Beispiel des Transekts A an der Mur im Stauraum Spielfeld. Die Rauten kennzeichnen die Mediane der Pools, die unterbrochene Kurve die Trendlinie.

Auswertung nach detaillierter MZB-Methode

Um die Ergebnisse der Zustandsbestimmung nach der Screening-Methode abzusichern und einen Vergleich beider Methoden zu ermöglichen, wurden die Proben des Traunstaus bei Pucking und des Murstaus bei Spielfeld auch einer Vollanalyse unterzogen. Die

Organismen aus den Einzelproben wurden auf das Artniveau bestimmt und im Sinne einer MHS Probe ausgewertet.

Für die Beprobung nicht wasserbarer Flussabschnitte gibt es derzeit kein verbindliches Verfahren. Als Stand der Technik werden in diversen UVP-Verfahren an der Donau (z.B. KW Freudenau) sogenannte Transekt-Designs verwendet. Diese beinhalten die Entnahme mehrerer Parallelproben entlang eines Flussquerschnittes. In Anlehnung an diese Vorgehensweise wurden für die Vollausswertung an Traun und Mur je sechs Parallelproben pro Transekt gepoolt und gemeinsam ausgewertet.

Methodik AQEM-Probenserie

Im Falle der AQEM – Proben waren die Untersuchungsstellen bis auf kurze Abschnitte vor der Staumauer generell wasserbar. Es liegen hier jeweils mehrere MHS-Proben aus dem Längsverlauf der untersuchten Staubeiche sowie jeweils eine Referenzprobe aus der freien Fließstrecke oberhalb der Stauhaltung vor. Die Auswahl der Probenstellen folgte einem vorgegebenen Schema, welches Parameter wie Substratverteilung und Strömungsgeschwindigkeit berücksichtigte (MOOG & STUBAUER, 2004). An allen Stellen wurde daher eine Vielzahl von Milieufaktoren erhoben, die teilweise für die vorliegende Auswertung verwendet wurden. Jede Untersuchungsstelle wurde in zwei unterschiedlichen Jahreszeiten (Frühjahr, Sommer) beprobt. Die habitatgewichtete MHS-Beprobung folgte dem AQEM Manual (AQEM CONSORTIUM, 2002) und entspricht den Vorgaben der Arbeitsanweisung des BMLFUW (OFENBÖCK et al. 2010).

Im Rahmen des AQEM-Projekts wurde unter anderem die Auswirkung des Stressors Stau näher untersucht. Bei der Auswahl der Probenstellen im Längsverlauf des Staus wurde dabei die Lage der Probenstellen auf Basis genau definierter Kriterien (Abweichung vom Referenzzustand) festgelegt. Berücksichtigt wurden etwa Strömungsgeschwindigkeit, Substratzusammensetzung, Uferstrukturen, sowie die Breiten- und Tiefenvarianzen. Diese Parameter sind für alle Untersuchungsstellen dokumentiert. In jedem Untersuchungsabschnitt wurde eine Referenzstelle und jeweils 3-4 Stellen im Staubeich ausgewählt. Die Stellen wurden so gewählt, dass diese aufgrund der oben genannten Parameter voraussichtlich in eine bestimmte ökologische Zustandsklasse fallen sollten. Im Falle der Waldaist sollten dabei alle Zustandsklassen abgedeckt werden, bei Naarn und Kamp nur die Zustandsklassen sehr gut, gut und mäßig.

Alle Stellen liegen in der Bioregion Granit- und Gneishochland der Böhmisches Masse“. In allen Fällen wurden MHS-Proben genommen, welche vollständig ausgewertet wurden. Daher ist in diesen Fällen auch eine Auswertung nach der detaillierten MZB-Methode möglich.

3.2.3 Datenspeicherung und Auswertung

Die Datenspeicherung und Auswertung erfolgte mit der Software ECOPROF 3.1, die Jackknife Berechnungen wurden in MS Excel durchgeführt.

3.2.4 Reliabilitätstest und Fehlerabschätzung

Für die Abschätzung der Zuverlässigkeit und Stabilität der Screening-Methode zur Bewertung von Stauen wurde ein Reliabilitätstest mit den Ergebnissen der detaillierten MZB-Methode durchgeführt. Für diese Analysen wurde die vereinfachte Theorie aufgestellt, dass die detaillierte Methode die „Wirklichkeit“ der ökologischen Zustandssituation abbildet.

Die Reliabilität (Zuverlässigkeit) ist ein Maß für die Güte der Methode, die zur Messung einer bestimmten Variablen eingesetzt wird. Die meistverwendete statistische Methode zur Auswertung zweier verbundener kategorialer Stichproben ist der Cohens Kappa-Koeffizient (COHEN 1960, BORTZ & LIENERT 2003, GROUVEN et al. 2007a, 2007b). Dabei kann es sich um die zweifache Bewertung eines Beurteilers handeln oder um die jeweils einfache Bewertung zweier verschiedener Beurteiler. Kappa quantifiziert in beiden Fällen den Grad der Übereinstimmung. Der Grad der Übereinstimmung lässt sich wie folgt bewerten:

$\kappa \leq 0,1$	keine Übereinstimmung
$0,1 < \kappa \leq 0,4$	schwache Übereinstimmung
$0,4 < \kappa \leq 0,6$	deutliche Übereinstimmung
$0,6 < \kappa \leq 0,8$	starke Übereinstimmung
$0,8 < \kappa \leq 1$ (fast)	vollständige Übereinstimmung

Zusätzlich wurde auch eine Analyse der Fehlerwahrscheinlichkeit der Screening-Methode erhoben. Grundsätzlich werden bei der Abschätzung, ob eine Gewässerstrecke nach der Screening-Methode das Qualitätsziel erreicht oder nicht, zwei Fehlertypen unterschieden:

Fehler 1. Art – Untersuchungsstelle wird zu gut eingeschätzt. Die nach der detaillierten MZB-Methode durchgeführte Bewertung ergibt „Handlungsbedarf“, bzw. „guter ökologischer Zustand“ während die Analyse nach der Screening-Methode zu dem Ergebnis „kein Handlungsbedarf“, bzw. „sehr guter ökologischer Zustand“ führt.

Fehler 2. Art - Untersuchungsstelle wird zu schlecht eingeschätzt. Die nach bestem Stand der Wissenschaften durchgeführte Bewertung ergibt „kein Handlungsbedarf“, bzw. „sehr guter ökologischer Zustand“ während die Analyse der Screening-Methode zu dem Ergebnis „Handlungsbedarf“ bzw. „guter ökologischer Zustand“ führt.

Die Fehlerabschätzung wird graphisch in Form von Histogrammen dargestellt.

3.3 Untersuchungsstellen

3.3.1 Untersuchungsstellen aus der Probenserie 2008

Traun bei Pucking

An der Traun wurde der Stau des Kraftwerkes Pucking beprobt, welcher mit einer Länge von etwa 10 km den längsten und tiefsten Traunstau repräsentiert. Das Wehr liegt ca. 14 km flussauf der Mündung in die Donau (Flusskilometer 14,2). Die Traun wird im Untersuchungsabschnitt der Bioregion „Große Alpine Flüsse“ zugeordnet. Im Längsverlauf des Staus wurden sechs Transekte ausgewählt (Abbildung 7). Der unterste Transekt (Transekt F) befindet sich ca. 200 m oberhalb des Wehres (km 14,4). Die weiteren Transekte wurden in Schritten von jeweils 2 km flussauf angesetzt. Beim Transekt F wurden vier Einzelproben mittels Greifer und beim Transekt E (km 16,4) sechs Greiferproben genommen. Alle anderen Stellen wurden mittels Airlift-Sampler beprobt.

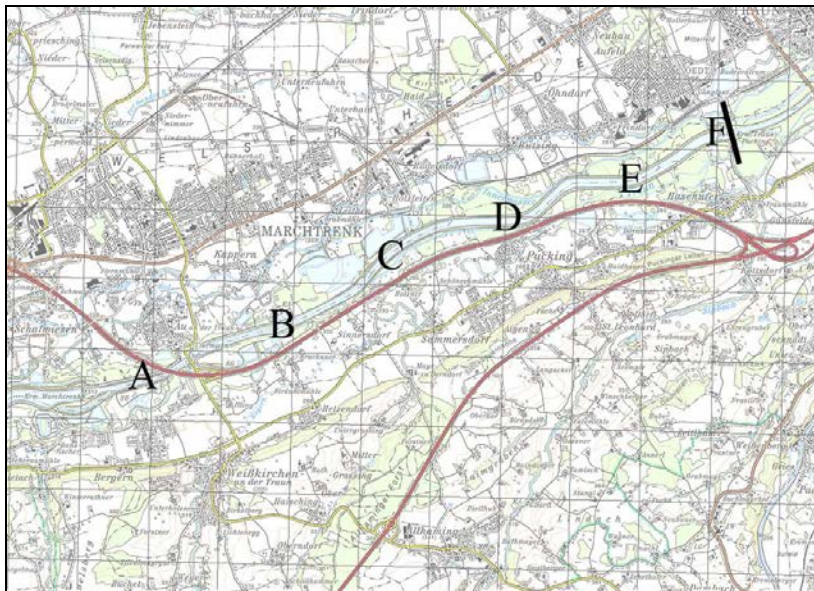


Abb. 7: Untersuchungsstellen an der Traun im Stau Pucking, der Balken kennzeichnet die Lage der Staumauer

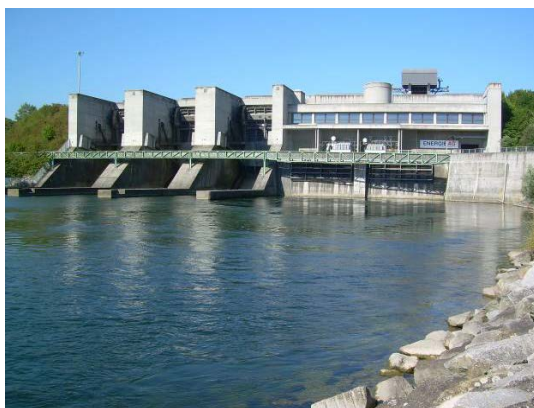


Abb. 8: Beprobung der Traun im Rückstau des KW Pucking (linkes Bild: Beginn des Staus unterhalb des KW Marchtrenk; rechts: Airlift-Probenahme im Transekt C).

Erlauf bei Erlauf

Die Erlauf bei Erlauf liegt in der Bioregion „Bayerisch-österreichisches Alpenvorland“. Beprobte wurde der Rückstaubereich des Kraftwerkes bei Oftring. Das sogenannte Brunner Wehr liegt ca. 2,2 km flussauf der Mündung in die Donau und der Rückstau hat eine Länge von etwa 800 m. Etwa 450 m oberhalb des Wehres mündet rechtsufrig der Werkskanal des flussauf gelegenen Kraftwerkes ein.

Im Abschnitt zwischen dem Wehr und der Mündung des Werkskanales wurden drei Transekte mit je sechs Einzelproben mittels Airlift beprobt. Die Transekte lagen 25 m, 200 m und 400 m oberhalb des Wehres. Ein vierter Transekt mit sechs Airliftproben wurde etwa 600 m oberhalb des Wehres genommen. Dieser Transekt liegt noch im Restwasser des oberhalb liegenden Kraftwerkes in Erlauf, dessen Werkskanal zwischen Transekt C und D einmündet. Zusätzlich wurde eine MHS-Probe (ca 1,5 km oberhalb des Wehres) in der Restwasserstrecke des oberhalb liegenden Kraftwerkes beprobt, um den ökologischen Zustand oberhalb des Stauabschnittes zu dokumentieren

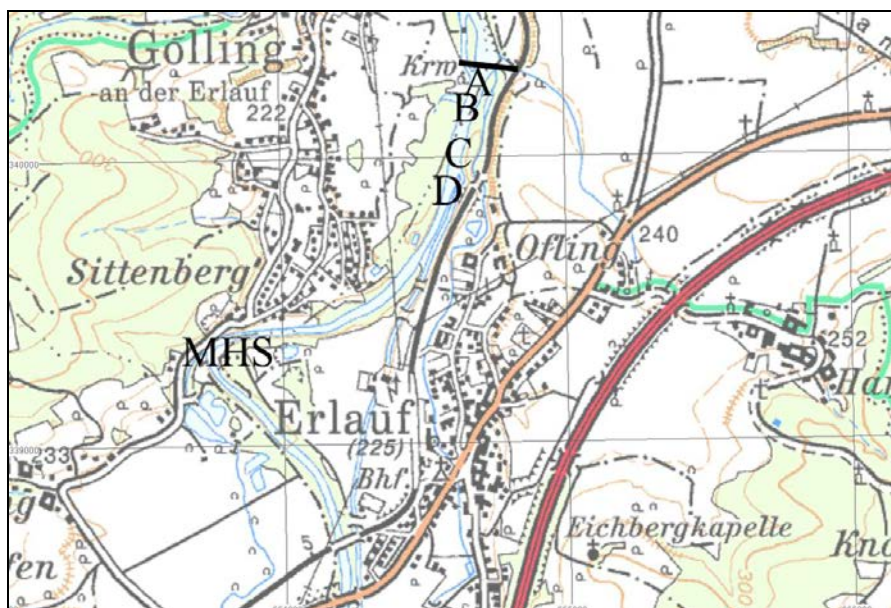


Abb. 9: Lage der Untersuchungsstellen an der Erlauf bei Erlauf



Abb. 10: Wehr und Rückstaubereich des Brunner Wehres an der Erlauf

Mur bei Spielfeld

Die Mur zählt im Untersuchungsabschnitt zur Bioregion „Große alpine Flüsse“. Der Stau Spielfeld liegt oberhalb von Spielfeld in der Südsteiermark und erreicht eine Länge von etwa 3 km. Im Längsprofil des Staus wurden fünf Transekte im Abstand von 100 m, 700 m, 1,5 km, 2,4 km und 3 km vom Kraftwerk beprobt. Die Probenahme erfolgte mittels Airlift, wobei jeweils 6 Proben pro Transekt genommen wurden. Zusätzlich wurde 30 km stromab des Wehres bei Bad Radkersburg eine zusätzliche Vergleichsstelle mittels MHS beprobt, um den ökologischen Zustand der Mur in einem frei fließenden Vergleichsabschnitt zu dokumentieren.

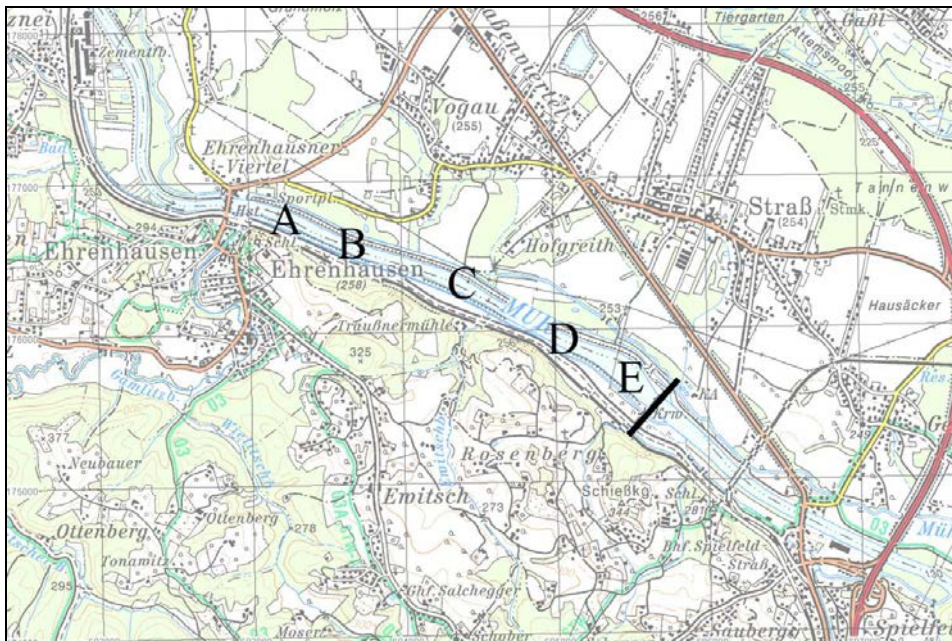


Abb. 11: Lage der Untersuchungsstellen an der Mur im Rückstaubereich des KW Spielfeld



Abb. 12: Rückstaubereich des KW Spielfeld

Mährische Thaya bei Unter-Pertholz

Die Mährische Thaya liegt im Untersuchungsabschnitt in der Bioregion „Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse“. Der untersuchte Stau bei Unter-Pertholz im nördlichen Niederösterreich ist etwa 300 m lang. Die Stauwurzel befindet sich direkt unter einer natürlichen Geländekante, die einen etwa 10 m langen Riffle-Abschnitt ausbildet. Oberhalb der Geländekante ist die Strömungsgeschwindigkeit auf einer Länge von etwa 500 m natürlicherweise herabgesetzt. Es wurden fünf Probenserien von jeweils sechs Einzelproben mit dem Handnetz sowie eine MHS Probe genommen. Zwei Probenserien wurden etwa 30 m oberhalb des Wehres im Stau genommen und zwar eine Serie in der Bachmitte im Mikrolithal und eine in Ufernähe im Pelal. Drei weitere Serien wurden im Bereich zwischen 250 m und 300 m oberhalb des Wehres genommen: eine ca. 290 m oberhalb im Psammal, eine ca. 270 m oberhalb im Mikrolithal und eine ca. 260 m oberhalb im Pelal. Die MHS Probe wurde ca. 1 km oberhalb der natürlichen Geländekante im schneller fließenden Abschnitt genommen.

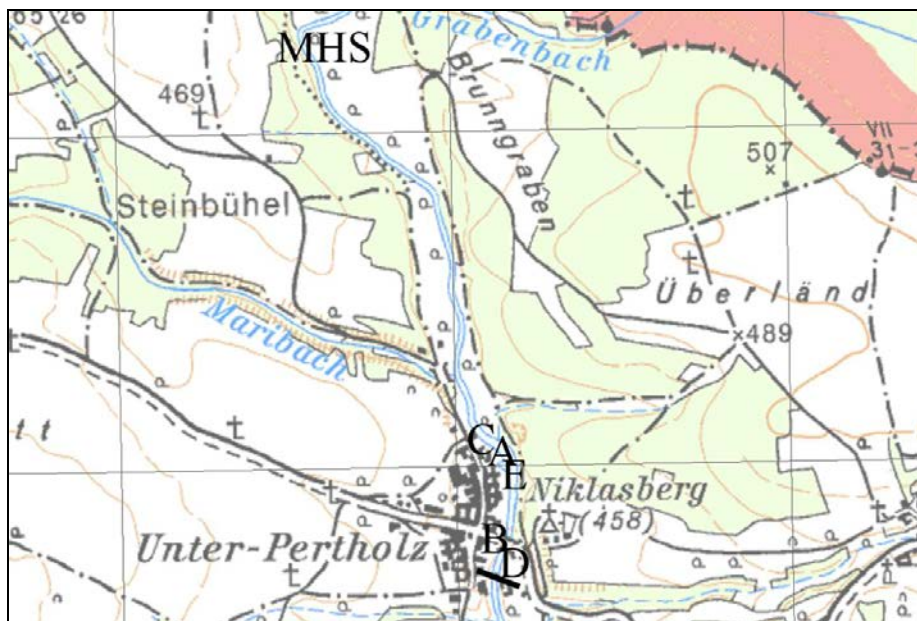


Abb. 13: Lage der Untersuchungsstellen an der Mährischen Thaya

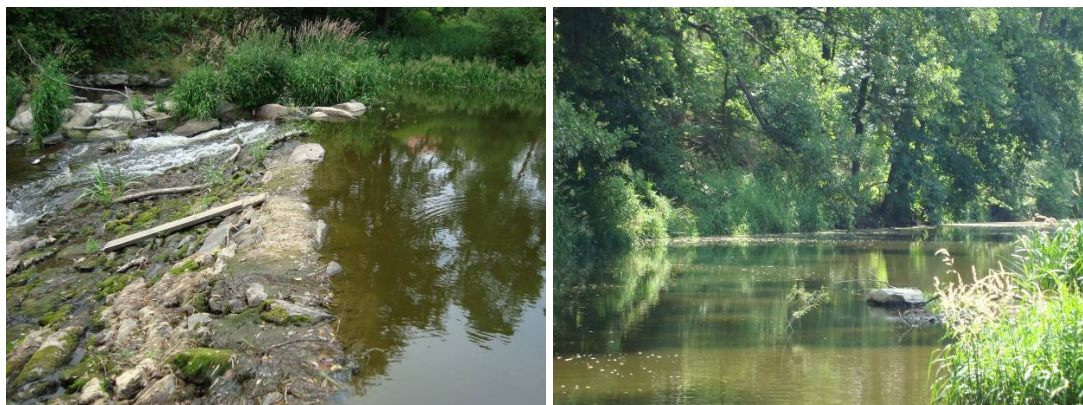


Abb. 14: Rückstaubereich des Wehres bei Niklasberg an der Mährischen Thaya

Leitha bei Gattendorf

Der Stau an der Leitha bei Gattendorf ist etwa 1,5 km lang und liegt in der Bioregion „Östliche Flach- und Hügelländer“. So wie bei der Mährischen Thaya weicht das Probennahmeschema von dem der Airliftbeprobungen ab. Das Gewässer wurde nicht streng nach Transekten beprobt, sondern auf Basis der Sedimentverteilung im Längsverlauf, mit dem Ziel, alle wesentlichen Substrate adequat abzudecken. Die Proben wurden hier großteils mittels Van Veen-Greifer genommen, an den leichter zugänglichen Stellen im Uferbereich wurden außerdem Beprobungen mittels MHS-Handnetz durchgeführt. Insgesamt wurden zwei Serien á 3 Proben im Pelal des Stauraumes 30 bzw. 60 m vor dem Wehr (Transekt E), eine Serie á 3 Proben im Übergang von Pelal zu Psammal etwa 150 m vor dem Wehr (Transekt D), eine Serie á 6 Proben im Mikro/Mesolithal (Transekt C), und eine Serie á 3 Proben im Uferpelal 650 m oberhalb des Wehres (Transekt B) und eine Dreierserie im Psammal oberhalb des Staues als Referenz beprobt (Transekt A). Zusätzlich wurde unterhalb des Wehres eine MHS Probe genommen.

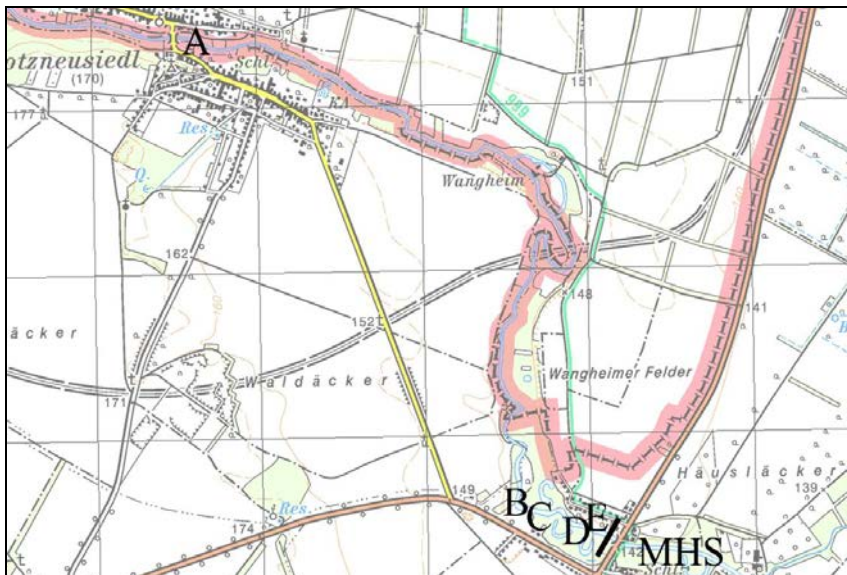


Abb. 15: Lage der Untersuchungsstellen an der Leitha bei Gattendorf



Abb. 16: Wehranlage und Rückstaubereich der Leitha bei Gattendorf

3.3.2 Untersuchungstellen aus dem AQEM-Projekt

Kamp Diethartsmühle

Der untersuchte Stau Diethartsmühle am Kamp liegt unterhalb der Ortschaft Ritterkamp (siehe Abbildung 17) im niederösterreichischen Waldviertel. Der gestaute Abschnitt ist etwa 500 m lang. Es wurden eine Referenzstelle oberhalb, sowie 3 MHS-Proben im Rückstaubereich genommen.

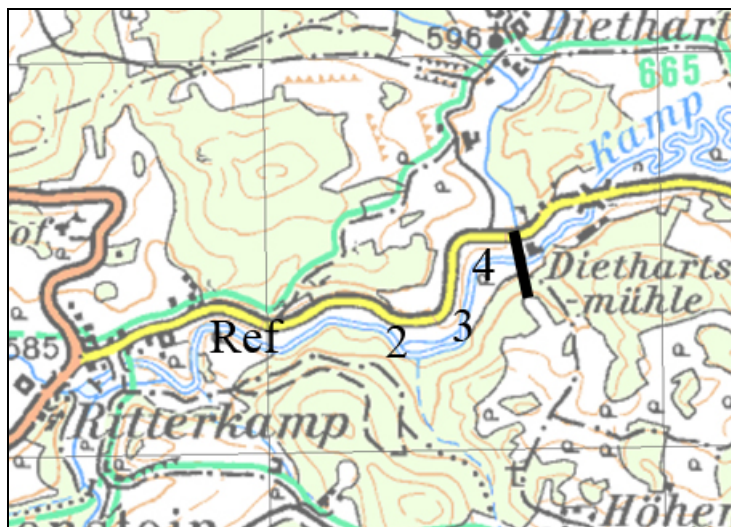


Abb. 17: Lage der Untersuchungsstellen am Kamp beim Stau Diethartsmühle

Naarn unterhalb Aschermühle

Der Staubereich unterhalb der Aschermühle liegt in der Nähe von Allerheiligen im Mühlkreis im oberösterreichischen Mühlviertel und ist etwa 500 m lang. Es wurden 2 MHS-Proben im Stau sowie eine MHS-Probe an der oberhalb liegenden Referenzstelle genommen.

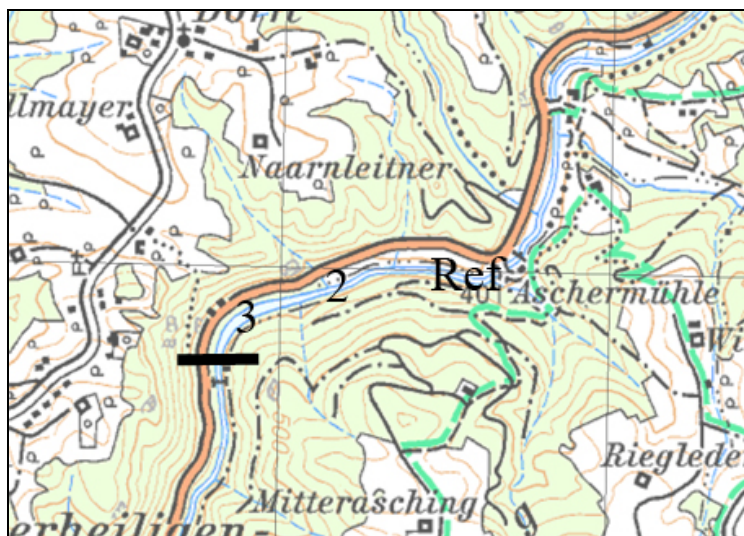


Abb. 18: Lage der Untersuchungsstellen an der Naarn im Stau unterhalb Aschermühle

Waldaist - Pfahnmühle

Der Untersuchungsabschnitt an der Waldaist im Mühlviertel liegt oberhalb der Straßenbrücke der B124 zwischen Tragwein und Pregarten. Der rückgestaute Bereich bei der Pfahnmühle ist ca. 500 m lang. Im untersuchten Abschnitt wurden eine Referenzstelle in der frei fließenden Strecke sowie 4 Stellen im Staubereich untersucht.



Abb. 19: Lage der Untersuchungsstellen beim Stau Pfahnmühle an der Waldaist

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Ergebnisse der Probenserie 2008

Traun bei Pucking

Substratverteilung und Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeit an der Oberfläche nimmt von maximal 0,45 m/s in der Stauwurzel kontinuierlich bis zum KW Pucking ab, wo eine Strömungsgeschwindigkeit von etwa 0,05 m/s festgestellt wurde (Abbildung 20).

Die Substratverteilung in den Einzelproben spiegelt die Fließgeschwindigkeiten recht gut wieder und ist in Abbildung 21 dargestellt. Im Unterwasser des oberhalb liegenden KW Marchtrenk dominieren Akal und Mikrolithal Fraktionen. Im Mittelteil des Staubereiches (km 4-8) wurden vorwiegend Mischsubstrate mit dominierend gröberen Sustratfraktionen (vorwiegend Mesolithal) gefunden. Aufgrund des verringerten Geschiebetriebs in der Kraftwerkskette sind diese Substrate durchgehend kolmatiert bzw. versandet. Eine deutliche Verschiebung hin zu feineren Substraten ist erst etwa 4 km oberhalb des Wehres festzustellen, wobei auf den letzten 2 Kilometern vor dem Wehr nur noch Pelal gefunden wurde. Im diesem Transekt wurde im Pelal auch ein sehr hoher Anteil an grobpartikulärem organischen Material (CPOM) festgestellt (vor allem kleine Äste, Zweige und Blätter).

Tran- sekt	Tiefe/Fließgeschwindigkeit					
	A km 24,2	3 m 0,4 m/s	3,6 m 0,4 m/s	3,7 m 0,45 m/s	3,8 m 0,45 m/s	3,7 m 0,4 m/s
B km 22,2	6,3 m 0,25 m/s	6,8 m 0,3 m/s	8 m 0,35 m/s	8 m 0,3 m/s	7,2 m 0,3 m/s	7,1 m 0,3 m/s
C km 20,2	9,1 m 0,2 m/s	9,1 m 0,2 m/s	9 m 0,2 m/s	8,3 m 0,25 m/s	9 m 0,25 m/s	8,5 m 0,2 m/s
D km 18,2	10,2 m 0,15 m/s	9 m 0,2 m/s	11 m 0,2 m/s	11,6 m 0,2 m/s	12,5 m 0,15 m/s	7,1 m 0,1 m/s
E km 16,2	7,2 m 0,1 m/s	8,3 m 0,1 m/s	10,5 m 0,1 m/s	12,5 m 0,15 m/s	13,7 m 0,1 m/s	14,1 m 0,1 m/s
F km 14,2	11 m 0,05 m/s	11 m 0,05 m/s	14 m 0,05 m/s	15 m 0,05 m/s	13 m 0,05 m/s	13 m 0,05 m/s

Abb. 20: Verteilung der Fließgeschwindigkeiten an den Airlift Probenstellen im Stau Pucking. Die Kilometerangaben folgen hier der Flusskilometrierung der Traun

Tran- sekt	Substrat					
A km 24,2	Akal/ Mikro	Akal/ Mikro	Akal/ Mikro	Akal/ Mikro	Akal/ Mikro	Akal/ Mikro
B km 22,2	Mikro /Akal	Akal/ Mikro	Meso/ Akal	Mikro/ FPOM	Akal/ Mikro	Akal/ Mikro
C km 20,2	Mes/ Mikro	Meso/ Mikro/ Akal	Mes/ Akal	Mikro/ Meso/ Akal	Mes/ Akal	Mes/ Akal
D km 18,2	CPOM/ Akal	CPOM	Meso/ Mikro/ Akal	Meso/ Mikro/ Akal	Meso/ Mikro/ Akal	Mes/ Akal
E km 16,2	Pelal/ (Psamm)	Pelal/ (Psamm)	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal
F km 14,2	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal

Abb. 21: Substratverteilung an den Airlift Probenstellen im Stau Pucking. Die Kilometerangaben folgen hier der Flusskilometrierung der Traun.

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der Screening-Methode

Der oberste Transekt (Transekt A) liegt in der Stauwurzel, etwa 1 km unterhalb des Kraftwerkes Marchtrenk. Hier ist laut der Screening-Methode noch der gute Zustand gegeben (Tabelle 4). Ab Transekt B (km 22,2) ergibt die Screening-Methode jedoch bereits Handlungsbedarf. Während der Saprobiescore und die Anzahl der Sensitiven Taxa noch einen guten Zustand indizieren, verfehlt der Degradations-Score bereits den Grenzwert. Dasselbe Bild ergibt sich auch im nächsten Transekt C etwa 2 km flussab. Ab Transekt D (km 18,4) liegt auch bereits die Anzahl der Sensitiven Taxa unter dem Grenzwert zum guten Zustand. Beim Transekt E (km 16,2) reagiert auch der Saprobiescore. Ab hier indizieren alle Module eindeutig Handlungsbedarf (HB).

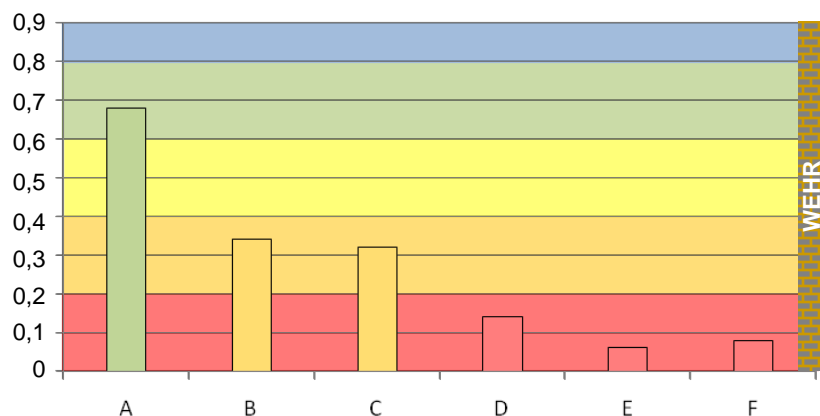
Somit verfehlt der Stau mit Ausnahme der Stauwurzel den guten Zustand auf seiner gesamten Länge. Bei einer Länge von etwa 10 km ist auf mindestens 8 km Länge (80 % des Staues) Handlungsbedarf gegeben.

Tab. 4: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach Screening-Methode. Die Kilometerangaben folgen hier der Flusskilometrierung der Traun.

Transekt	Bewertung				
	Screening-Taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-Score	Degradations-Score	Gesamt
A (km 24,2)	nicht relevant	gut	gut	gut	gut
B (km 22,2)	nicht relevant	gut	gut	HB	HB
C (km 20,2)	nicht relevant	gut	gut	HB	HB
D (km 18,2)	nicht relevant	HB	gut	HB	HB
E (km 16,2)	nicht relevant	HB	HB	HB	HB
F (km 14,2)	nicht relevant	HB	HB	HB	HB

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der detaillierten MZB-Methode

MMI



SI (Zelinka & Marvan)	2,18	2,21	2,14	2,26	2,9	2,72
Ökologischer Zustand (Detaillierte MZB-Methode)	gut	un-befriedigend	un-befriedigend	schlecht	schlecht	schlecht
Abiotische Daten						
	Stauwurzel	Stau			vor Wehr	
dominierendes Substrat	Mesolithal/Mikrolithal/Akal			Pelal/Psammal	Pelal	
mittl. Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,4	0,3	0,2	0,16	0,11	0,05
mittl. Tiefe [m]	3,6	5,6	8,8	10,2	10,1	12,8
Entfernung von Wehranlage [m]	10.000	8.000	6.000	4.000	2.000	200
Metrics						
EPT-Taxa	23	11	10	4	0	1
% EPT-Taxa	29,89	18,97	21,28	7,69	0,00	5,00
Litoral & Profundal	3,51	2,61	2,13	1,18	1,19	0,86
Degradationsindex	44,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Abb. 22: Ergebnisse der detaillierten MZB-Methode des Staues bei Pucking inkl. ausgewählter Umweltfaktoren sowie graphische Darstellung des MMI

Die Auswertung nach der detaillierten MZB-Methode (Abbildung 22) bestätigt die Ergebnisse der Screening-Methode. Transekt A wird als „gut“ ausgewiesen, Transekte B, und C als „unbefriedigend“ und D, E und F als „schlecht“. Entscheidend für die Einstufungen ist der zur

Anwendung gekommene MMI 1, der die Degradation aufgrund der Stauhaltung anzeigt. Die Transekte A, B und C werden saprobiell noch der guten Zustandsklasse zugewiesen (siehe farbige Markierungen des SI).

Mur bei Spielfeld

Fließgeschwindigkeit und Substratverteilung

Im Stau Spielfeld nimmt die Fließgeschwindigkeit von der Stauwurzel mit maximal 0,4 m/s bis zum Kraftwerk kontinuierlich ab, wobei die Strömung vor dem Wehr auf maximal 0,1 m/s reduziert ist (Abbildung 23). Innerhalb der Transekte ist teilweise ebenfalls eine deutliche Zonierung erkennbar. Die ufernahen Bereiche weisen erwartungsgemäß geringere Strömungsgeschwindigkeit auf als die Flussmitte.

Die Substratverteilung ist wesentlich von der Fließgeschwindigkeit bestimmt, weicht aber in einigen Bereichen deutlich von der Erwartungshaltung ab (Abbildung 24). So findet man etwa bei höheren Fließgeschwindigkeiten stellenweise mehr Mikrolithal als Mesolithal.

Da der untersuchte Stau an der Mur Teil einer langen Staukette ist, wird der natürliche Substrattransport durch die Wehranlagen oberhalb stark beeinflusst und eingeschränkt. So finden sich bereits in den oberen beiden Transekten ungewöhnlich hohe Anteile an Mikrolithalfractionen, während das Mesolithal nur geringe Anteile aufweisen. Die Substrate sind vor allem im oberen Bereich des Staues stark kolmatiert.

Tran-sekt	Tiefe/Fließgeschwindigkeit					
A km 3	1,7 m 0,3 m/s	1,7 m 0,3 m/s	1,6 m 0,4 m/s	1,5 m 0,4 m/s	1,8 m 0,35 m/s	2 m 0,3 m/s
B km 2,4	3,2 m 0,1 m/s	3,4 m 0,15 m/s	3,6 m 0,2 m/s	3,6 m 0,2 m/s	3,5 m 0,1 m/s	3,5 m 0,1 m/s
C km 1,5	4,5 m 0,1 m/s	4,6 m 0,1 m/s	4,6 m 0,15 m/s	4,5 m 0,15 m/s	4,2 m 0,15 m/s	4 m 0,15 m/s
D km 0,7	4,8 m 0,1 m/s	4,8 m 0,15 m/s	4,7 m 0,15 m/s	4,6 m 0,15 m/s	4,7 m 0,1 m/s	4,6 m 0,05 m/s
E km 0,1	2,2 m 0,05 m/s	2,7 m 0,05 m/s	3,3 m 0,1 m/s	3,4 m 0,1 m/s	3,4 m 0,05 m/s	3,1 m 0,05 m/s

Abb. 23: Tiefen und Fließgeschwindigkeiten im Rückstaubereich des KW Spielfeld an der Mur. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Mit abnehmender Entfernung von der Wehranlage nehmen die feineren Substrate an Bedeutung zu (siehe Abbildung 24. Beim dritten Transekt, etwa 1,5 km vor der Staumauer,

überwiegen bereits die Akalanteile, während das Mesolithal nur noch in der Flussmitte vorgefunden wurde. Etwa 700 m vor dem Wehr wird die Akalfraktion fast vollständig von sandigen Substraten abgelöst. Größere Schlammauflagen findet man erst an der letzten Untersuchungsstelle, etwa 100 m vor der Staumauer. Diese bleiben aber auf das orographisch rechte Ufer beschränkt. Dominierend bleibt auch hier noch die Sandfraktion.

Tran-sekt	Substrat					
A km 3	Mikro	Akal/ Psammal	Mikro	Mikro (/Meso)	Mikro	Meso/ Psamm
B km 2,4	Mikro/Akal	Mikro	Meso/Mikro	Meso	Meso	Meso
C km 1,5	Akal	Akal/CPO M	Meso/Akal	Mikro/Akal	Mikro/Akal	Pelal
D km 0,7	Psammal	Psammal/ Akal	Psammal	Psammal	Akal/ CPOM	Akal
E km 0,1	Pelal/ Psammal	Pelal	CPOM/ Psammal	Psammal	Psammal	Akal/Mikro

Abb. 24: Sedimentverteilung im Rückstaubereich des KW Spielfeld an der Mur. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der Screening-Methode

Der oberste Transekt der Mur liegt in der Stauwurzel etwas unterhalb der Straßenbrücke bei Ehrenhausen. Die Abschätzung des ökologischen Zustandes auf Basis der Screening-Methode ergibt hier etwas überraschend den guten ökologischen Zustand (Tabelle 5). Die Scores sind sogar etwas besser als an der MHS Stelle unterhalb des Wehres. Auch im nächsten Transekt, 2,4 km vor dem Wehr ergibt sich noch knapp der gute Zustand. Die 3 untersten Transekte verfehlen jedoch den guten Zustand, hier wird eindeutig Handlungsbedarf indiziert. Die Werte der einzelnen Scores verschlechtern sich vom ersten zum zweiten Transekt nur leicht, zwischen 2,4 km und 1,5 km vor dem Wehr brechen diese dann aber dramatisch ein. Die Grenze zwischen gutem Zustand und Handlungsbedarf ist hier sehr deutlich ausgeprägt und liegt etwa 2 km oberhalb des Wehres. Als Referenzstelle wurde die im frei fließenden Abschnitt der Mur unterhalb Radkersburg herangezogen, welche zum selben Zeitpunkt beprobt wurde. Auch hier wurde auf Basis einer MHS-Beprobung und Auswertung nach der detaillierten MZB-Methode knapp der gute Zustand erreicht.

Tab. 5: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach der Screening- Methode im Rückstau des KW Spielfeld an der Mur. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Transekt	Bewertung				
	Screening-Taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-Score	Degradations-Score	Gesamt
A (km 3)	nicht relevant	gut	gut	gut	gut
B (km 2,4)	nicht relevant	gut	gut	gut	gut
C (km 1,5)	nicht relevant	HB	HB	HB	HB
D (km 0,7)	nicht relevant	HB	HB	HB	HB
E (km 0,1)	nicht relevant	HB	HB	HB	HB

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der detaillierten MZB-Methode

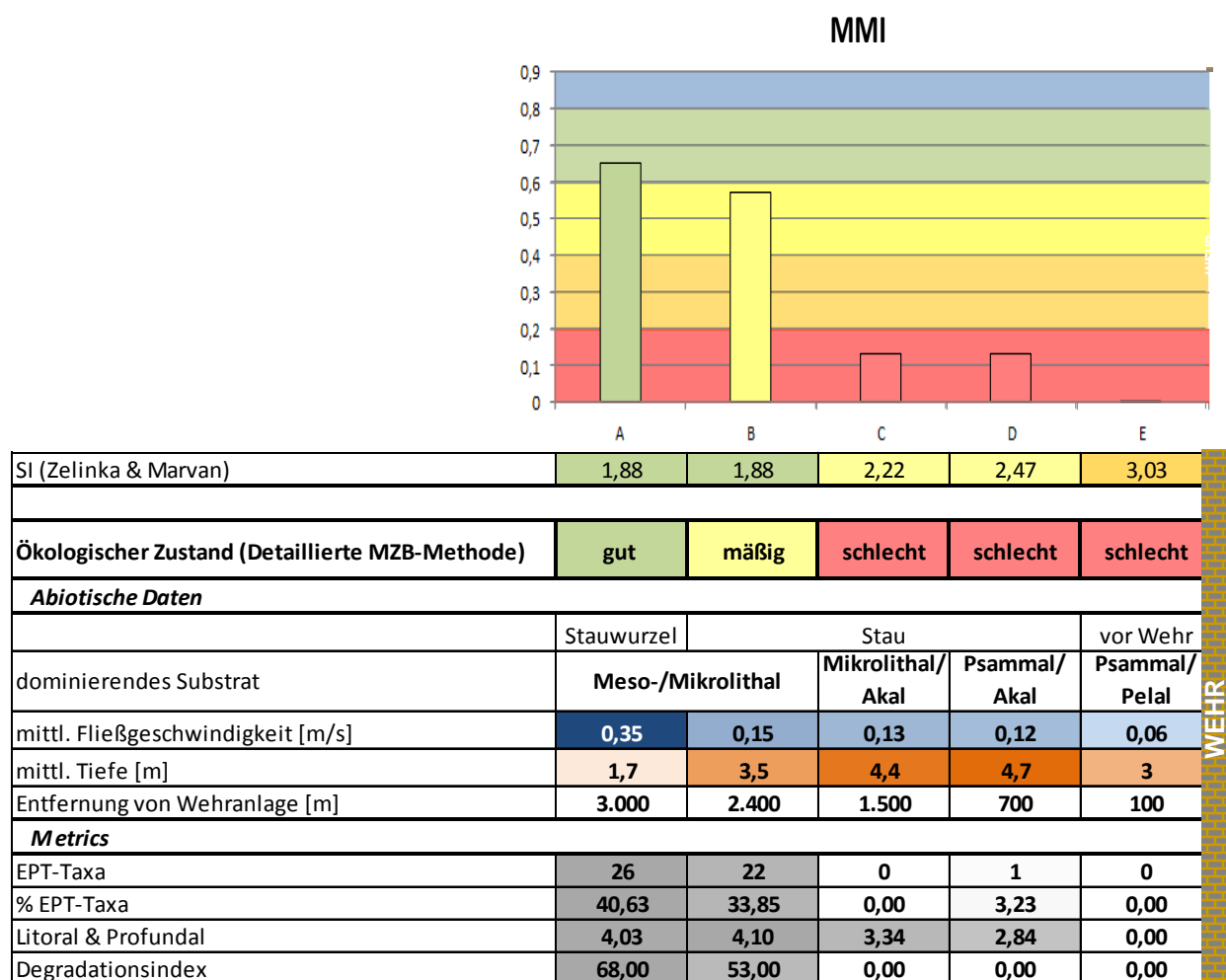


Abb. 25: Ergebnisse der detaillierten MZB-Methode des Staues bei Spielfeld inkl. ausgewählter Umweltfaktoren sowie graphische Darstellung des MMI

Die Auswertung nach der detaillierten MZB-Methode (Abbildung 25) ergibt für Transekt A den guten Zustand analog zur Screening-Methode. Während der Transekt B nach der Screening-Methode noch knapp im guten Zustand liegt, weist die Auswertung nach der

detaillierten Methode die Stelle als „mäßig“ aus. Der dafür verantwortliche MMI 1 liegt mit 0,57 allerdings nur knapp unter dem Grenzwert von 0,6 für den guten Zustand. Die Transekte C, D und F werden als „schlecht“ eingestuft. Wie bei der Traun ist auch hier das Modul Allgemeine Degradation für die Gesamteinstufung maßgeblich.

Erlauf

Fließgeschwindigkeit und Substratverteilung

Bei der Erlauf handelt es sich um einen relativ kurzen und rasch durchflossenen Stau von etwa 800 m Länge. Die Fließgeschwindigkeitsverteilung im Stau weicht von der klassischen Vorstellung einer kontinuierlichen Abnahme der Strömung bis zum Wehr ab und ist von 2 Faktoren geprägt. Zum einen ist dies die linksufrige Einmündung des Werkskanals des Oberliegerkraftwerkes in Erlauf und zum anderen die rechtsufrige Wasserableitung vor dem Wehr. In beiden Bereichen sind die Fließgeschwindigkeiten erhöht (hellblaue Felder).

Tran-sekt	Tiefe/Fließgeschwindigkeit					
D km 0,6	2,0 m 0,01 m/s	2,1 m 0,02 m/s	1,6 m 0,01 m/s	1,6 m 0,01 m/s	1,6 m 0,01 m/s	1,9 m 0,01 m/s
C km 0,4	1,8 m 0,15 m/s	1,8 m 0,10 m/s	1,8 m 0,05 m/s	1,9 m 0,01 m/s	2,0 m 0,01 m/s	1,9 m 0,01 m/s
B km 0,2	2,4 m 0,03 m/s	2,6 m 0,04 m/s	2,8 m 0,03 m/s	2,9 m 0,03 m/s	3,0 m 0,03 m/s	3,2 m 0,02 m/s
A km 0,025	2,0 m 0,01 m/s	2,3 m 0,01 m/s	2,3 m 0,01 m/s	2,4 m 0,01 m/s	2,4 m 0,02 m/s	2,2 m 0,03 m/s

Abb. 26: Tiefen und Fließgeschwindigkeiten im Rückstaubereich des Brunner Wehres an der Erlauf. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Abbildung 26 zeigt, dass der Stau fast durchgehend von größeren Substratfraktionen (Mesolithal und Mikrolithal) dominiert wird. Höhere Anteile an feineren Sedimenten findet man erst im unteren Bereich des Staus. Pelal - Ablagerungen sind auf die Randbereiche beschränkt und hier vor allem auf den rechten Uferbereich vor dem Wehr. Die Substratverteilung im Staubereich wird zusätzlich von dem ca. 400 m vor dem Stau einmündenden Werkskanal des oberhalb liegenden Kraftwerks, sowie dem linksufrigen Wassereinzugsbauwerk vor dem Wehr beeinflusst und spiegelt auch hier die Strömungsverhältnisse deutlich wider. In Bereichen erhöhter Fließgeschwindigkeit weicht die Substratfraktionen vom jeweils gegenüberliegenden Teil des Transektes deutlich ab (Abbildung 26).

Tran- sekt	Substrat					
	D km 0,6	Meso/ Mikro/ Psammal	Meso/ Mikro/ Akal	Mikro/ Akal/ Psammal	Mikro/ Akal/ Psammal	Mikro/ Akal/ Psammal
C km 0,4	Meso/ Mikro/ Psammal	Meso/ Mikro/ Akal/ Psammal	Mikro/ Akal/ Psammal	Mikro/ Akal	Mikro/ Psammal	Psammal/ Akal
B km 0,2	Meso/ Mikro/ Akal/ Psammal	Meso/ Mikro/ Akal	Meso/ Mikro/ Akal	Meso/ Mikro/ Akal	Mikro/ Akal/ Psammal	Mikro/Akal / Psammal
A km 0,025	Pelal	Psammal/ Mikro	Mikro/ Psammal	Psammal/ Akal	Mikro/ Psammal/ Akal	Mikro/Akal / Psammal

Abb. 27: Sedimentverteilung im Rückstaubereich des Brunner Wehres an der Erlauf. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der Screening-Methode

Die Ergebnisse der Bewertung nach Screening-Methode sind in Tabelle 6 dargestellt. Der oberste Transekt (Transekt D) sowie die Vergleichsstelle, an der eine MHS-Probe genommen wurde, zeigen keinen Handlungsbedarf, hier wird der gute Zustand indiziert. Im Transekt C unmittelbar nach der Mündung des Werkskanals 400 m oberhalb des Wehres wird der gute ökologische Zustand relativ knapp verfehlt. Die beiden untersten Transekte verfehlen ihn jedoch deutlich, obwohl auch hier der Saprobiescore noch im guten Zustand bleibt. Ursache für den Handlungsbedarf ist hier starke Ausdünnung der Fauna sowohl in Bezug auf Artenzahl als auch Individuendichte, sowie die geringe Anzahl an sensitiven Faunenelementen.

Tab. 6: des ökologischen Zustandes nach der Screening- Methode im Rückstau des Brunner Wehrs. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Transekt	Bewertung				
	Screening-Taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-Score	Degradations-Score	Gesamt
D (km 0,6)	nicht relevant	gut	gut	gut	gut
C (km 0,4)	nicht relevant	gut	gut	HB	HB
B (km 0,2)	nicht relevant	HB	gut	HB	HB
A (km 0,025)	nicht relevant	HB	gut	gut	HB

Mährische Thaya bei Unter-Pertholz

Fließgeschwindigkeit und Substratverteilung

Die Verteilung der Strömungsgeschwindigkeiten und Substrate im Stau an der Mährischen Thaya beschränkt sich nicht bloß auf die Strömungsgeschwindigkeiten an den Probenstellen selbst, da das Probenahmeschema hier von jenem der mit Airlift beprobten Stellen abweicht (siehe Methodik), sondern auf einer Kartierung im Rahmen der Beprobung. Prinzipiell zeigt sich aber, dass eine sehr homogene Strömungsverteilung vorherrscht und dass die Strömung von der Stauwurzel zum Wehr kontinuierlich abnimmt (Abbildung 28).

km	Tiefe/Fließgeschwindigkeit					
0,3	0,4 m 0,02 m/s	0,5 m 0,02 m/s	0,5 m 0,02 m/s	0,6 m 0,02 m/s	0,4 m 0,02 m/s	0,3 m 0,02 m/s
0,25	0,3 m 0,02 m/s	0,4 m 0,02 m/s	0,6 m 0,02 m/s	0,5 m 0,02 m/s	0,4 m 0,02 m/s	0,3 m 0,02 m/s
0,2	0,4 m 0,01 m/s	0,4 m 0,02 m/s	0,6 m 0,02 m/s	0,6 m 0,02 m/s	0,4 m 0,02 m/s	0,4 m 0,01 m/s
0,1	0,5 m 0,01 m/s	0,5 m 0,02 m/s	0,7 m 0,02 m/s	0,7 m 0,02 m/s	0,5 m 0,01 m/s	0,5 m 0,01 m/s
0,05	0,7 m 0,01 m/s	0,8 m 0,01 m/s	1 m 0,01 m/s	0,9 m 0,01 m/s	0,8 m 0,01 m/s	0,8 m 0,01 m/s
0,01	1,2 m 0 m/s	1,2 m 0 m/s	1,2 m 0 m/s	1,2 m 0 m/s	1,2 m 0 m/s	1,2 m 0 m/s

Abb. 28: Tiefen und Fließgeschwindigkeiten im Rückstaubereich bei Unter-Pertholz an der Mährischen Thaya. Die Kilometerangaben beziehen sich auf den Abstand zur Wehranlage.

Abbildung 29 zeigt, dass auch die Substratverteilung innerhalb der Transekte ein relativ homogenes Bild gibt. In der Stauwurzel dominieren Mesolithal und Mikrolithal. Diese werden mit abnehmender Entfernung vom Wehr kontinuierlich von feinkörnigeren Fraktionen abgelöst, wobei der Anteil der kleinsten Fraktionen zunehmend an Bedeutung gewinnt. Etwa 100 m oberhalb des Wehres erreicht die Schlammfraktion (Pelal) bereits 50 % und erreicht unmittelbar vor dem Wehr fast 100 %.

km	Substrat					
0,3	Meso/ Mikro	Meso/ Mikro	Meso/ Mikro	Meso/ Mikro	Meso/ Mikro	Meso/ Mikro
0,25	Akal	Akal	Akal	Akal	Akal	Mikro/ Psammal
0,2	Pelal	Pelal	Mikro/ Akal	Mikro/ Akal	Psammal	Mikro/ Meso
0,1	Pelal	Psammal	Mikro/ Akal	Mikro/ Akal	Pelal	Pelal
0,05	Pelal	Psammal	Mikro/ Akal	Mikro/ Akal	Pelal	Pelal
0,01	Pelal	Pelal	Psammal	Pelal	Pelal	Pelal

Abb. 29: Sedimentverteilung und ökologische Zustandsklasse im Rückstaubereich bei Unter-Pertholz an der Mährischen Thaya

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der Screening-Methode

Die MHS-Probe der Vergleichsstelle im frei fließenden Abschnitt oberhalb der Stauhaltung ergibt bei der Mährischen Thaya den guten Zustand. Im Bereich der Stauwurzel (Meso- und Mikrolithal) wird ebenfalls der gute Zustand festgestellt. Auch die Serie im Mikrolithal für sich betrachtet sowie die Kombination aus Mikrolithal und Psammal indizieren den guten Zustand. Eine Kombination von Mikrolithal, Psammal und Pelal ergibt Handlungsbedarf. Von der Stauwurzel zum Wehr hin nimmt der Pelalanteil kontinuierlich zu. Die Grenze zwischen gutem Zustand und Handlungsbedarf liegt etwa in jenem Bereich, wo der Pelalanteil fünf Prozent überschreitet und daher bei einer Multihabitatprobe berücksichtigt werden müsste. Im Falle der Thaya liegt dieser Punkt etwa 150 – 200 m oberhalb des Wehres, dies bedeutet, dass etwa in zwei Drittel des Staues der gute Zustand verfehlt wird (siehe Tabelle 7).

Tab. 7: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach der Screening- Methode im Rückstaubereich bei Unter-Pertholz an der Mährischen Thaya.

Km	Bewertung				
	Screening-Taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-Score	Degradations-Score	Gesamt
0,3	sehr gut	gut	gut	nicht relevant	gut
0,25	sehr gut	gut	gut	nicht relevant	gut

Km	Bewertung				
	Screening-Taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-Score	Degradations-Score	Gesamt
0,2	gut	HB	HB	nicht relevant	HB
0,1	gut	HB	HB	nicht relevant	HB
0,05	HB	HB	HB	nicht relevant	HB
0,01	HB	HB	HB	nicht relevant	HB

Leitha bei Gattendorf

Fließgeschwindigkeit und Substratverteilung

Die Darstellung der Tiefen- und Strömungsgeschwindigkeiten basieren hier auf einer Bootsbefahrung bei der die Fließgeschwindigkeiten im Zuge der Probenahme geschätzt und die Tiefen mithilfe eines Echolots gemessen wurden. Abbildung 30 zeigt, dass der Stau durchgehend sehr einheitliche Tiefen aufweist und auch die Fließgeschwindigkeiten innerhalb der Transekte relativ homogen sind. Die Fließgeschwindigkeiten sind durchgehend gering und nehmen zum Wehr hin erwartungsgemäß ab. Nur unmittelbar vor der Ableitung (linksufrig) findet man wieder etwas höhere Fließgeschwindigkeiten.

km	Tiefe/Fließgeschwindigkeit					
0,6	1 m 0,1 m/s	2 m 0,1 m/s	2,5 m 0,3 m/s	2,2 m 0,3 m/s	1,5 m 0,1 m/s	1 m 0,1 m/s
0,4	1 m 0,05 m/s	2 m 0,1 m/s	2,5 m 0,2 m/s	2,5 m 0,2 m/s	1,5 m 0,1 m/s	1 m 0,05 m/s
0,2	2 m 0,05 m/s	2 m 0,05 m/s	3 m 0,1 m/s	3 m 0,1 m/s	2,5 m 0,01 m/s	1,2 m 0 m/s
0,1	1,5 m 0,01 m/s	2 m 0,01 m/s	3 m 0,01 m/s	3 m 0,01 m/s	2,5 m 0,01 m/s	1,2 m 0 m/s
0,05	2 m 0,01 m/s	2 m 0 m/s	3 m 0,01 m/s	3 m 0,1 m/s	2,5 m 0,05 m/s	4,6 m 0,01 m/s
0,005	2,5 m 0 m/s	2 m 0 m/s	0,7 m 0,01 m/s	3 m 0,1 m/s	2 m 0,15 m/s	2 m 0,15 m/s

Abb. 30: und Fließgeschwindigkeiten im Rückstaubereich an der Leitha bei Gattendorf

Die Sedimentverteilung zeigt, den geringen Strömungsgeschwindigkeiten entsprechend, eine klare Dominanz der feinkörnigen Fraktionen (Abbildung 31). Auf den letzten 200 m vor dem Wehr dominiert klar die Schlamm- und Sandfraktion, erst mit größerer Entfernung nehmen die steinigen Substrate an Bedeutung etwas zu. Ab etwa 200 m findet man in der Flussmitte zunehmend auch Akal und Mikrolithal. Mesolithal spielt erst 500-600 m oberhalb des Kraftwerks eine Rolle.

km	Substrat					
0,6	Pelal/ (Psamm)	Mikro /Akal	Meso/ Mikro/ Akal	Meso/ Mikro/ Akal	Mikro /Akal	Pelal/ (Psamm)
0,4	Pelal/ (Psamm)	Akal/ Mikro	Mikro /Akal	Mikro /Akal	Akal/ Mikro	CPOM
0,2	CPOM	Pelal/ (Psamm)	Akal/ Psammal	Akal/ Psammal	Pelal/ (Psamm)	Pelal
0,1	Pelal	Pelal/ (Psamm)	Pelal/ (Psamm)	Pelal/ (Psamm)	Pelal	Pelal
0,05	Pelal	Pelal	Pelal/ (Psamm)	Pelal/ (Psamm)	Pelal	Pelal
0,005	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal	Pelal

Abb. 31: Sedimentverteilung im Rückstaubereich an der Leitha bei Gattendorf

Bewertung des ökologischen Zustandes nach der Screening-Methode

Alle genommenen Proben inklusive der MHS-Vergleichsprobe im frei fließenden Abschnitt verfehlen den guten Zustand, wobei im Staubereich alle Module der Screening-Methode Handlungsbedarf anzeigen (siehe Tabelle 8).

Tab. 8: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach der Screening- Methode an der Leitha bei Gattendorf.

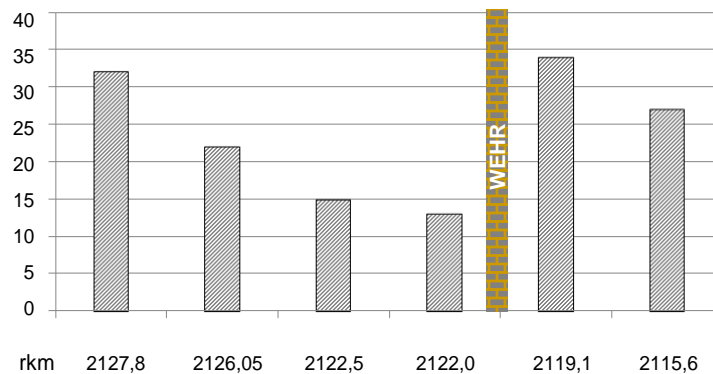
km	Bewertung				
	Screening-Taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-Score	Degradations-Score	Gesamt
0,6	HB	HB	HB	HB	HB
0,4	HB	HB	HB	HB	HB
0,2	HB	HB	HB	HB	HB
0,1	HB	HB	HB	HB	HB
0,05	HB	HB	HB	HB	HB
0,005	HB	HB	HB	HB	HB

Donaustau Abwinden-Aste

Die Ergebnisse der Donauuntersuchungen stammen aus einer UVP, welche im Rahmen einer Konsenserweiterung der VOEST erstellt wurde. Die Verwendung dieser Datensätze in vorliegender Studie bereichert die Auswertungsoptionen ungemein, da zufolge des methodischen Aufwandes aus großen Flüssen und Strömen kaum Daten vorliegen. Im gegenständlichen Fall wurde die Bodenfauna - entsprechend dem besten Stand der Technik

– mit einem Air-Lift-Sampler entnommen. Das damalige Probedesign passt hervorragend zur Beantwortung von längenzonalen Prozessen in Fluss-Stauen. Im gegenständlichen Fall wurde die Bodenfauna des Stauraumes Abwinden-Asten untersucht, wobei beginnend mit der Stauwurzel im Unterwasser von Ottensheim-Wilhering der gesamte Rückstaubereich bis zur Wehranlage in Abwinden-Asten sowie die stromabwärts befindliche Stauwurzel des Kraftwerkes Wallsee beprobt wurden (siehe Abbildung 32, Stromkilometer).

Screening Taxa



Screening Metrics						
Sensitive Taxa	9	7	1	3	9	9
Degradations-Score	48	40	7	21	43	39
Saprobie-Score	103,11	107,75	102,31	105	108,86	106,34
Ökologischer Zustand (Screening-Methode)	gut	Handlungsbedarf	Handlungsbedarf	Handlungsbedarf	gut	gut
Abiotische Daten						
	Stauwurzel	Stau		vor Wehr	Stauwurzel	Stauwurzel
dominierendes Substrat	Meso-/Mikrolithal	Psammal/Megalithal	Psammal/Mikrolithal	Akal	Mikrolithal/Psammal	Mesolithal
mittl. Fließgeschwindigkeit [m/s]	1,1	0,7	0,6	0,4	1,5	0,8
mittl. Tiefe [m]	6,1	7,2	9,8	10,5	5,5	6
Flusskilometer [rkm]	2127,8	2126,1	2122,5	2122,0	2119,1	2115,6
Entfernung von Wehranlage [m]	8.300	6.550	3.000	2.500	-400	-3.900
Metrics						
Screening Taxa	32	22	15	13	34	27
EPT-Taxa	23	7	1	4	19	18

Abb. 32: Donau bei Linz: Abfolge der Screening Metrics sowie ausgewählter Umweltfaktoren im Längsverlauf des Donau-Staues Abwinden-Asten.

Schon auf Basis der Screening-Taxa zeigt sich eine deutliche und gerichtete Abnahme der Artenvielfalt gegen die Wehranlage zu. Interessant ist auch die Tatsache, dass nach der Turbinenpassage die ökologische Situation (hier graphisch als Taxazahl dargestellt) wieder in den Ausgangswert der stromauf situierten Stauwurzel zurück schwingt (Abbildung 32). In gleicher Weise reagieren auch die "Sensitiven Taxa" und der Degradations-Score. Fasst man diese Einzelbefunde zusammen, so ergibt sich - aus Sicht des Makrozoobenthos - ein guter ökologischer Zustand in den Stauwurzelbereichen, wobei eine Strömungsgeschwindigkeit von 0,8 m/s nicht unterschritten werden darf. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass die Zusammensetzung der Bettsedimente auch an diesem großen Fluss eine geringere ökologische Steuerwirkung haben dürfte als die Fließgeschwindigkeit.

Mangels einer detaillierten multimetrischen Methode bleibt dies Aussage zunächst auf das Niveau des österreichischen Screenings beschränkt.

Für die Praxis des österreichischen Wassermanagements ergibt sich somit die erfreuliche Tatsache, dass zumindest die Stauwurzelbereiche – unter definierten Strömungsbedingungen und minerogenen Sohlverhältnissen - einen guten ökologischen Zustand erreichen können.

3.4.2 Ergebnisse des AQEM-Projektes

Kamp

Bewertung des ökologischen Zustandes

Am Kamp wurden vier Stellen mit Voreinstufungen von „sehr gut“ bis „unbefriedigend“ beprobt. Proben in unmittelbarer Nähe zur Wehranlage fehlen. Beim Rückstau der Diethartsmühle unterhalb Ritterkamp ergibt sich erst bei Stelle 4 Handlungsbedarf. Referenzstelle und Stauwurzel (Stelle 2) liegen an der Grenze zwischen gut und sehr gut, bis auf einen Termin wird hier der sehr gute Zustand aufgrund des knapp über dem Grundzustand liegenden Saprobienindex verfehlt (Tabelle 9). Die Auswertungen beruhen – so wie bei allen AQEM-Datensätzen auf einer Vollanalyse und der Bewertung nach der detaillierten MZB-Methode. Zusätzlich wurde auch die Screening-Methode angewendet. Die Ergebnisse der Screening-Methode liegen in sehr guter Übereinstimmung mit der detaillierten Methode (Tabelle 10). Lediglich bei der Referenzstelle und der obersten Untersuchungsstelle im Stau (Stelle 2) weicht die Bewertung leicht ab, Handlungsbedarf wird aber auch bei der Screening Methode erst ab Stelle 4 indiziert.

Tab. 9: Ökologische Zustandsbewertung nach der detaillierten MZB Methode im Stau der Diethartsmühle am Kamp.

Untersuchungsstelle	Datum	Saprobie	Allgemeine Belastung	Ökologische Zustandsklasse
Referenz	27.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Referenz	25.07.2000	gut	sehr gut	gut
Stelle 2	27.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	25.07.2000	gut	sehr gut	gut
Stelle 3	27.04.2000	gut	gut	gut
Stelle 3	25.07.2000	gut	gut	gut
Stelle 4	27.04.2000	gut	mäßig	mäßig
Stelle 4	25.07.2000	gut	mäßig	mäßig

Tab. 10: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach der Screening- Methode im Stau der Diethartsmühle am Kamp.

Untersuchungsstelle	Bewertung					
	Datum	Screening-taxa	Sensitive Taxa	Saprobie-score	Degradations-score	Gesamt
Referenz	27.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Referenz	25.07.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	27.04.2000	sehr gut	sehr gut	gut	gut	Gut
Stelle 2	25.07.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 3	27.04.2000	gut	gut	gut	gut	Gut
Stelle 3	25.07.2000	gut	gut	Gut	gut	gut
Stelle 4	27.04.2000	gut	gut	HB	HB	HB
Stelle 4	25.07.2000	gut	gut	HB	HB	HB

In Abbildung 33 ist die Substratverteilung der Untersuchungsstellen dargestellt. Die Grobfraktionen (grau/schwarz) nehmen eindeutig zugunsten der feineren Substrate (Akal/Psammal/Pelal; blau) ab. Bereits ab Stelle 2 überwiegt der Anteil an feinkörnigen Substraten mit rund 60 %.

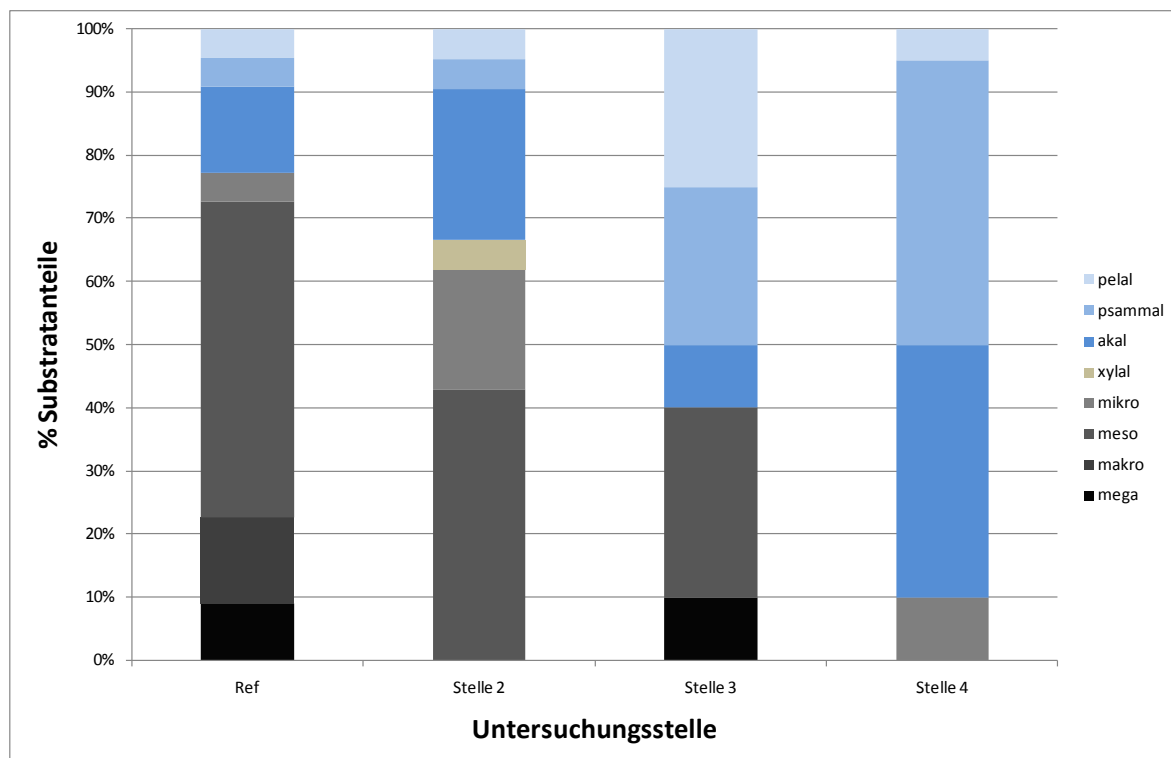


Abb. 33: Substratverteilung in der Referenzstelle bei Ritterkamp und im Rückstaubereich der Diethartsmühle am Kamp

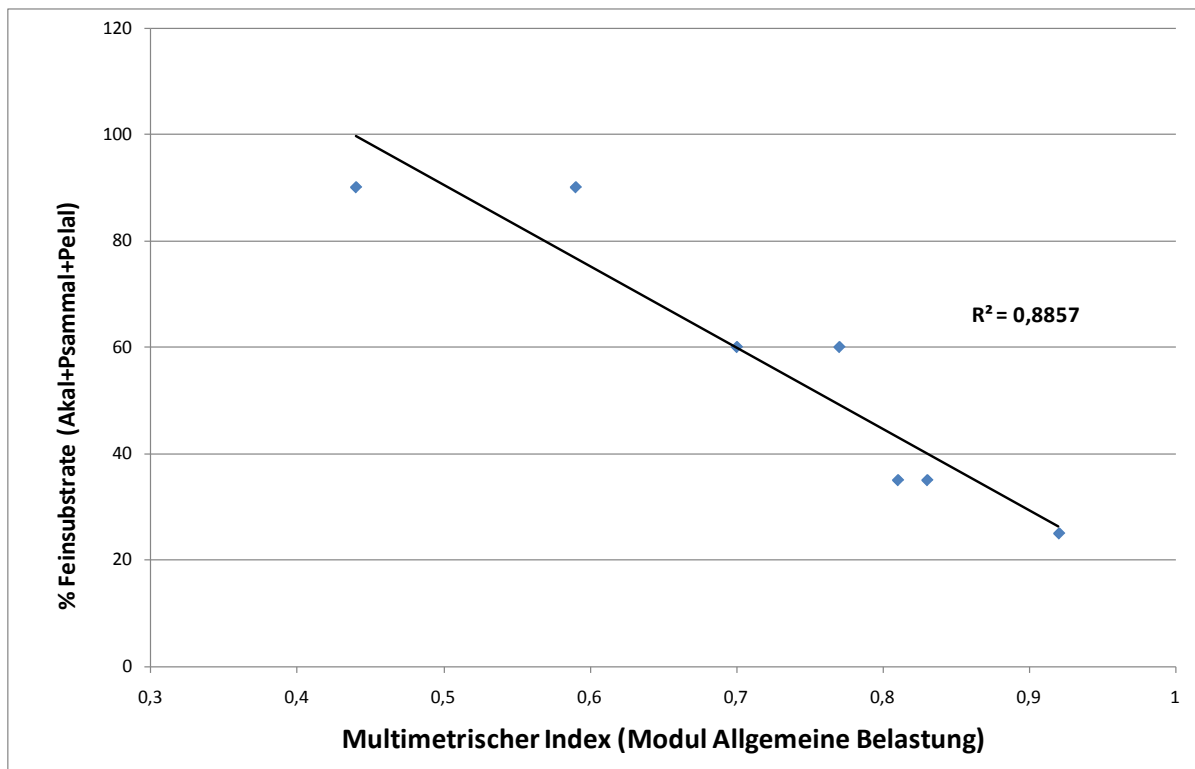


Abb. 34: Ergebnis des multimetrischen Index (schlechtester Wert der beiden Indices) versus Feinsedimentanteil (Akal, Psammal und Pelal). Die vertikalen Linien stellen die Grenzen der Zustandsklassen dar.

Setzt man den Feinsedimentanteil mit den Ergebnissen der Zustandsbewertung in Beziehung (jeweils schlechtester Wert der beiden multimetrischen Indices), so sieht man, dass hier ein sehr deutlicher Zusammenhang gegeben ist ($r^2=0,88$; siehe Abbildung 34).

Naarn

An der Naarn wurden drei Stellen mit Voreinstufungen von „sehr gut“ bis „mäßig“ beprobt. Auch hier fehlen Proben in unmittelbarer Nähe zur Wehranlage. In dem sehr kurzen Stauabschnitt an der Naarn liegen sowohl die Referenzstelle als auch die Stelle 2 im guten Zustand, bei der Frühjahrsprobe wird hier sogar der sehr gute Zustand erreicht (Tabelle 11). Stelle 3 liegt an der Grenze zum Handlungsbedarf und erreicht im Frühjahr den guten Zustand, im Sommer nur den mäßigen Zustand. Auch die Screening-Methode indiziert ab Stelle 3 Handlungsbedarf (Tabelle 12).

Betrachtet man die Verteilung der Substrate, so ist hier die Zunahme der feinkörnigen Substrate bereits bei Stelle 2 ebenfalls sehr deutlich, allerdings ist hier unter den feinkörnigen Sedimenten die grobkörnigste Fraktion (Akal) mit etwa 80 % dominant (Abbildung 35). Die weitere Entwicklung der Sedimentzusammensetzung in Richtung Stau wurde im Rahmen des AQEM-Projekts nicht dokumentiert.

Tab. 11: Ökologische Zustandsbewertung nach der detaillierten MZB-Methode im Stau unterhalb der Aschermühle an der Naarn.

Untersuchungsstelle	Datum	Saprobie	Allgemeine Belastung	Ökologische Zustandsklasse
Referenz	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Referenz	25.07.2000	gut	gut	gut
Stelle 2	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	25.07.2000	gut	sehr gut	gut
Stelle 3	28.04.2000	gut	gut	gut
Stelle 3	25.07.2000	gut	mäßig	mäßig

Tab. 12: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach Screening-Methode im Stau unterhalb der Aschermühle an der Naarn.

Untersuchungsstelle	Datum	Sensitive Taxa	Saprobie-score	Degradations-score	Gesamt
Referenz	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Referenz	25.07.2000	sehr gut	gut	sehr gut	gut
Stelle 2	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	25.07.2000	gut	sehr gut	gut	gut
Stelle 3	28.04.2000	gut	gut	gut	gut
Stelle 3	25.07.2000	HB	gut	HB	HB

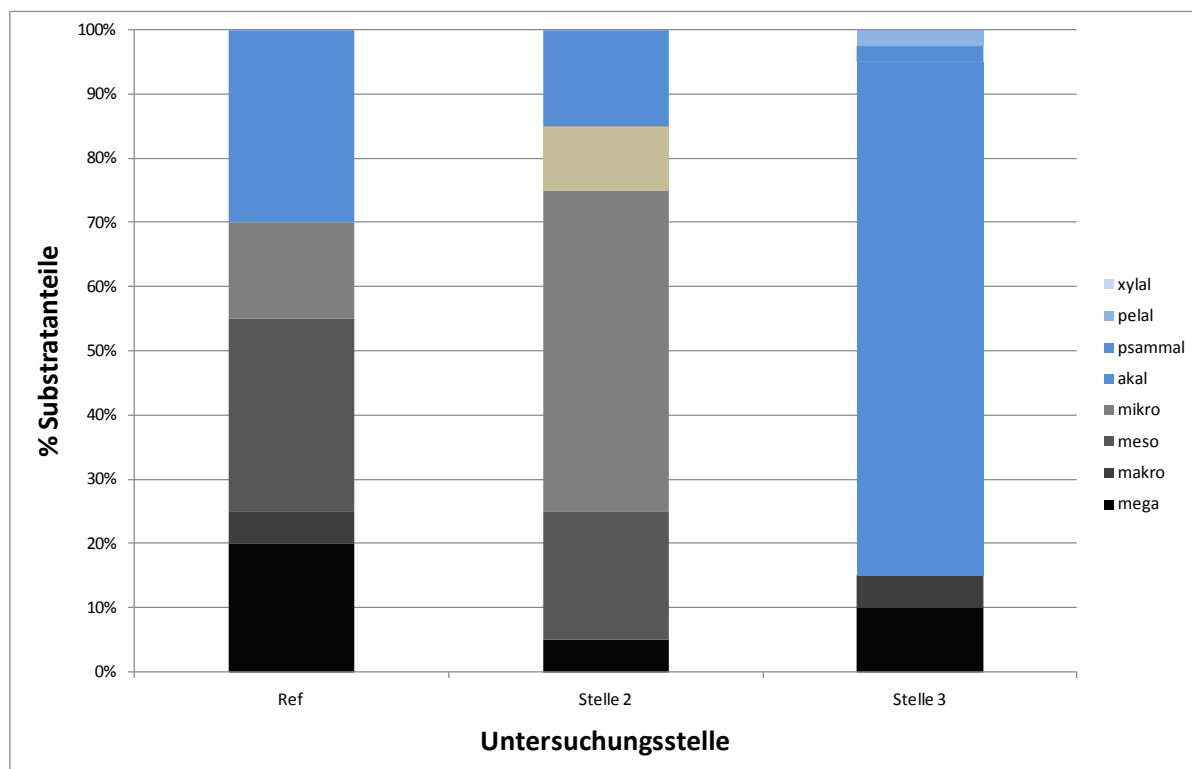


Abb. 35: Substratverteilung in der Referenzstelle unterhalb der Aschermühle an der Naarn

Die Ergebnisse der ökologischen Zustandsbewertung sind auch hier gut mit dem Feinsedimentanteil korreliert (Abbildung 36). Allerdings ist hier auch eine Stelle bei einem Anteil von 85 % Feinsedimentanteil noch im guten Zustand. Hier ist jedoch zu beachten, dass von den feineren Sedimentanteilen an dieser Stelle fast ausschließlich grobkörnigen Sand (Akal) mit einer Korngröße von 0,2 – 2 cm vorhanden war. Feinkörniger Sand und Schlamm (Psammal und Pelal) zeigen hingegen mit insgesamt nur etwa 5 % sehr geringe Anteile. Abgesehen von dieser Stelle zeigen alle Stellen im gutem oder sehr gutem Zustand Feinsedimentanteile von 30 % oder weniger.

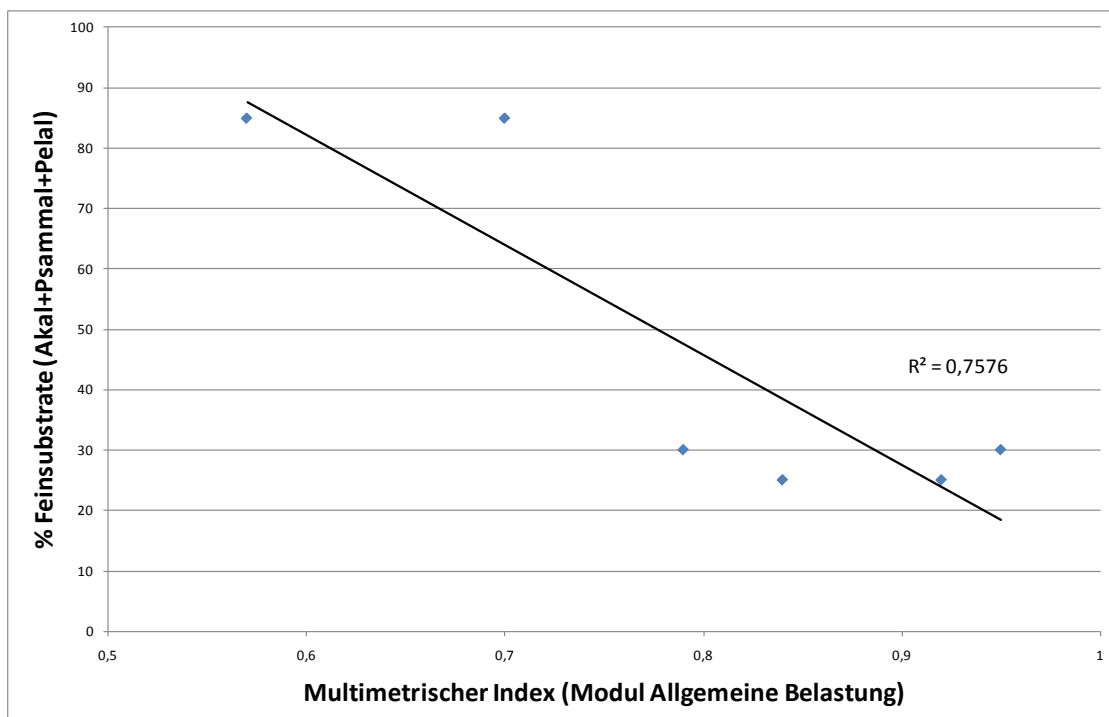


Abb. 36: Ergebnis des multimetrischen Index (schlechtester Wert der beiden MMI`s) versus Feinsedimentanteil (Akal, Psammal und Pelal). Die vertikalen Linien stellen die Grenzen der Zustandsklassen dar.

Waldaist

An der Waldaist wurden 5 Stellen mit Voreinstufungen von „sehr gut“ bis „schlecht“ untersucht. Die Referenzstelle liegt im sehr guten Zustand, die Stauwurzel (Stelle 2) erreicht den guten Zustand, im Frühjahr sogar den sehr guten Zustand. Stelle 3 liegt an der Grenze zum Handlungsbedarf, im restlichen Abschnitt bis zum Wehr ist jedoch eindeutig Handlungsbedarf gegeben (Tabelle 13). Dieses Ergebnis wird auch von der Screening-Methode bestätigt (Tabelle 14).

Tab. 13: Ökologischen Zustandsbewertung nach der detaillierten MZB-Methode im Stau der Pfahlmühle an der Waldaist

Untersuchungsstelle	Datum	Saprobie	Allgemeine Belastung	Ökologische Zustandsklasse
Referenz	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Referenz	26.07.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	26.07.2000	gut	gut	gut
Stelle 3	28.04.2000	gut	gut	gut
Stelle 3	26.07.2000	gut	mäßig	mäßig
Stelle 4	28.04.2000	gut	unbefriedigend	unbefriedigend
Stelle 5	28.04.2000	mäßig	schlecht	schlecht

Die Substratzusammensetzung ist hier bis zur Wehranlage dokumentiert. Während in der Referenzstelle die Feinsedimente bei nur 25 % liegen, steigen sie in der Stauwurzel bereits auf unter 60 % und nehmen kontinuierlich bis zum Wehr zu, wo schließlich sogar 100 % erreicht werden (Abbildung 37).

Tab. 14: Abschätzung des ökologischen Zustandes nach Screening-Methode im Stau der Pfahlmühle an der Waldaist.

Untersuchungsstelle	Datum	Sensitive Taxa	Saprobie-score	Degradations-score	Gesamt
Referenz	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Referenz	26.07.2000	gut	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Stelle 2	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	gut	gut
Stelle 2	26.07.2000	gut	gut	gut	gut
Stelle 3	28.04.2000	sehr gut	sehr gut	gut	gut
Stelle 3	26.07.2000	HB	gut	HB	HB
Stelle 4	28.04.2000	HB	gut	HB	HB
Stelle 5	28.04.2000	HB	HB	HB	HB

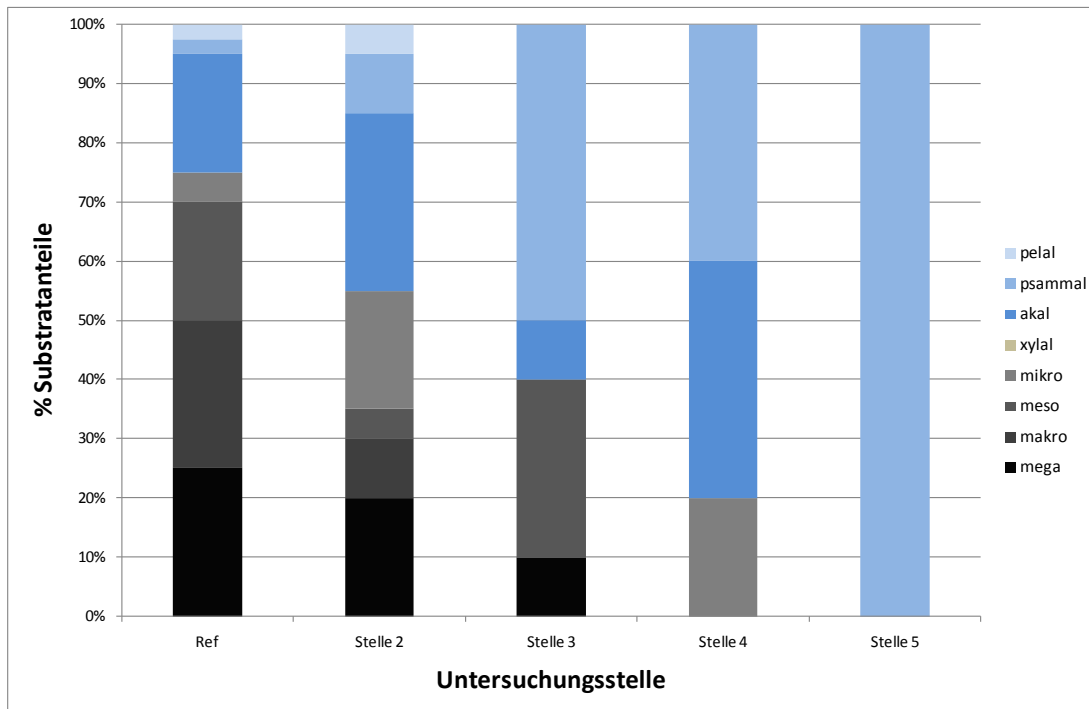


Abb. 37: Substratverteilung in der Referenzstelle und im Stau der Pfahlmühle an der Waldaist

Die Auswertung der multimetrischen Indices zeigen an der Waldaist eine hervorragende Korrelation zwischen Indexwert und Sedimentzusammensetzung. ($r^2 = 0,92$). Stellen mit einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand haben einen Feinsedimentanteil von maximal 60 % (Abbildung 38).

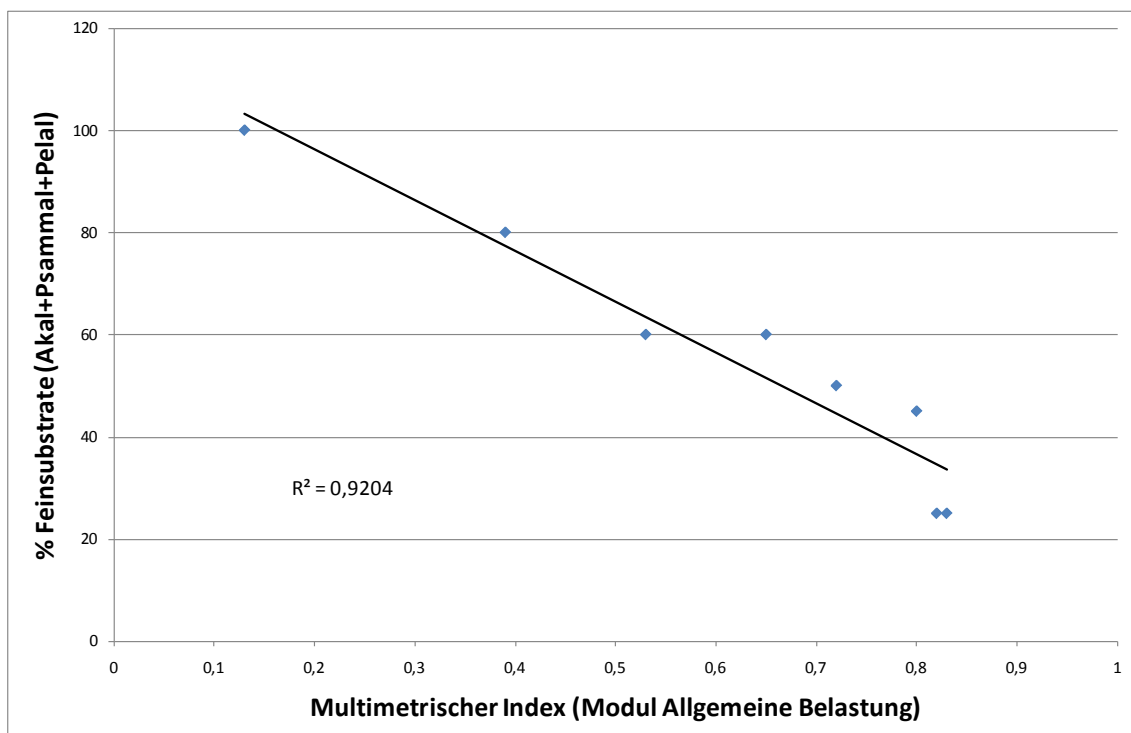


Abb. 38: Ergebnis des multimetrischen Index (schlechtester Wert der beiden MMIs) versus Feinsedimentanteil (Akal, Psammal und Pelal). Die vertikalen Linien stellen die Grenzen der Zustandsklassen dar.

Betrachtet man den Zusammenhang zwischen Indexwert und Substratdominanz für alle AQEM-Stellen gemeinsam, so zeigt sich immer noch ein sehr guter Zusammenhang. Der Korrelationskoeffizient liegt hier bei 0,73. Alle Stellen mit sehr gutem Zustand weisen einen Anteil an feinen Kornfraktionen von weniger als 40 % (eine Stelle genau an der Grenze weist einen Anteil von 45 % auf). Mit Ausnahme einer einzigen Stelle (Naarn - siehe oben) haben alle Stellen, die im guten Zustand liegen, weniger als 60 % Anteil an Akal, Psammal und Pelal.

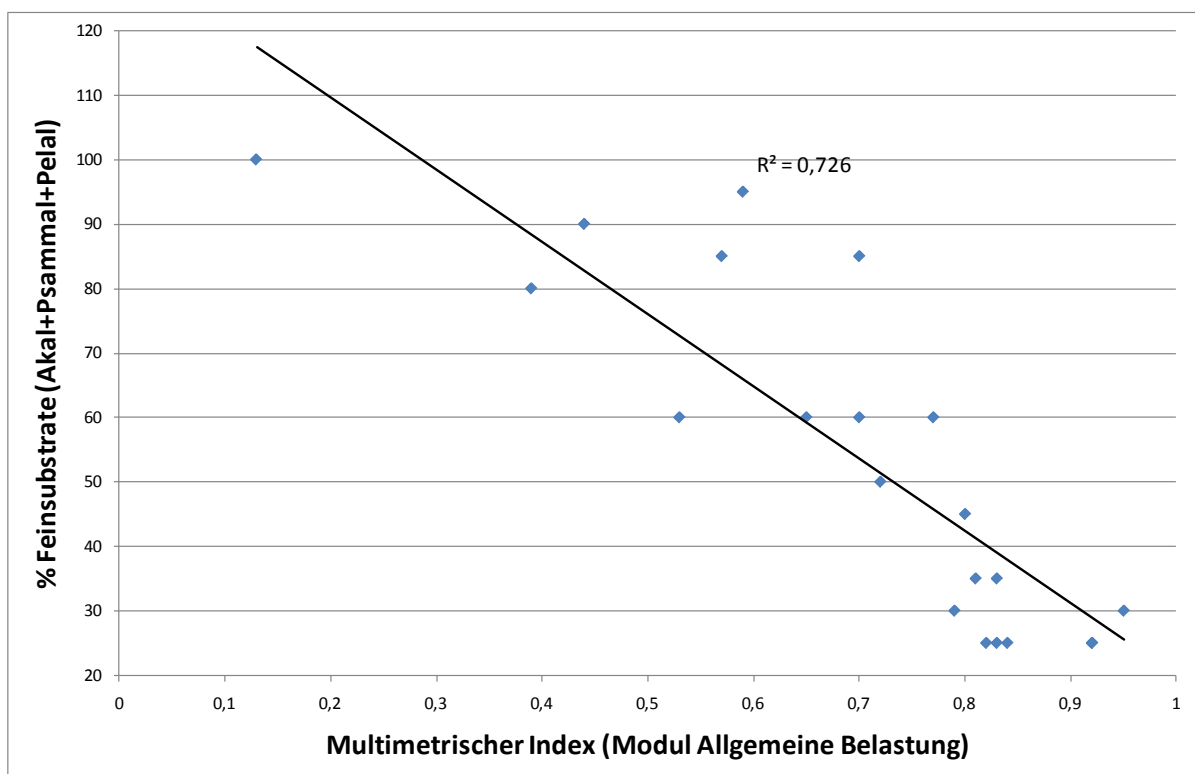


Abb. 39: Ergebnis des multimetrischen Index (schlechtester Wert der beiden MMIs) versus Feinsedimentanteil (Akal, Psammal und Pelal) mit allen Werten der AQEM-Staue. Die vertikalen Linien stellen die Grenzen der Zustandsklassen dar.

3.4.3 Entwicklung des ökologischen Zustandes im Längsverlauf der 2008 untersuchten Staue

In Abbildung 39 ist die Abfolge des ökologischen Zustandes im Längsverlauf der 2008 untersuchten Staue dargestellt. Dabei wird der ökologische Zustand in Abhängigkeit von der relativen Lage im Stau an den unterschiedlichen Untersuchungsstellen dargestellt. Herangezogen wurde hierzu das Ergebnis des jeweils niedrigsten (ausschlaggebenden) Score-Wertes aller Module der Screening-Methode.

Es zeigt sich, dass in den Stauen von Mur, Traun und Erlauf die Grenze zwischen gutem Zustand und Handlungsbedarf relativ deutlich ausgebildet ist, während der Übergang in der

Mährischen Thaya eher kontinuierlich ist.

Während die langen Stau von Traun und Mur bereits nach etwa 10 bzw. 20 % der Länge den guten Zustand verfehlen, bleibt bei den kürzeren Stauen an der Erlauf und an der Mährischen Thaya ein höherer Prozentsatz der Staulänge im guten Zustand. Im Fall der Mährischen Thaya sind das 30 %, im Fall der Erlauf fast 50 %. Bei der Erlauf ist aber auch der Einfluss des in den Stau einmündenden Werkskanals zu berücksichtigen. Die Leitha zeigt schon im nicht rückgestauten Bereich Handlungsbedarf.

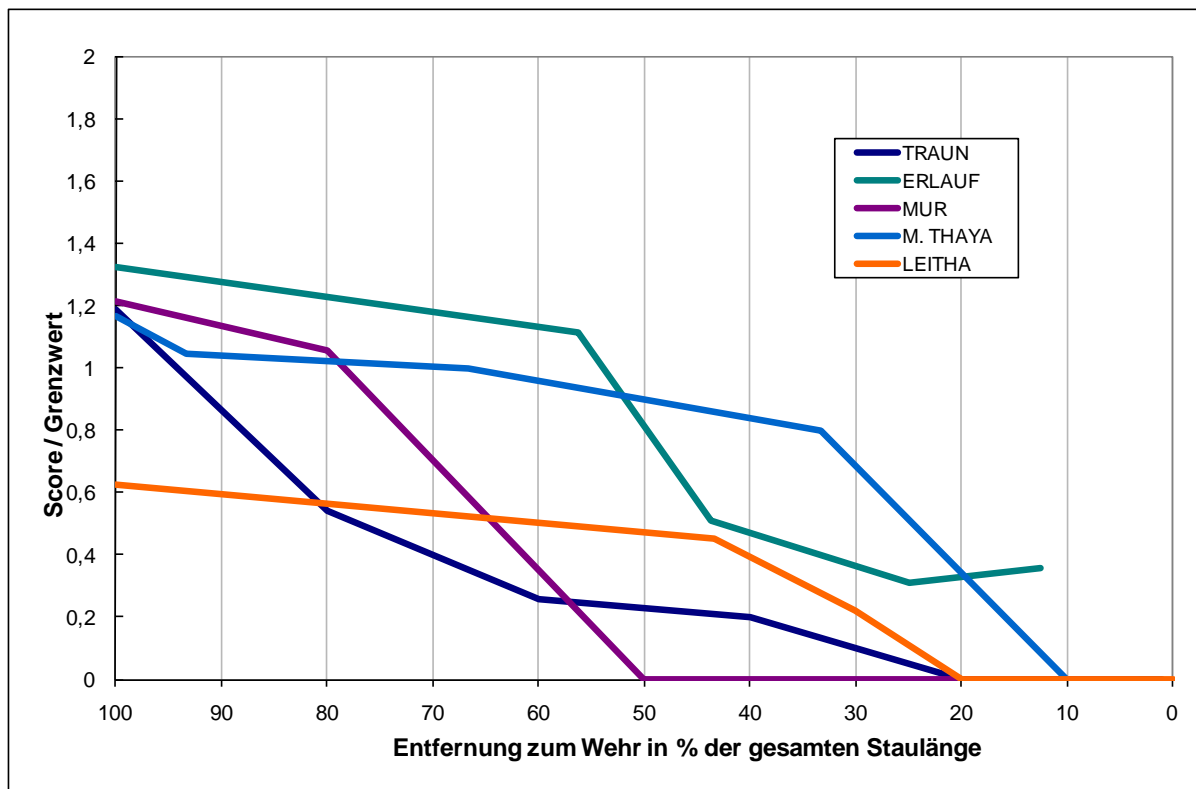


Abb. 40: Die Entwicklung des ökologischen Zustandes im Längsverlauf der untersuchten Stau der Probenserie 2008. Auf der x-Achse ist die relative Entfernung zum Wehr im Verhältnis zur gesamten Staulänge aufgetragen, die y-Achse zeigt das Verhältnis des niedrigsten Score-Wertes zum Grenzwert zwischen gutem Zustand und Handlungsbedarf. Diese Grenze entspricht demnach dem Wert 1 (rote unterbrochene Linie). Wird dieser Wert unterschritten, besteht Handlungsbedarf.

Bei den im Rahmen des AQEM-Projektes untersuchten Stauhaltungen wurde der jeweils niedrigste Wert der beiden multimetrischen Indices für den Vergleich herangezogen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 41 dargestellt und zeigen, dass an der Waldaist auf etwa 67% des Staus Handlungsbedarf besteht, am Kamp und an der Naarn nur auf etwa 30%.

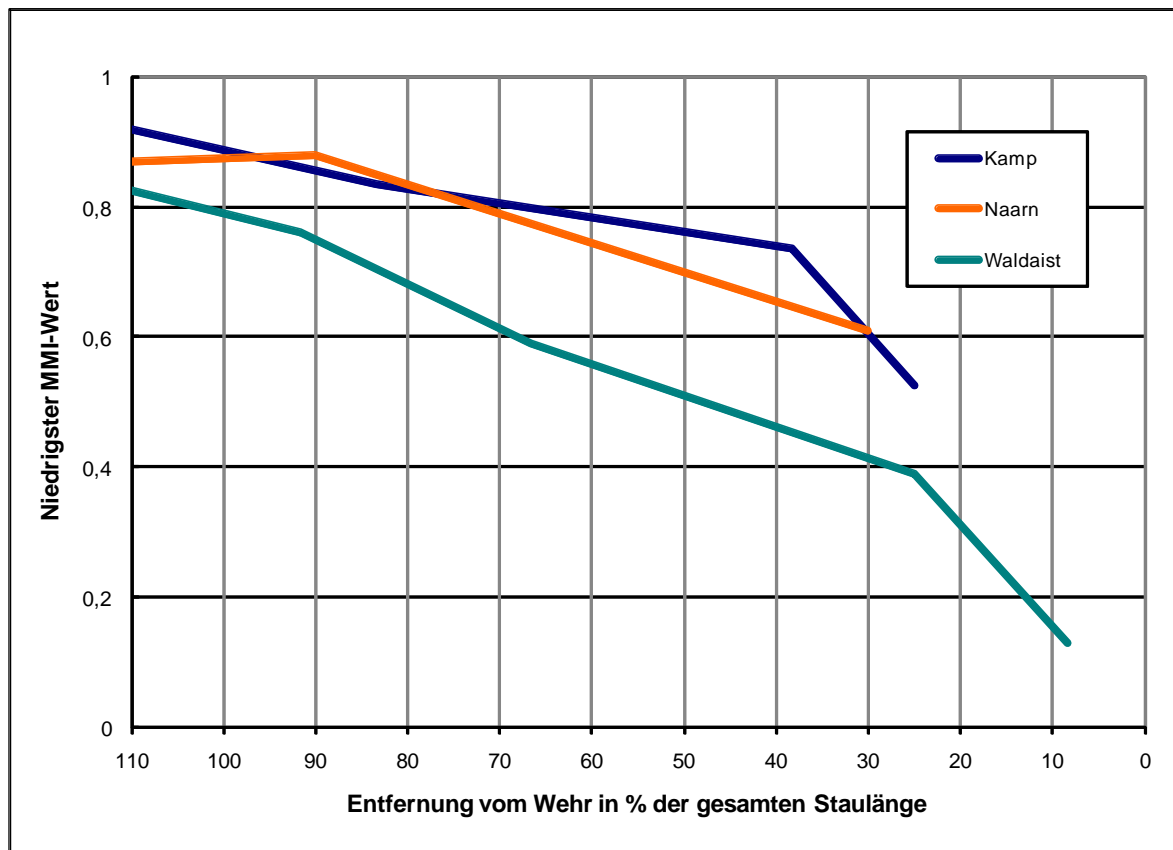


Abb. 41: Die Entwicklung des ökologischen Zustandes im Längsverlauf der im Rahmen des AQEM-Projektes untersuchten Stau. Auf der x-Achse ist die relative Entfernung vom Wehr im Verhältnis zur gesamten Staulänge aufgetragen, die y-Achse der niedrigste Wert der beiden multimetrischen Indizes. Der Wert 0,6 entspricht dem Grenzwert zwischen gutem Zustand und mäßigem Zustand (rote unterbrochene Linie), wird dieser Wert unterschritten, besteht Handlungsbedarf.

Die Ergebnisse für alle Stau sind in Tabelle 15 zusammengefasst. Der relative Anteil der Staulänge mit Handlungsbedarf schwankt demnach bei kürzeren Stauen unter 1.000 m Länge zwischen 30 und 70 %, bei längeren Stauen mit mehreren Kilometern Länge liegt dieser Anteil bei über 70 %.

Tab. 15: Übersicht über die Staulängen, den ökologischen Zustand vor dem Stau, Wassertiefe vor dem Wehr und den relativen Anteil der Stauhaltungen im Handlungsbedarf

Fluss	Zustand vor Stau	Länge des Staus	Wassertiefe vor Wehr	Länge im HB	Rel. Anteil im HB
Traun	gut	10 000 m	16 m	9 000 m	90%
Mur	gut	3 000 m	5 m	2 250 m	75%
Leitha	HB	1 500m	2,5 m	1 500 m	100%
Erlauf	gut	800 m	2,5 m	400 m	50%
Waldaist	sehr gut	600m	0,7 m	400 m	67%
Kamp	sehr gut	500m	0,6 m	150 m	30%
Naarn	sehr gut	500m	0,6 m	150 m	30%
M. Thaya	gut	300m	1,2 m	150-200 m	50 – 75%

Aus Abbildung 42 wird ersichtlich, dass der prozentuelle Anteil des Staus mit Handlungsbedarf eine Abhängigkeit von der Gesamtlänge des Staus zeigt. Obwohl die Werte für kürzere Stauhaltungen stark streuen, kann doch gezeigt werden, dass der Anteil im Handlungsbedarf bei längeren Stauhaltungen mit zunehmender Länge signifikant steigt ($r^2 = 0,53$). Ein ganz ähnliches Bild ergibt sich bei Betrachtung der Stautiefe vor dem Wehr. Allerdings sind Staulänge und Tiefe sehr hoch korreliert ($r^2 = 0,99$).

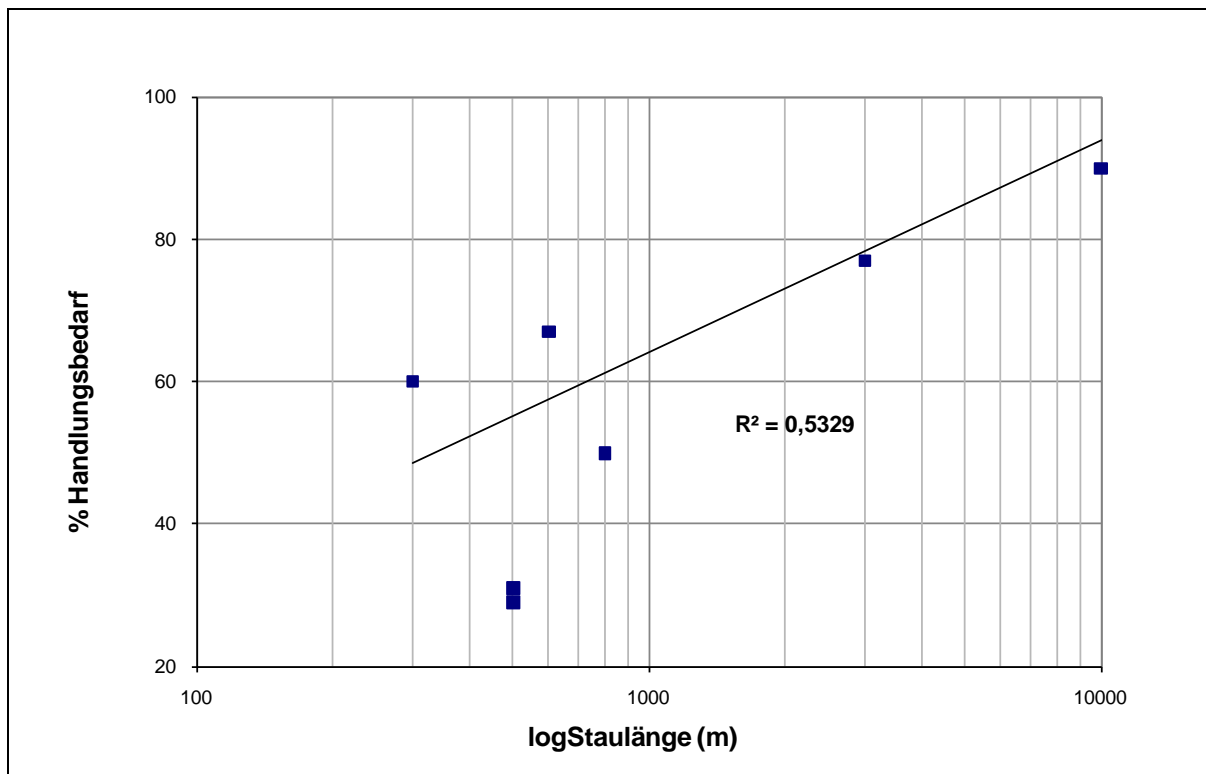


Abb. 42: Prozentueller Anteil des Rückstaubereiches im Handlungsbedarf in Abhängigkeit von der Gesamtlänge des Staus (logarithmierte Darstellung).

Abbildung 43 und Abbildung 44 zeigen den relativen Anteils der Stau in Abhängigkeit vom ökologischen Zustand oberhalb der Stau. In Abbildung 43 ist auf der x-Achse die Zustandsklasse aufgetragen, in Abbildung 44 die Abweichung des Degradations-Scores (Screening) bzw. des Moduls „Allgemeine Belastung“ bei den AQEM-Proben. Da diese beiden Kennwerte unterschiedliche Dimensionen aufweisen, wurde für die Darstellung die relative Abweichung von der Grenze zum Handlungsbedarf (Degradationsindex bei der Screening-Methode) bzw. der Grenze zwischen gutem und mäßigem Zustand (MMI) gewählt. Die Ergebnisse zeigen auch hier einen deutlichen Zusammenhang. Je größer die Vorbelastung, umso höher ist der Anteil des Staus mit Handlungsbedarf.

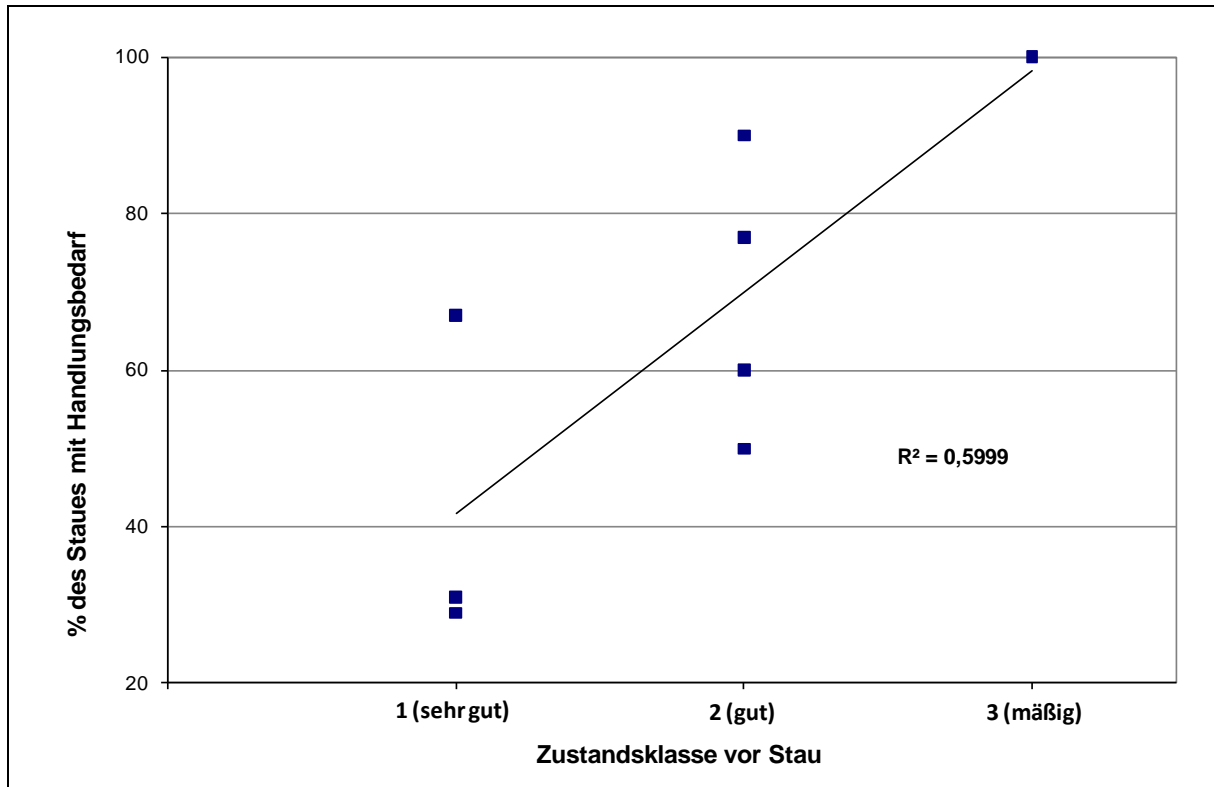


Abb. 43: Prozentueller Anteil des Rückstaubereiches im Handlungsbedarf in Abhängigkeit von der Zustandsklasse in der frei fließenden Strecke vor dem Stau.

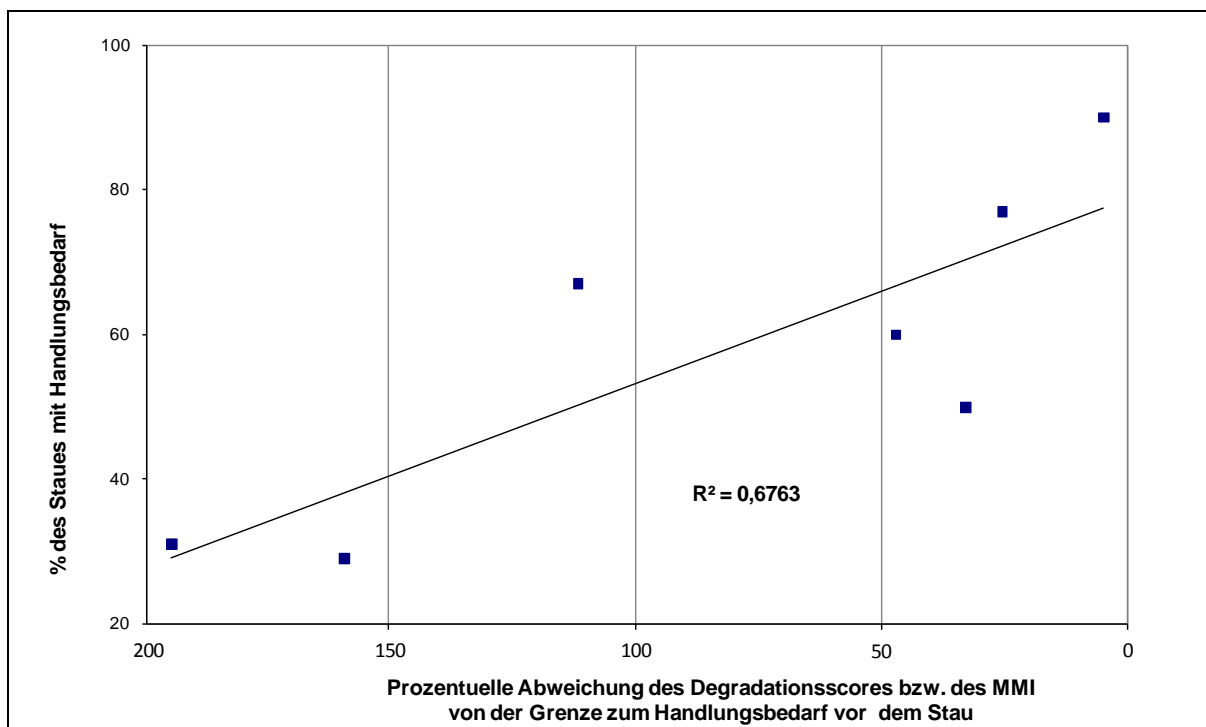


Abb. 44: Prozentueller Anteil des Rückstaubereiches im Handlungsbedarf in Abhängigkeit von der Zustandsklasse in der frei fließenden Strecke vor dem Stau ausgedrückt als prozentuelle Abweichung des Degradations-Scores von der Grenze zum Handlungsbedarf (Grenze gut – mäßig).

3.4.4 Choriotopverteilung

Für die untersuchten Staue wurde die Substratverteilung auf Basis der Einzelproben abgeschätzt. In allen Fällen nimmt mit verringerter Fließgeschwindigkeit zum Wehr hin der Anteil groben Geschiebes ab und der Anteil an Feinsedimenten zu. Eine Ausnahme bildet die Traun insofern, als hier der Grobkornanteil bis etwa zur Mitte des Staus ansteigt. Dies könnte durch die Staukette oberhalb begründet sein, wodurch hier der Nachschub auch von feineren Substraten weitgehend unterbunden wird und es dadurch zu untypisch überströmten Mesolithalbereichen kommt.

Abbildung 45 zeigt die Substratverteilungen im Längsverlauf der untersuchten Staue an, wobei die Substrate in Gruppen (Pelal/POM, Akal/Psammal, sowie alle Lithalfractionen) zusammengefasst sind. Die schwarze vertikale Linie markiert dabei jeweils die Grenze zwischen gutem Zustand (links der Linie) und Handlungsbedarf (rechts von der Linie) an.

Ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Anteil einzelner Korngrößen und dem ökologischen Zustand kann jedoch bei Betrachtung aller untersuchten Staue nicht unmittelbar festgestellt werden. So wurden zum Beispiel in Mur und Erlauf die Grenze zum Handlungsbedarf in einem Bereich mit überwiegend Lithal erreicht, während sie zum Beispiel in Kamp und Naarn in den Kies und Sandbereich fiel. Hier muss auch eine gewässertypspezifische Referenzsituation der Substratverteilung mitberücksichtigt werden. So kann gezeigt werden, dass für die untersuchten Staue im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse der Anteil an feineren Fraktionen einen sehr guten Indikator für den ökologischen Zustand der Untersuchungsstelle darstellt. (siehe Abbildung 39). Hier konnte eine sehr hohe Korrelation $r^2 = 0,73$ festgestellt werden. Diese Ergebnisse sind aber nicht unmittelbar auf andere Gewässertypen übertragbar.

Als allgemein guter Parameter zur Abschätzung der ökologischen Zustandsklasse im Stau erweist sich jedoch der Anteil der Verschlammung vor dem Wehr. Handlungsbedarf war in allen Fällen angezeigt, bereits bevor ein nennenswerter Anteil der Gewässersohle (10%) verschlammt war, d.h., ab einer Verschlammung von 10 % kann mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit von Handlungsbedarf ausgegangen werden. Der Grad der Verschlammung ist ein integrativer Parameter, in dem verschiedene Einflussgrößen wie zum Beispiel Herabsetzung und Vergleichmäßigung der Strömungsgeschwindigkeit, Höhe der Überstauung oder Sauerstoffangebot zum Ausdruck kommen. An den untersuchten Stellen kann ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Verschlammung vor dem Wehr und dem Anteil des Staues mit Handlungsbedarf festgestellt werden (siehe Abbildung 46). Je höher der Pelal - Anteil, umso länger der relative Anteil des Staues mit Handlungsbedarf.

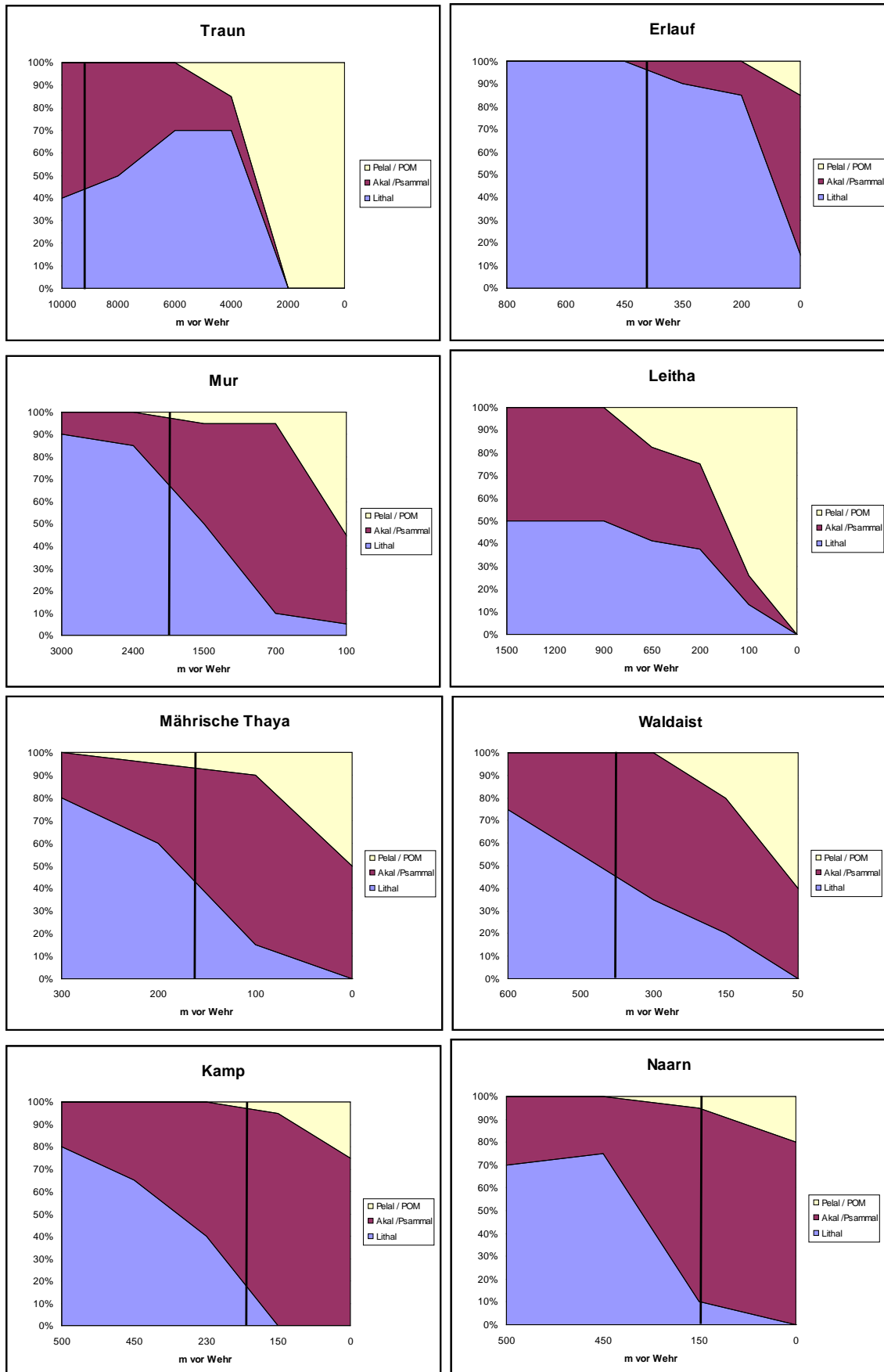


Abb. 45: Substratverteilung der untersuchten Staue (excl. Donau) im Längsverlauf (schwarze Linie = Grenze zum Handlungsbedarf)

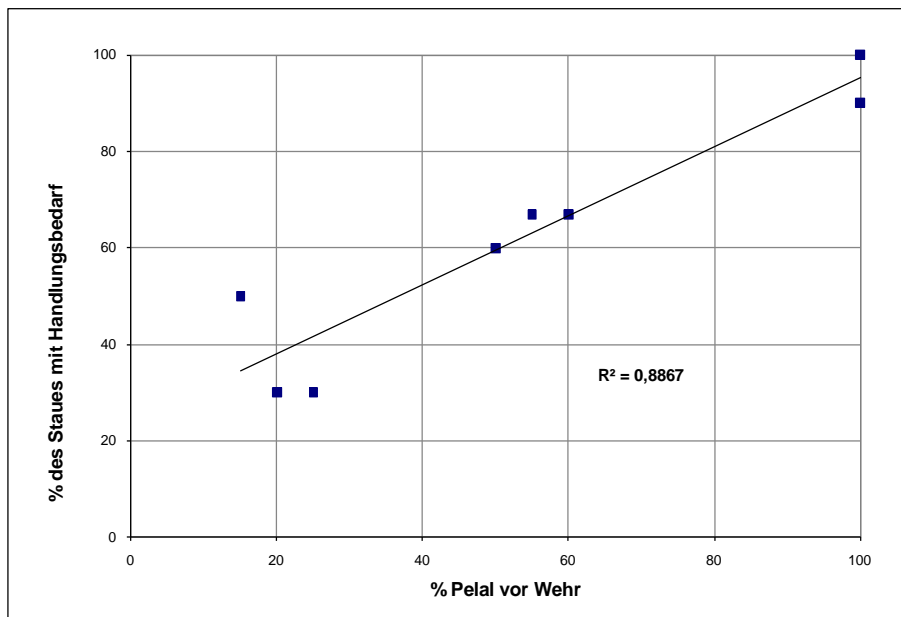


Abb. 46: Zusammenhang zwischen der relativen Staulänge mit Handlungsbedarf und dem Prozentanteil an Pelal vor dem Wehr.

4 Diskussion

4.1 Ausgewählte ökologisch wirksame Umweltvariablen

Die Auswertungen der Bodenfauna rückgestauter Fließstrecken bestätigen die Tatsache, dass jedes Gewässer ein „Individuum“ ist; dennoch zeigen sich nachvollziehbare Gesetzmäßigkeiten, welche eine konzeptuelle Aufbereitung der wichtigsten ökologischen Steuergrößen erlaubt. Auf diese Weise sind eine Bewertung der ökologischen Zustandes, Prognosen künftiger Entwicklungen und die Formulierung technisch umsetzbarer Kriterien für eine nachhaltige Wasserwirtschaft im Sinne der europäischen Wasserpolitik möglich.

Eine wichtige Schlüsselerkenntnis erbringt die Tatsache, dass durch den Aufstau keine biologisch wirksamen chemischen Veränderungen hervorgerufen werden. Die auf Basis der AQEM-Daten durchgeführte Korrelationsanalyse belegt dies anschaulich. Weder Nährstoffe (etwa Stickstoff und Phosphor), noch wichtige Ionen ändern sich im Längsverlauf der rückgestauten Fließstrecke. Als Grund dafür ist wohl die geringe Verweildauer des Flusswassers im „Stauraum“ anzusehen. Für große Staue bleibt diese Aussage zu überprüfen, obwohl die bisherigen Erkenntnisse zeigen, dass sich auch in den Fließkanälen großer Donaustaue keine Schichtungen ausbilden (HERZIG, 1987).

Hingegen sind die Fließgeschwindigkeit und die Bettsedimente (hier am Beispiel der Feinsedimentanteile ausgewiesen) sehr deutlich mit der Veränderung der limnologischen Bedingungen in der Längsachse des Stauraumes korreliert (Tabelle 16).

Tab. 16: Ergebnisse der Korrelationsanalyse für die AQEM-Staue.

Korrelationen

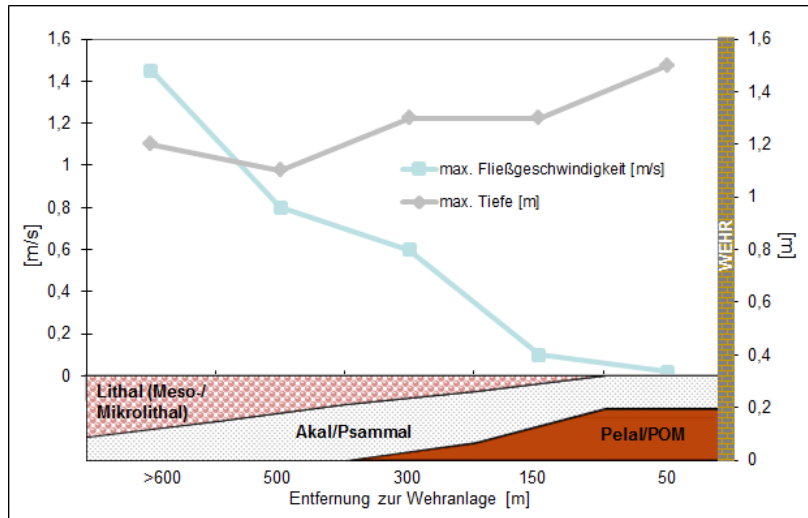
	Entfernung vom Wehr	
	Korrelation nach Pearson	Signifikanz (2-seitig)
pH	-,298	,347
gelöster Phosphor	-,177	,582
Gesamtposphor	-,096	,767
NO3-N	,091	,779
Ca	,255	,425
Mg	-,138	,669
Gesamthärte	,199	,535
Chlorid	,121	,707
max. Gewässerbreite	,074	,820
mittl. Gewässerbreite	,000	1,000
% Ufervegetation	,483	,112
Temperatur	,012	,972
% Beschattung	,343	,275
Leitfähigkeit [µS]	-,121	,709
Sauerstoffsättigung [%]	-,073	,822
% Feinsedimentanteil	-,878**	,000
mittl. Fließgeschwindigkeit [m/s]	,791**	,002
max. Tiefe [m]	-,711**	,010

** : Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

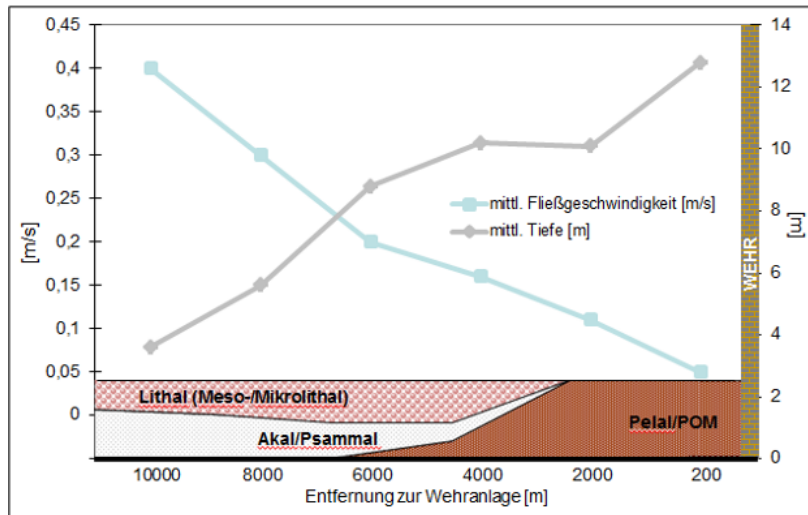
Beide Umweltvariablen sind natürlich kombiniert zu betrachten, da die Herabsetzung der Strömungsgeschwindigkeit und die daraus resultierende Schleppspannung die wesentlichen Faktoren für die Veränderung der Substratzusammensetzung und somit der Faunengesellschaft im Stauraum sind.

Beispielhaft soll für kleine (Waldaist, AQEM-Projekt), mittlere (Traunstau Pucking) und große Staue (Donau stromauf KW Abwinden-Asten) die Entwicklung von Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat im Längsverlauf graphisch skizziert werden

WALDAIST



TRAUN



DONAU

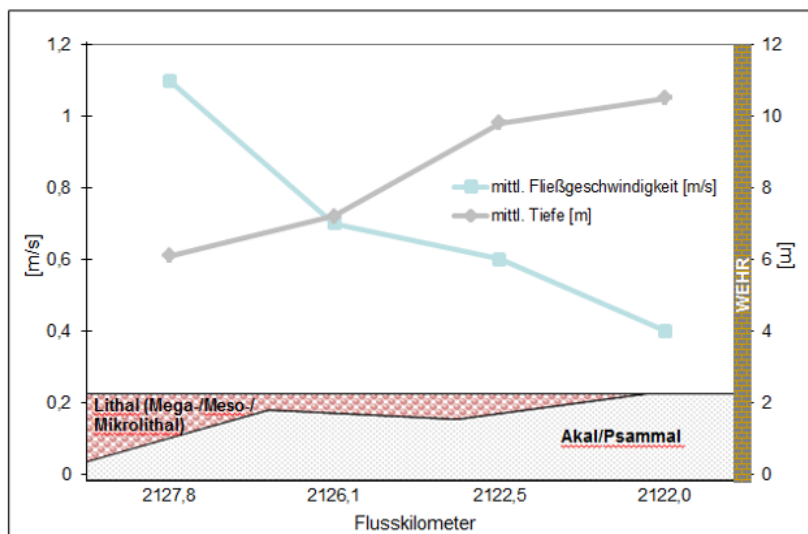


Abb. 47: : Entwicklung ausgewählter Milieufaktoren in kleinen, mittleren und großen Stauen.

In allen Stauräumen nimmt die Strömung kontinuierlich gegen die Wehranlage zu ab. Dadurch verringern sich auch sukzessive die Korndurchmesser des sedimentierten Geschiebes. Letztendlich hängt es von der Strömungsgeschwindigkeit vor dem Wehr ab, welches Material als kleinste Kornfraktion abgelagert wird. Obwohl hier nur mittlere Strömungsgeschwindigkeiten gemessen wurden, passen die beobachteten Verhältnisse von Fließgeschwindigkeit und Korndurchmesser ausgezeichnet in das bewährte Schema von EINSELE (Tabelle 1).

Definitionsgemäß ist die Verminderung der natürlichen Fließgeschwindigkeit schon in der Stauwurzel ausgeprägt, wobei nach JUNGWIRTH et al. (2003a) eine Abnahme der natürlichen Strömungsgeschwindigkeit bis auf 70% des Ausgangswertes auftreten kann. Wie Abbildung 48 zeigt, besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen Strömungsgeschwindigkeit in der freien Fließstrecke und Strömungsgeschwindigkeit in der als „Stauwurzel“ bezeichneten Fließstrecke.

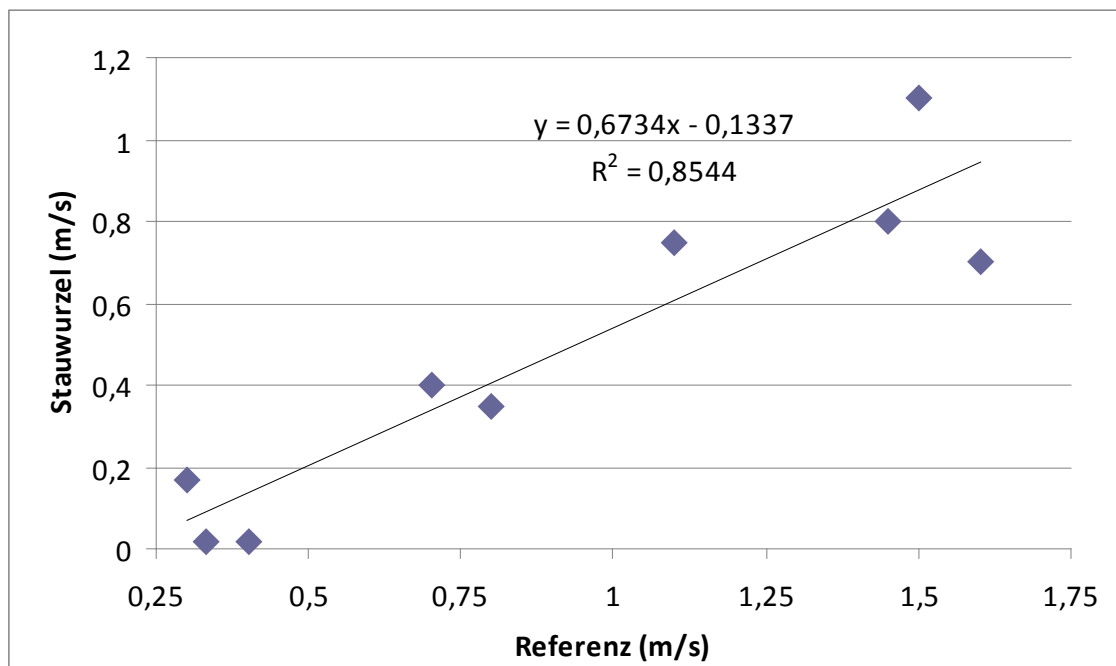


Abb. 48: Zusammenhang zwischen mittlerer Strömungsgeschwindigkeit in der freien Fließstrecke (x-Achse) und in der Stauwurzel (y-Achse) (alle untersuchten Stau)

Überträgt man diesen Zusammenhang in eine Bewertung des ökologischen Zustandes, so zeigt sich, dass die Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit auf 2/3 des Referenzwertes in den untersuchten Stauen keine Verschlechterung der Zustandsklasse mit sich bringt.

Insgesamt kann aus den Daten vorliegender Studie abgeleitet werden, dass der ökologische Zustand im Fluss von einer Reihe von Faktoren beeinflusst wird, welche untereinander in Beziehung stehen. Die wichtigsten Faktoren dabei sind:

- Länge des Staues (aufgestaute Fließstrecke stromauf Wehranlage)

- Grad der Verlangsamung und Vergleichmäßigung der Strömung im Vergleich zur Referenzsituation und damit verbunden die Homogenisierung der Substratzusammensetzung in Relation zur Referenzsituation
- Ökologischer Zustand in der frei fließenden Strecke oberhalb der Stauhaltung
- andere Einflussfaktoren: vorhergehende Stauraumpülungen, starke Hochwasserereignisse, Alter des Staues, in den Stau einmündende Gewässer, etc.

Für Stau mit einem Rückstau von über 1.000 m Länge wurde bei deutlich mehr als 50 % des Staues Handlungsbedarf festgestellt. Im Fall der Mur (Länge 3 km) waren das etwa 75 %, im Fall der Traun (Länge 10 km) sogar 90 %. Bei Stauen mit einer Länge zwischen 600 und 1.000 m waren mindestens 50 % des Staues nicht in gutem Zustand. Bei noch kürzeren Stauhaltungen wurde immer noch auf mindestens einem Drittel der Länge Handlungsbedarf festgestellt.

Die Vergleichmäßigung der Strömungsbedingungen und die damit verbundene Veränderung der Substratzusammensetzung (Zunahme der feinkörnigen Fraktionen) spielen ebenfalls eine wesentliche Rolle. Der ökologische Zustand kann für einzelne Gewässertypen sehr gut mit der Substratzusammensetzung korreliert werden, allerdings lässt sich kein fixer, generell gültiger Grenzwert ableiten. Entscheidender und aussagekräftiger als die Anteile einzelner Substrattypen ist nämlich die Abweichung der Substratzusammensetzung vom Referenzzustand, die innerhalb der Gewässertypen stark divergiert. Diese lässt sich auf Basis der vorliegenden Daten bzw. aus Literaturangaben etwa im Hinblick auf den Anteil der Feinsedimente ableiten.

Die Aussagekraft der Substratzusammensetzung bleibt aber trotzdem stark eingeschränkt, da im Falle untypisch langsam überströmter Substrate keine verlässliche Prognose der Makrozoobenthosbesiedlung zulässig ist. Bei gröberen Lithalfraktionen (Meso-, Makro-, Megalithal) können die für dieses Substrat typischen rheophilen Faunenelemente aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeit gänzlich ausfallen. Andererseits können an niedrige Strömung angepasste stagnophile oder stagnobionte Organismen ausfallen, da viele dieser Arten an Feinsedimente gebunden sind. Bei der Untersuchung der Blockwurfffauna in Fluss-Stauräumen fanden beispielsweise JANECEK & MOOG (1994) eine signifikante Abnahme der Arten- und Individuenzahl mit zunehmender Nähe zur Wehranlage und damit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit. Die Anzahl der Chironomidenarten reduzierte sich von der Stauwurzel zur Staumitte von 41 auf 14, vor der Wehranlage wurden überhaupt nur noch zwei Arten gefunden. Der Anteil an Grobsubstraten ist daher kein verlässlicher Indikator für den ökologischen Zustand von Stauhaltungen: Trotz hohem Lithalanteil kann ein Stau einen schlechten ökologischen Zustand aufweisen. Im Gegensatz dazu ist aber ein (für den Gewässertyp) untypisch hoher Anteil an Feinsubstraten durchaus aussagekräftig: Der Grad der Verschlammung vor dem Wehr ist hier ein guter integrativer Indikator für den

Gesamtzustand des Staues. Abschnitte mit deutlicher Verschlammung, meist von einer psammopelophilen Potamalzönose wie den Prodiamesinae (HASLAUER et al., 1988) besiedelt, zeigten in allen untersuchten Fällen Handlungsbedarf.

Je besser der „Allgemeinzustand“ des Flusses, desto weiter reicht der gute Zustand in den Stau.

Als grobe Richtwerte können daher für Gewässer mit einem Einzugsgebiet größer 100 km² Einzugsgebiet folgende Schlussfolgerungen formuliert werden:

- Wird bereits vor dem Stau der gute ökologische Zustand überschritten, so besteht diese Überschreitung im gesamten Stau.
- Beträgt die Staulänge zwischen 300 m und 500 m, so ist auf mindestens einem Drittel der Staulänge der gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben.
- Beträgt die Staulänge zwischen 500 m und 1.000 m, so ist auf mindestens 50 % der Staulänge der gute ökologische Zustand überschritten.
- Beträgt die Staulänge über 1.000 m, so ist der gute Zustand auf deutlich mehr als 50 % der Staulänge verfehlt. Je länger der Stau, umso länger ist der Anteil, der den guten ökologischen Zustand nicht erreicht.
- Ist der gute ökologische Zustand oberhalb der Stauhaltung nur mehr knapp gegeben, so kann davon ausgegangen werden, dass sich die oben angegebenen Anteile, die den guten ökologischen Zustand überschreiten, deutlich verlängern.
- Ebenso ist mit einer Zielverfehlung zu rechnen, wenn die mittlere Strömungsgeschwindigkeit $\frac{2}{3}$ der Strömungsgeschwindigkeit der nicht eingestauten Fließstrecke unterschreitet.
- Beträgt der Anteil von schlammigen Substraten (Pelal) an einer Untersuchungsstelle über 10 %, so ist davon auszugehen, dass die Stelle den guten Zustand bereits deutlich verfehlt. Ab einem Feinsubstratanteil (Akal, Psammal, Pelal) von 80 % wird mit Sicherheit der unbefriedigende Zustand erreicht.
- Bei sehr rasch durchströmten Stauen ohne oder mit nur sehr geringen Pelalanteilen unmittelbar vor der Wehranlage und nur unwesentlichen Veränderungen der Substratzusammensetzung, sowie bei Stauhaltungen mit anderen wesentlichen Einflüssen (z.B. Einmündung von bedeutenden Zubringern im Stauabschnitt, massiver Grundwassereinfluss etc.), können die oben angeführten Richtwerte nicht unmittelbar angewendet werden. In diesen Fällen wird eine genauere Untersuchung des Stauraumes empfohlen.

Abschnitte mit einem ökologischen Zustand schlechter als gut, deren Ausdehnung räumlich unter einem Kilometer bleibt, werden derzeit als kleinräumig und nicht ausschlaggebend für eine schlechte Gesamtbewertung eines Wasserkörpers angesehen. Demnach sind für den Wasserkörper erst Beeinträchtigungen relevant, die Abschnitte im schlechteren als dem

guten Zustand mit einer Länge von mehr als einem Kilometer mit sich bringen .

Die Ergebnisse der vorliegenden Auswertungen zeigen, dass ab einer Staulänge von einem Kilometer in allen Fällen der gute Zustand auf mindestens 50 % der Staulänge verfehlt wurde. Demzufolge lässt sich ableiten, dass die Verfehlung des guten Zustandes in Stauen mit einer Gesamtlänge von über zwei Kilometern mit sehr großer Wahrscheinlichkeit über diese Kleinräumigkeit hinausgeht und daher auch eine wesentliche Beeinträchtigung für den gesamten Wasserkörper darstellen.

4.2 Notwendigkeit einer typspezifischen Unterscheidung von Grenzwerten

Die Fließgeschwindigkeitsänderung und die damit verbundene Veränderung der Substratzusammensetzung ist ein sehr guter Indikator für die Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und damit auf den ökologischen Zustand eines Stauabschnitts. Die Notwendigkeit einer typspezifischen Festlegung von Grenzwerten liegt aber auf der Hand, da die natürliche Substratzusammensetzung in den unterschiedlichen Bioregionen und Gewässertypen stark variiert. Aus den vorliegenden Daten bzw. der Literaturrecherche lassen sich solche typspezifischen Grenzwerte nicht ableiten, da hierzu die Datenlage bei weitem nicht ausreicht. Allerdings steht fest, dass eine Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit um 1/3 des Wertes der Referenzstrecke in den Untersuchten Stauen keine Herabsetzung der Zustandsklasse zur Folge hatte.

Im Rahmen des AQEM-Projekts zeigte sich, dass ab einem Feinsubstratanteil (Akal, Psammal, Pelal) von 80 % der unbefriedigende Zustand erreicht wurde. Auch hier wurde bei vollständigem Ausfall der Lithalfractionen eindeutig der schlechte Zustand ermittelt. Allgemeingültige Regeln lassen sich aber aus diesen Einzelfällen nicht ableiten.

Die grobe Abschätzung auf Basis der Staulänge hat den Vorteil, dass diese nicht so stark vom Gewässertyp abhängig ist. Die Länge des Staues subsumiert außerdem offenbar auch den Grad der Vereinheitlichung von Strömung und Substrat.

4.3 Vergleich der Ergebnisse der Screening-Methode und der detaillierten MZB-Methode

Von den insgesamt 55 Probenstellen wurden 33 sowohl mittels Screening-Methode als auch detaillierter MZB-Methode bewertet. Eine Gegenüberstellung der Ergebnisse zeigt, dass lediglich an vier Probenstellen ein abweichendes Ergebnis erzielt wird.

Tab. 17: Ergebnisse der Screening-Methode und der detaillierten MZB-Methode; HB= Handlungsbedarf

Abschnitt	Untersuchungsstelle	Datum	ÖKZ Screening-Methode	ÖKZ Detaillierte MZB-Methode
Traun bei Pucking	A km 24,2	07.08.2008	2	2
Traun bei Pucking	B km 22,2	07.08.2008	HB	4
Traun bei Pucking	C km 20,2	07.08.2008	HB	4
Traun bei Pucking	D km 18,2	07.08.2008	HB	5
Traun bei Pucking	E km 16,2	07.08.2008	HB	5
Traun bei Pucking	F km 14,2	07.08.2008	HB	5
Mur bei Spielfeld	A km 3	06.11.2008	2	2
Mur bei Spielfeld	B km 2,4	06.11.2008	2	3
Mur bei Spielfeld	C km 1,5	06.11.2008	HB	5
Mur bei Spielfeld	D km 0,7	06.11.2008	HB	5
Mur bei Spielfeld	E km 0,1	06.11.2008	HB	5
Kamp	Referenz	27.04.2000	1	1
Kamp	Referenz	25.07.2000	1	2
Kamp	Stelle 2	27.04.2000	2	1
Kamp	Stelle 2	25.07.2000	1	2
Kamp	Stelle 3	27.04.2000	2	2
Kamp	Stelle 3	25.07.2000	2	2
Kamp	Stelle 4	27.04.2000	HB	3
Kamp	Stelle 4	25.07.2000	HB	3
Naarn	Referenz	28.04.2000	1	1
Naarn	Referenz	25.07.2000	2	2
Naarn	Stelle 2	28.04.2000	1	1
Naarn	Stelle 2	25.07.2000	2	2
Naarn	Stelle 3	28.04.2000	2	2
Naarn	Stelle 3	25.07.2000	HB	3
Waldaist	Referenz	28.04.2000	1	1
Waldaist	Referenz	26.07.2000	1	1
Waldaist	Stelle 2	28.04.2000	1	1

Abschnitt	Untersuchungsstelle	Datum	ÖKZ Screening-Methode	ÖKZ Detaillierte MZB-Methode
Waldaist	Stelle 2	26.07.2000	2	2
Waldaist	Stelle 3	28.04.2000	2	2
Waldaist	Stelle 3	26.07.2000	HB	3
Waldaist	Stelle 4	28.04.2000	HB	4
Waldaist	Stelle 5	28.04.2000	HB	5

4.3.1 Detaillierte Betrachtung der abweichenden Ergebnisse

Eine nähere Betrachtung der Ergebnisse macht deutlich, dass an zwei der insgesamt vier Untersuchungsstellen die Screening-Methode ein grenzwertnahes Ergebnis liefert.

Tab. 18: Details zu den Ergebnissen der abweichenden Bewertung von Screening-Methode und detaillierter MZB-Methode

	Mur Spielfeld	Kamp	Kamp	Kamp
Untersuchungsstelle	Transekt B	Referenz	Stelle 2	Stelle 2
Datum	06.11.2008	25.07.2000	27.04.2000	25.07.2000
Saprobieller Grundzustand	1,75	1,75	1,75	1,75
AB-EQR I/II	0,75	1,17	0,93	1,02
AB-EQR II/III	1,28	1,83	1,46	1,6
ÖKZ AB	2	1	2	1
OB-EQR I/II	1,2	0,98	0,96	1
OB-EQR II/III	0,86	0,71	0,7	0,72
ÖKZ OB	2	1	1	1
ÖKZ Screening-Methode	2	1	2	1
SI	1,88	1,81	1,7	1,93
MMI 1	0,57	0,89	0,83	0,8
MMI 2		0,94	0,8	0,83
ÖKZ Det. MZB-Mthode	3	2	1	2

Die rot hervorgehobenen Werte markieren die grenzwertnahen EQRs. Unten stehendes Schema zeigt die Zuordnung der EQR-Werte zu einer ökologischen Zustandsklasse (vgl. OFENBÖCK et al. 2010).

An beiden Stellen ist der Saprobienindex ausschlaggebend für die Gesamtbewertung der

detaillierten MZB-Methode. Betrachtet man das Ergebnis der Saprobie-Scores lässt sich feststellen, dass der EQR-Wert des Moduls Organische Belastung an der Referenzstelle des Kamp mit 0,98 nur 0,2 Punkte von der Klassengrenze zum guten ökologischen Zustand entfernt liegt. Besonders deutlich wird die Grenzwertigkeit an der Untersuchungsstelle 2 (Datum vom 25.07.2000) am Kamp. Hier kommt das Ergebnis des Moduls Organische Belastung mit einem EQR von 1 direkt an der Klassengrenze zum Liegen. Anders als beim Multimetrischen Index gibt es für die Screening-Methode derzeit noch keine offizielle Regelung für grenzwertige Ergebnisse. Die Anwendung eines Toleranzbereiches von 0,02 Indexpunkten würde ein konkordantes Ergebnis der beiden Bewertungsmethoden ergeben. Für den Test der Übereinstimmung wurden daher diese beiden Stellen nicht als abweichende Ergebnisse angenommen.

AB-EQR Wert	Beurteilung
AB-EQR _{I/III} ≥ 1	sehr guter ökologischer Zustand
AB-EQR _{I/III} < 1 & AB-EQR _{II/III} ≥ 1	guter ökologischer Zustand
AB-EQR _{II/III} < 1	Handlungsbedarf

Abb. 49: Schema der Bewertung für Screening – Allgemeine Belastung

OB-EQR Wert	Beurteilung
OB-EQR _{I/III} ≤ 1	sehr guter ökologischer Zustand
OB-EQR _{I/III} > 1 & OB-EQR _{II/III} ≤ 1	guter ökologischer Zustand
OB-EQR _{II/III} > 1	Handlungsbedarf

Abb. 50: Schema der Bewertung für Screening – Organische Belastung

4.3.2 Reliabilitätstest

Über einen Kreuztellentest kann der Grad der Übereinstimmung der beiden Bewertungsmethoden für jede Zustandsklasse gesondert ermittelt werden. Die auf der Hauptdiagonale fett hervorgehobenen Werte geben den Anteil der Übereinstimmung in den jeweiligen Zustandsklassen nach der detaillierten MZB-Methode wieder. Ober- und unterhalb der Hauptdiagonale stehende Werte zeigen den Anteil der abweichenden Werte. Für den Vergleich der beiden Methoden wurde das fünfstufige Bewertungssystem der detaillierten MZB-Methode in das dreistufige System der Screening-Methode umgelegt. Hierfür wurden

die ökologischen Zustandsklassen (ÖKZ) 3-5 in eine einzige Kategorie „Handlungsbedarf (HB)“ zusammengefasst. Von allen Stellen, die nach der detaillierten MZB-Methode als ÖKZ 1 („sehr gut“) bewertet wurden, wurde mit der Screening-Methode in 85,7% die ÖKZ 1 und in 14,3% die ÖKZ 2 („gut“) ermittelt. Für alle ÖKZ 2 Stellen ergibt sich eine Übereinstimmung von 100%. In der Kategorie Handlungsbedarf lag die Übereinstimmung bei 93,3%. Die abweichenden 6,7 % wurden nach der Screening-Methode mit ÖKZ 2 bewertet. Mit einem Kappa Koeffizient von 0,9 kann von einer (fast) vollständigen Übereinstimmung gesprochen werden (vgl. Kapitel 3.1.6).

Tab. 19: Kreuztabelle detaillierte MZB-Methode * Screening-Methode: Vergleich der Ergebnisse nach der detaillierten MZB-Methode inklusive saprobielle Belastung (Saprobienindex nach Zelinka & Marvan 1961) und Screening-Methode ausgedrückt in ökologischen Zustandsklassen (ÖKZ). Die ökologischen Zustandsklassen 3-5 der detaillierten MZB-Methode sind in der Gesamtklasse „Handlungsbedarf (HB)“ zusammengefasst. Ergebnis des Cohens Kappa Koeffizienten (Maß der Übereinstimmung) = 0,9; N= 33

		ÖKZ - Detaillierte MZB-Methode					
		1		2		HB	
ÖKZ – Screening-Methode		Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
	1	6	85,7%	0	0%	0	0%
	2	1	14,3%	11	100%	1	6,7%
	3	0	0%	0	0%	14	93,3%
	HB	7	100%	11	100%	15	100%
Maß der Übereinstimmung	Kappa	0,9					

4.3.3 Fehlerabschätzung

Der Vergleich der Ergebnisse der Screening-Methode mit der detaillierten MZB-Methode ergibt eine Übereinstimmung von 94 % der Einstufung in Zustandsklassen. 3 % aller herangezogenen Untersuchungsstellen werden von der Screening-Methode um eine Zustandsklasse besser (Fehler 1. Art) und 3 % schlechter (Fehler 2. Art) als von der detaillierten MZB-Methode bewertet (vgl. Abbildung 51).

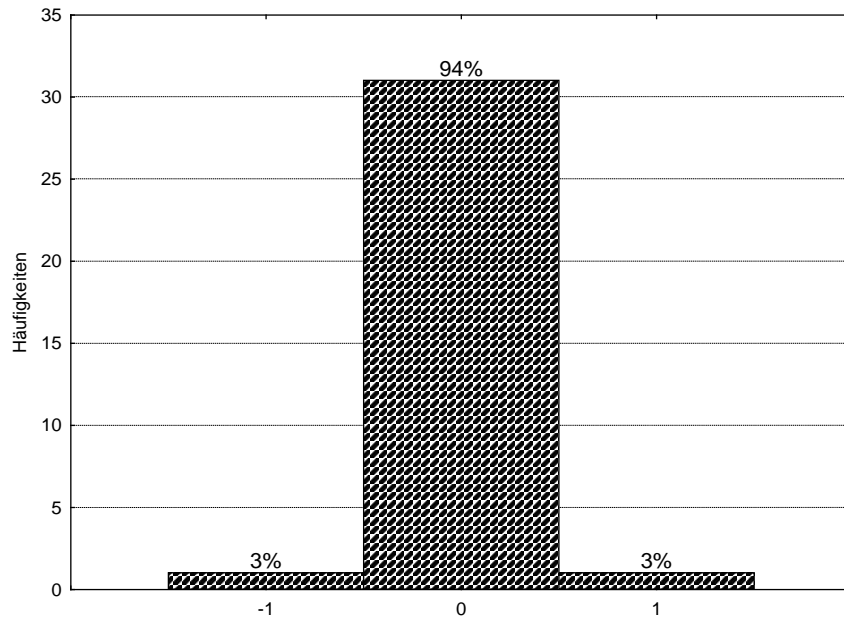


Abb. 51: Vergleich der detaillierten MZB-Methode mit der Screening-Methode; „-1“: Fehler 1. Art (Untersuchungsstelle wird von Screening-Methode zu gut eingeschätzt), „0“: übereinstimmendes Ergebnis, „1“: Fehler 2. Art (Untersuchungsstelle wird von Screening-Methode zu schlecht eingeschätzt)

4.3.4 Zusammenfassende Diskussion

Das Ergebnis des Cohens Kappa Koeffizienten von 0,9 (fast vollständige Übereinstimmung) belegt eindrücklich die Praxistauglichkeit der Screening-Methode für die Bewertung von Stauen. Die Stabilität und Zuverlässigkeit der Screening-Methode bei der Bewertung von Stauen zeigt sich auch in der Darstellung der Fehlerwahrscheinlichkeit mit einer Übereinstimmung von 94% mit der detaillierten MZB-Methode. Diese Ergebnisse entsprechen auch den in einer Studie zur Validierung der Screening-Methode (HARTMANN 2011) gewonnenen Erkenntnissen, wobei die in der vorliegenden Studie ermittelten Konkordanz-Werte höher ausfallen. Bei den wenigen Untersuchungsstellen mit abweichenden Ergebnissen können zwei als deutlich grenzwertnah beschrieben werden und geben auch hier einen Hinweis darauf, wie gut diese Feldmethode die Expertenmeinung trifft.

5 Literatur:

- AMOROS, C. & ROUX, A. L. (1988): Interaction between water bodies within the floodplain of large rivers; function and development of connectivity. Münstersche Geographische Arbeiten 29: 125-130.
- ANDERWALD, P. (2001): Traun - Enns Platte. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.): Gewässerschutzbericht 24 / 2001: 60 S.
- AQEM CONSORTIUM (2002): The Development and Testing of an integrated Assessment System for the Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates; Förderung durch die Europäische Kommission; Contract No.: EVK1-CT 199-00027; Laufzeit 3/2000 – 2/2002.
- BACHURA, B., BLATTERER, H., GRASSER, H.-P., HEINISCH, W., MEISRIEMLER, P., MÜLLER, G. & SCHAY, G. (1993): Ager - Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991/92. Amt der Oö. Landesreg. (Hrsg.): Gewässerschutz Bericht 2/1993, Linz: 147 S..
- BACHURA, B., HEINISCH, W., MEISRIEMLER, P., MÜLLER, G. & SCHAY, G. (1992): Traun - Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991. Amt der Oö. Landesregierung (Hrsg.): Gewässerschutz Bericht 1/1992, Linz: 157 S..
- BANNING, M. (1990): Der Rheo-Index – eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen der Auswirkungen des Flusstaus auf die benthische Lebensgemeinschaft. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. V. in Essen:186-190.
- BANNING, M. (1998): Auswirkung des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. Essener Ökologische Schriften, Bd. 9:1-185. Westarp Wissenschaften.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBBLING (1999): Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1984): 100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg. Schriftenreihe des Bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, H. 19.
- BIRK, S. (2003): Überblick über die Methoden zur Fließgewässerbewertung in Europa. DGL, Tagungsberichte, 2002: 109-113, Werder.

- BIZER, J. R. (2000): International mechanisms for avoiding, mitigating and compensating the impacts of large dams on aquatic and related ecosystems and species. World Commission on Dams. 87.
- BMLFUW (2009): Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan Donau – Rhein – Elbe; Entwurf (BMLFUW-UW.4.1.1/0003-I/4/2009) 1.
- BORTZ, J. & LIENERT, G. A. (2003): Kurzgefasste Statistik für die Klinische Forschung – Leitfaden für die verteilungsfreie Analyse kleiner Stichproben (2. Aufl.). Berlin: Springer.
- BRETSCHKO, G. H. & MOOG, O. (1990): Downstream effects of intermittent power generation. *Wat. Sci. Tech.*22(5):127-135.
- BRINSON, M. H., BRADSHAW, H. D. & HOLMES, R. N. (1983): Significance of floodplain sediments in nutrient exchange between a stream and its floodplain. T.D. Fontain Bartell (ed.): *Ann. Science Arbor Science Publ., Dynamics of lotic ecosystems.* Ann. Arbor. Michigan.:199-221.
- BUND FÜR UMWELTSCHUTZ UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2002): Wasserkraftnutzung unter der Prämisse eines ökologischen Fließgewässerschutzes. *Positionen*, 37:1-10.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1999): Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. *Wasserwirtschaftskataster*.
- Bunge, T., Dirbach, D., Dreher, B., Fritz, K, Lell, O., Rechenberg, B. , Schmitz, E., Schwermer, S., Steinhauer, M., Steudte, C., Voigt, T. (2001): *Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle – rechtliche und ökologischen Aspekte.- Deutsches Umweltbundesamt - Texte 01/01, ISSN 0722-186X, 1-87 Berlin.*
- BUTZ, I. (1985): Die Limnologie der Unteren Traun. Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, *Limnologie der österreichischen Donau-Nebengewässer, Teil 1, Wasserwirtschaft Wasservorsorge*, Wien: 1-63.
- CASTELLA, E., M., RICHARDOT-COULET, C., ROUX & P., RICHOUX 1984: Macroinvertebrates as "describers" of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhone River. *Hydrobiologia* 119: 219-225.
- CHANTARAMONGKOL, P. (1983): Light-trapped caddisflies (Trichoptera) as water quality indicators in large rivers: Results from the Danube at Veröce, Hungary. *Aquatic insects*, Vol.5, pp. 33-37.
- CHOVANEC, A. & J. WARINGER (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems- assesment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Reg. Riv.: Res. Mgmt.* 17:439-507.

- CHOVANEC, A., H. HEGER, V. KOLLER-KREIMEL, O. MOOG, T. SPINDLER & H. WAIDBACHER (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern - eine Diskussionsgrundlage. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, 46 (11/12): 257-264.
- CHOVANEC, A., J. WARINGER, M. STRAIF, W. GRAF, W. RECKENDORFER, A. WARINGER-LÖSCHENKOHL, H. WAIDBACHER & H. SCHULTZ (2005): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain system according to the EU Water Framework Directive. Large Rivers Vol. 15, N° 1-4. Arch. Hydrobiol. Suppl. 155/1-4:169-185.
- CHOVANEC, A., V. KOLLER-KREIMEL, O. MOOG & S. WEISS (1996): Assessment of the ecological integrity of running waters - the Austrian approach. Proceedings of the International Workshop on Assessment and Classification of Rivers. 5.-7. Nov. 1995, Düsseldorf.
- CIPRA (2002): Die Etiketle der Wasserkraft. Ein Hintergrundbericht. alpMedia.net.
- COHEN, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. In: Educational and Psychological Measurement. 20, 1960, 37-46.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science 199:1302-
- DANECKER, E. (1986): Markozooobenthos-Proben in der biologischen Gewässeranalyse.- Wasser und Abwasser 30: 325-406.
- DANECKER, E. (1987): Das Makrozoobenthos in Flußstauen. Überlegungen zur Güteinstufung.- Wasser und Abwasser 31: 239-279.
- DENDY, J. S. 1944: The fate of animals in stream drift when carried into lakes. Ecol. Monogr, 14:333-357.
- DETTLI, R., BUHOLZER, C., Y. KAUFMANN (1999): Ökologische Qualitäten der Wasserkraft und anderer Stromproduktionsarten. Econcept AG, Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband.
- DVWK (Hrsg.) „Wasserbau und Flusslandschaft“ (2003): Wehre und Staue an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern. Grundlagen zu Strömung, Sedimenttransport und ökologischen Funktionen. Arbeitsbericht Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall: 1-68.
- EINSELE, W. (1957): Flussbiologie, Kraftwerke und Fischerei. Österr. Fischerei 10, 7/8:1-63.
- EINSELE, W. (1960): Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der limnologischen Gestaltung der Gewässer. Österr. Fischerei Suppl. 1/2: 1-40.
- EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des

Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

- FITTKAU, E.J., F. REISS (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. Arch. Hydrobiol. 97,1:1-6.
- FRIEDRICH, G. & J. LACOMBE (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern.- Limnologie Aktuell, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York 3: 1-462.
- FRUGET, J. F. (1991): The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhone, France. Reg. Rivers: Vol.6:241-255.
- GERSTER, S. & REY, P. (1994): Ökologische Folgen von Stauraumspülungen. Empfehlungen für die Planung und Durchführung spülnungsbegleitender Massnahmen. BUWAL, Schriftenreihe Umwelt, Nr. 219: 1-47, Bern.
- GIESECKE, J. & S. HEIMERL (2000): Umweltzertifizierung von Wasserkraftanlagen – Perspektiven einer Integration von ISO 14001 und der Emas-Verordnung. Ökostrom Publikationen, Bd. 3:1-49.
- GLOWACKI, L. AND T. PENCZAK (2000): Impoundment impact on fish in the Warta River: species richness and sample size in the rarefaction method. Journal of Fish Biology 57(1): 99-108.
- GRAF, W. (2001): Makrozoobenthos – Sukzessionsuntersuchungen des Flachwasserbiotops Neudenstein anhand der Trichopterenzönose (Insecta: Trichoptera).)- In: Krainer, K., H. Steiner & Ch. Wieser: 10 Jahre Flachwasserbiotop Neudenstein.- Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Band 70: 59-67.
- GRASSER, U. & W., GRAF (2003): Erste Erfahrungen mit dem Potamon-Typie-Index (SCHÖLL & HAYBACH, 2001) in Österreich. Lauterbornia, 47: 153-172.
- GRASSER, U., JÄGER, P., MOOG, O. & A. OSWALD (2002): Praxis der Restwasserermittlung in Österreich. Salzburger Fischpass-Fibel, Reihe Gewässerschutz, 1, 2. Auflage:63-74.
- GROUVEN, U., BENDER, R., ZIEGLER, A. & LANGE, S. (2007a): Der Kappa-Koeffizient. Dtsch. Med. Wochenschrift 132: 65-68.
- GROUVEN, U., BENDER, R., ZIEGLER, A. & LANGE, S. (2007b): Vergleich von Messmethoden. Dtsch. Med. Wochenschrift 132: 69-73.
- HARTMANN, A. (2011): Validierung der Screening-Methode - Biologisches Qualitätselement Makrozoobenthos.- Studie i.A. BMLFUW, 23 pp.
- HASLAUER, J., MOOG, O. & J. RÖHRS (1988): Stauraumuntersuchung Untere Salzach. Wasserwirtschaft Wasservorsorge, BMLF:107-134.

- HELEŠIČ, J. & F. KUBIČEK (Ed.) (1999): Hydrobiology of the Dyje River in the National Park Podyjí, Czech Republic. *Folia, Biologia* 102, Masaryk University , 1-138, Brno.
- HERZIG, A. (1987): Donaustau Altenwörth — Zur Limnologie eines stauregulierten Flusses. —Wasser und Abwasser, 31.
- HOWARD-WILLIAMS, C (1985): Cycling and Retention of Nitrogen and Phosphorous in Wetlands: A Theoretical and Applied Perspective. *Freshwater Biology*, 15:391-431.
- HUBMANN, M. & PFISTER, P. (1996): Limnologische Untersuchungen zur Speicherentleerung Bolgenach. Phytobenthos, Makrozoobenthos, Sedimentanalyse. Unveröffentl. Studie i. Auftrag der Vorarlberger Kraftwerke AG: 1-108.
- HUMPESCH, U.H., ELLIOTT, J.M. (1990): Methods of biological sampling in a large deep river – the Danube in Austria. Federal Institute for Water quality; Wasser und Abwasser, Suppl 2/90.
- ILLIES ,J., BOTOSANEANU, L. (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. Mitteilungen Nr. 12. pp. 1-57.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46,2 :205-213
- ILLIES, J. (1978): *Limnofauna Europaea*. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- JÄGER, P. (2002): Hydromorphologische Rahmenbedingungen bei wasserbaulichen Eingriffen in die Gewässer und ihre Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Gewässer. *Salzburger Fischpass-Fibel, Reihe Gewässerschutz*, 1, 2. Auflage:89-96.
- JANECEK, B.F.U. & MOOG, O. (1994): Das Makrozoobenthos als Indikator der ökologischen Funktionsfähigkeit von Hartsusstraten des Uferblockwurfs in Fluß-Stauräumen. *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum*, 8: 257-269.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGEL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2003b): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Verlag: 1-547, Wien.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & S. SCHMUTZ (2003a): Auswirkungen der Stauregelung großer Flüsse auf die aquatische Tierwelt (Fische und Makrozoobenthos) (Impact of impounding in great rivers on the aquatic fauna (fishes and macrozoobenthos). In: Müller/Schöl/Bergfeld/Strunck, *Limnologie aktuell, Staugeregelte Flüsse in Deutschland*, 12, 79 – 98; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart; ISBN 3-510-53010-1; ISSN 0937-2881.

- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2002): Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:867-887.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B., & SPARKS, R. E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems In: DODGE, D. P. (Ed.), *Proceeding of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic. Sci., 106:110-127.
- KOLLER-KREIMEL, V. (2000): Guter Zustand - Oberflächengewässer: Fließgewässertypisierung.- ÖWAV Schriftenreihe, Heft 139: 39-51.
- KRAINER, K., STEINER, H. A. & WIESER, C. (HRSG.) (1996): Entwicklung im Flachwasserbiotop Neudenstein – Ergebnisse der floristischen und faunistischen Untersuchungen der Jahre 1991 bis 1995. i.A. Österreichische Elektrizitätswirtschafts-Aktiengesellschaft (Hrsg.), Schriftenreihe der Forschung im Verbund Bd. 24, Wien: 120 S.
- KUBELKA, W. (1986): Die Fischerei im Lech. *AFZ* 93:133-135.
- KUBIČEK, F., HELEŠIČ, J., VOJTÍŠKOVÁ, D. & ZAHRÁDKOVA, S. (1999): Bottom biota of the Dyje River below the Vranov dam (Czech Republic). In: Helešič, J. & F. Kubiček (Ed.): *Hydrobiology of the Dyje River in the National Park Podyjí, Czech Republic*. *Folia Biologia* 102, Masaryk University :7-95, Brno.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER 1993: *Limnoökologie*.-G. Thieme Vlg.
- LESSARD, J. L. & D. B. HAYES (2003): Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19(7): 721-732.
- MAC ARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17, 373–387.
- MADER, H., STEINDL, T., WIMMER, R. (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer. Monographien Bd.82, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, 192 pp.
- MARTINET, F., DUBOST, M. (1992): Die letzten naturnahen Alpenflüsse – Versuch eines Inventars, CIPRA.
- MAUCH, E. (1981): Der Einfluss des Aufstaus und des Ausbaus der deutschen Mosel auf das biologische Bild und den Gütezustand. *DVWK-Schriften* 4:39-137.
- MAUCH, E. (2002): Beweissicherung bei Störungen der Lebensgemeinschaften in Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung der Entladung von Stauräumen. Vortrag im Rahmen der Bundeswehr-Universität, Juni 2002.
- MOHAGHAN, M. T., P. SPAAK, C.T. ROBINSON (2002): Habitatfragmentierung und genetische Diversität. *EAWAG News*, 54: 28-30.

- MOOG O. & STUBAUER I. (2004): First "Im-Pressions": Hydromorphological drivers, pressures and impacts along the Danube River - results from the UNDP/GEF project. Workshop on Heavily Modified Water Bodies, 8.-10.2.2004, Bukarest.
- MOOG O., WIMMER R., STUBAUER I., SCHMIDT-KLOIBER A., RÖMER A., OFENBÖCK T., JANECEK B., GRAF W., KOLLER-KREIMEL & CHOVANEC A. (2002): Vorschläge zur Indikation des „ökologischen Zustandes“ von Fließgewässern durch die benthische wirbellose Fauna in Österreich. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001 (Kiel).
- MOOG, O. & M. JUNGWIRTH (1992): Wasserkraft-Nutzung und Restwassermengen mit besonderer Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte. Tagungsberichte 17. Flußbautagung 28.9.-2.10.1992, Bregenz.
- MOOG, O. (1985): Saprobiologische Charakteristik des Pelagials, Litorals und Profundals im Traunstau Pucking im Frühjahr 1985. OKA, Umweltforschung am Traunfluss.
- MOOG, O. (1986): Überlegungen zur Gütebeurteilung von Flusstauen. Fallstudie am Beispiel des Traunstaus Pucking. In: Moog, O. (1990): Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf aquatische Ökosysteme. Habilitationsschrift, Univ. f. Bodenkultur, Wien:1-110.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. TU Wien, Landschaftswasserbau, 11: 235-266.
- MOOG, O. (1993): Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen.- Landschaftswasserbau 15: 103-143, Wien.
- MOOG, O. (1994): Ökologische Funktionsfähigkeit des aquatischen Lebensraumes.- Wiener Mitt. 120: 15-59.
- MOOG, O. (Hrsg) (2002): Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung 2002. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MOOG, O. (Hrsg.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung Mai/95. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MOOG, O., BLOCH, A., GRAF W., OFENBÖCK, T., STUBAUER I. (2005): Anpassung von Modul 1 an die Anforderungen der Wasser-Rahmen-Richtlinie.- Studie i.A. BMLFUW, 111 pp.
- MOOG, O., GRASSER, U. (1992): Makrozoobenthos-Zönosen als Indikatoren der Gewässergüte und ökologischen Funktionsfähigkeit der unteren Traun. Kataloge des OÖ. Landesmuseums, N.F., Nr.54: 109-158.
- MUHAR, S. (1992): Eingriffe an den großen Flüssen Österreichs – ein Bilanzierungsversuch. Landschaftswasserbau, 13:29-49.

- MUHAR, S. (1996): Habitat Improvement of Austrian Rivers with regard to different scale. Reg. Rivers: Research & Mangement, 12:471-482.
- MUHAR, S., M. KAINZ, M. KAUFMANN & M. SCHWARZ (1996): Ausweisung flußtypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- NAIMAN, R. J., H. DECAMPS, J. PASTOR & C.A. JOHNSTON (1988): The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. J.N. Am. Benthol. Soc. Vol. 7,4:289-306.
- OFENBÖCK, T., MOOG O., GERRITSEN, J. & BARBOUR M. (2001): Multimetrische Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. DGL – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002.
- OFENBÖCK, T., MOOG, O., HARTMANN, A. & STUBAUER, I. (2010): Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 225 pp. ISBN 978-3-85174-060-8
- ÖNORM M 6232 (1997): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern - Fachnormenausschuß 140 Wassergüte und –aufbereitung:1-84.
- PECHLANER, R. (1986): „Driftfallen“ und Hindernisse für die Aufwärtsbewegung von wirbellosen Tieren in rhithralen Fließgewässern. Wasser und Abwasser, Bd. 30:431-463.
- PENAZ, M., V. BARUS & M. PROKES (1999): Changes in the structure of fish assemblages in a river used for energy production. Regulated Rivers-Research & Management 15(1-3): 169-180.
- PETER, A. & E. GRUETER (2000): "Ökostrom": System overview as a tool to assess the effects of hydropower generation on Rivers: Eco-morphological, hydrological and fishbiological analysis.
- PETTS, G. E. (1996): Sustaining the ecological integrity of large river floodplains. In: Floodplain Processes (Eds.: M.G. ANDERSON DES., E. WALLING & P.D. BATES):535-551.
- POLZER, E. & K. TRAER (1991): Ökologische Funktionsfähigkeit und biologische Gewässerbeschaffenheit in Fließgewässern und Flusstauen – Erarbeitung methodischer Grundlagen. Forschungsarbeiten Wasserwirtschaft Wasservorsorge (Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien):1-324.
- POLZER, E. (1984): Limnologische Grundlagen für die fischereiliche Beweissicherung gestauter Flussabschnitte der Kärntner Drau bei unterschiedlichen Belastungsverhältnissen. Österreichische Wasserwirtschaft 36: 111-119.

- PREECE, R. M. & H. A. JONES (2002): The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications* 18(4): 397-414.
- RESH, V.H., A.V. BROWN, A. P. CORVICH, M.E. GURTZ, H.W. LI, G.W. MINSHALL, S.R. REICE, A. L. SHELDON, J.B. WALLACE & R. WISSMAR (1988); The role of disturbance in stream ecology.-*J. N. Am. Benthol. Soc.* Vol. 7,4:433-455.
- ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH (1992) (Eds.): *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates.*- Chapman & Hall: 1-488.
- SCHMIDT-KLOIBER, A., NESEMANN, H., MOOG, O., GRAF, W. & B. BAUMGARTNER (2001): Evaluierung neugeschaffener Uferstrukturierungen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach anhand der wirbellosen Bodenfauna. - In: ZAUNER, G., PINKA, P. & O. MOOG (2001): Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Im Auftrag der Wasserstraßendirektion: 81-115, Wien.
- SCHMIDT-KLOIBER, A., O. MOOG & W. GRAF (1999): Biozönotische Charakteristik und naturräumliche Bewertung der linksufrigen Donau-Auen des Tullner Beckens auf Basis marozobenthischer Indikatoren. Im Rahmen der Studie: „10 Jahre Gießgang Greifenstein“. Herausgeber: Österreichische Elektrizitätswirtschaft AG, Bd. 50: 1-198.
- SCHMITZ, W. (1957): Die Bergbachzoozönosen und ihre Abgrenzung, dargestellt am Beispiel der oberen Fulda. *Arch. Hydrobiol.*, Stuttgart, 53:465-498.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Berlin, Mitteilungen Nr. 23:1-28.
- SCHWERDTFEGER, F. (1978): *Lehrbuch der Tierökologie.* Verlag Parey: 1-384, Hamburg & Berlin.
- STALZER, W. (2000): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie.- ÖWAV Schriftenreihe, Heft 139: 7-15.
- STANFORD, J., J.V. WARD, W. J. LISS, C. A. FRISSELL, R.N. WILLIAMS, J. A. LICHTOWICH & C. COUTANT (1996): A general protocol for restoration of regulated rivers. *Reg. Rivers*, Vol.12:391-413.
- STATZNER, B. & B. HIGLER (1986): Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16, 1:127–139.
- STATZNER, B. (1981): Shannon-Weaver diversity of the macrobenthos in the Schierenseebrook (North Germany) and problems of its use for the interpretation of the community structure. *Ver. Internat. Verein. Limnol.* 21, pp:782-786

- STUBAUER I. & MOOG O. (2002): Verfahren zur Anpassung des Saprobien-systems an die Vorgaben der EU- Wasserrahmenrichtlinie in Österreich. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001 (Kiel)
- THORUP, J. (1966): Substrate type and its value as a basis for the delimitation of bottom Fauna communities in running waters. Special publications Nr.4, Pymatuning Laboratory of ecology. Univ. of Pittsburg: 59-74.
- TOCKNER, K., F. SCHIEMER & J.V. WARD (1998): Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conserv:Mar. Freshw. Ecosyst* 8:71-86.
- TOCKNER, K., PENNETZDORFER, D., REINER, N., F. SCHIEMER & J.V. WARD (1999): Hydrological Connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41:521-535.
- TOWNSEND, C.R., & HILDREW, A.G. (1994): Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshw. Biol.* 31:265-275.
- UMWELTBUNDESAMT FÜR MENSCH UND UMWELT (2001): Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle – rechtliche und ökologische Aspekte. UBA-Texte 01/1:1-89, Berlin.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept.- *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- VOLLENWEIDER, S. (1999): Ökologische Bewertung und Zertifizierung von kleinen Wasserkraftanlagen. Grundlagen und Verfahrenskonzept. Diplomarbeit, ETH- Zürich.
- WARD, J. V. & STANFORD J. A. (1995): The serial discontinuity concept. Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10:159-169.
- WARD, J. V. & TOCKNER, K. (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46:807-819.
- WARD, J. V. & WIENS, J.A. (2001): Ecotones of riverine systems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 1:25-36.
- WARD, J. V. (1989): Riverine – Wetland Interactions. *Freshwater wetlands and wildlife*, DOE Symposium Series, 61:385-400.
- WARD, J.V., BRETSCHKO, G., BRUNKE, M., DANIELOPOL, D., GIBERT, J., GONSER, T. & A. G. HILDREW (1998): The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwater Biology*, 40:531-569, Blackwell Science Ltd.
- WARINGER, J. & W. GRAF (2002): Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria.- In: MEY, W.(ed.):Proc. of

10th Int. Symp. Trich., Nova Suppl. Ent.: 617-625, Keltern.

WARINGER, J. A. (2003): Light –Trapping of Caddisflies at the Thaya (Lower Austria), a River influenced by pulsating hypolimnetic Water Release. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88, 2:139/153. Weinheim.

WARINGER, J.A. (1989): The abundance and temporal distribution of caddisflies (Insecta: Trichoptera) caught by light traps on the Austrian Danube from 1986 to 1987. *Freshwater Biology* 21, 387-399.

WIESNER, E. (1968): Umwandlung von Fließgewässern in Stauseen in der Forellen- und Äschenregion im Alpenvorland. *AFZ* 93:182-184.

WILLIAMS, D.D. (1984): The hyporheic zone as a habitat for aquatic insects and the associated arthropods.- in RESH V.H. & D.M. ROSENBERGER: *The ecology of aquatic insects.- Praeger Special Studies: 431-455.*

ZAUNER, G., PINKA, P. & O. MOOG (2001): Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Im Auftrag der Wasserstraßendirektion: 1-132, Wien.

ZWICK, P. (1992): Stream habitat fragmentation - a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1:80-97

6 Anhang

6.1 *Protokolle*

Gerät: **AL** – Airlift; **G** – Van Veen – Greifer; **MHS** – Multi-Habitat-Sampler von 25 cm Breite

Substrat:

1. Ziffer – bedeutendste Fraktion an der Probenstelle;
2. Ziffer - zweitbedeutendste Fraktion
3. Ziffer – drittbedeutendste Fraktion

wobei:

- 1 – Pelal; 2 – FPOM; 3 – CPOM; 4 – Psammal; 5 – Akal; 6 – Mikrolithal;
7 – Mesolithal; 8 Makrolithal; 9 – Megalithal

Traun

Stelle	Art	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
A1	AL	10000	3	0,4	566
A2	AL	10000	3,6	0,4	566
A3	AL	10000	3,7	0,45	566
A4	AL	10000	3,8	0,45	566
A5	AL	10000	3,7	0,4	566
A6	AL	10000	3,9	0,4	566
B1	AL	8000	6,3	0,25	655
B2	AL	8000	6,8	0,3	566
B3	AL	8000	8	0,35	755
B4	AL	8000	8	0,3	622
B5	AL	8000	7,2	0,3	566
B6	AL	8000	7,1	0,3	567
C1	AL	6000	9,1	0,2	766
C2	AL	6000	9,1	0,2	765
C3	AL	6000	9	0,2	755
C4	AL	6000	8,3	0,25	675
C5	AL	6000	9	0,25	755
C6	AL	6000	8,5	0,2	755
D1	AL	4000	10,2	0,15	533
D2	AL	4000	9	0,2	333
D3	AL	4000	11	0,2	765
D4	AL	4000	11,6	0,2	765
D5	AL	4000	12,5	0,15	765

Stelle	Art	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
D6	AL	4000	7,1	0,1	755
E1	G	2000	7,2	0,1	144
E2	G	2000	8,3	0,1	144
E3	G	2000	10,5	0,1	111
E4	G	2000	12,5	0,15	111
E5	G	2000	13,7	0,1	111
E6	G	2000	14,1	0,1	111
F1	G	200	11	0,05	111
F2	G	200	14	0,05	111
F3	G	200	15	0,05	111
F4	G	200	13	0,05	111

Mur

Stelle	Art	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
A1	AL	3000	1,7	0,3	666
A2	AL	3000	1,7	0,3	544
A3	AL	3000	1,6	0,4	666
A4	AL	3000	1,5	0,4	677
A5	AL	3000	1,8	0,35	666
A6	AL	3000	2	0,3	744
B1	AL	2400	3,2	0,1	655
B2	AL	2400	3,4	0,15	666
B3	AL	2400	3,6	0,2	766
B4	AL	2400	3,6	0,2	777
B5	AL	2400	3,5	0,1	777
B6	AL	2400	3,5	0,1	777
C1	AL	1500	4,5	0,1	555
C2	AL	1500	4,6	0,1	533
C3	AL	1500	4,6	0,15	755
C4	AL	1500	4,5	0,15	655
C5	AL	1500	4,2	0,15	655
C6	AL	1500	4	0,15	111
D1	AL	700	4,8	0,1	555
D2	AL	700	4,8	0,15	533
D3	AL	700	4,7	0,15	444
D4	AL	700	4,6	0,15	444
D5	AL	700	4,7	0,1	455
D6	AL	700	4,6	0,05	444

Stelle	Art	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
E1	AL	100	2,2	0,05	144
E2	AL	100	2,7	0,05	111
E3	AL	100	3,3	0,1	344
E4	AL	100	3,4	0,1	444
E5	AL	100	3,4	0,05	444
E6	AL	100	3,1	0,05	566

Erlauf

Stelle	Gerät	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
A1	AL	100	2	0,01	111
A2	AL	100	2,3	0,01	466
A3	AL	100	2,3	0,01	644
A4	AL	100	2,4	0,01	466
A5	AL	100	2,4	0,02	465
A6	AL	100	2,2	0,03	566
B1	AL	200	2,4	0,03	765
B2	AL	200	2,6	0,04	765
B3	AL	200	2,8	0,03	765
B4	AL	200	2,9	0,03	765
B5	AL	200	3	0,03	654
B6	AL	200	3,2	0,02	654
C1	AL	350	1,8	0,15	765
C2	AL	350	1,8	0,1	765
C3	AL	350	1,8	0,05	654
C4	AL	350	1,9	0,01	655
C5	AL	350	2	0,01	644
C6	AL	350	1,9	0,01	455
D1	AL	450	2	0,01	764
D2	AL	450	2,1	0,02	765
D3	AL	450	1,6	0,01	654
D4	AL	450	1,6	0,01	654
D5	AL	450	1,6	0,01	654
D6	AL	450	1,9	0,01	654

Mährische Thaya

Stelle	Gerät	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
A1	HN	270	0,5	0,02	677

Stelle	Gerät	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
A2	HN	265	0,4	0,02	677
A3	HN	270	0,5	0,02	677
A4	HN	265	0,6	0,02	677
A5	HN	270	0,4	0,02	677
A6	HN	270	0,3	0,02	677
B1	HN	35	1,2	0	566
B2	HN	35	1,2	0	566
B3	HN	35	1,2	0	566
B4	HN	30	1,2	0	566
B5	HN	30	1,2	0	566
B6	HN	30	1,2	0	566
C1	HN	290	0,4	0,02	444
C2	HN	285	0,4	0,02	444
C3	HN	290	0,4	0,02	444
C4	HN	285	0,4	0,02	444
C5	HN	290	0,4	0,02	444
C6	HN	290	0,4	0,02	444
D1	HN	20	1	0	111
D2	HN	23	1	0	111
D3	HN	26	1	0	111
D4	HN	30	1	0	111
D5	HN	33	1	0	111
D6	HN	35	1	0	111
E1	HN	250	0,4	0,02	133
E2	HN	255	0,4	0,02	133
E3	HN	260	0,3	0,02	133
E4	HN	265	0,3	0,02	133
E5	HN	265	0,3	0,02	133

Leitha

Stelle	Art	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
A1	HN	6000	1,2	0,4	444
A2	HN	6000	1,2	0,4	444
A3	HN	6000	1,2	0,4	444
B1	HN	650	1,1	0,3	677
B2	HN	650	1,1	0,3	677
B3	HN	650	1,1	0,3	677
B4	HN	650	1,1	0,3	677

Stelle	Art	m vor Wehr	Tiefe (m)	Geschw.(m/s)	Substrat
B5	HN	650	1,1	0,3	677
B6	HN	650	1,1	0,3	677
C1	G	600	2	0,1	111
C2	G	600	1,8	0,1	111
C3	G	600	1,6	0,1	133
D1	G	120	1,8	0,2	411
D2	G	140	2,4	0,3	144
D3	G	150	2,4	0,2	411
E1	G	30	2,4	0,25	111
E2	G	60	2,1	0,25	111
E3	G	60	2	0,2	111
E4	G	30	1,1	0,2	111
E5	G	60	2,5	0,2	111
E6	G	30	2	0,2	111

6.2 Taxalisten

Häufigkeiten:

1 – Einzelfund; 2 – selten; 3 – mittel; 4 – häufig; 5 – massenhaft

Traun

Stelle	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	E1	E2	E3	E4	E5	E6	F1	F2	F3	F4		
Potamopyrgus antipodarum	2	4	3	2		3		1	1		2			1						1	1			2			1	2			2	1				
Dreissena polymorpha		1							1		2			1					2	2	1			2												
Pisidiidae Gen. sp.			2							1				1											3	2		2		1	3	3	2			
Ancylus fluviatilis	3	2	2	2	2	2																														
Hydrachnidia Gen. sp.	2																																			
Ostracoda													2											3	2											
Dina punctata									1		1	1	1																							
Erpobdellidae Gen. sp.	1	2		2	2	1			1	1	2	1	2	2		1																				
Oligochaeta		2		2		2	2	2	4	3	2	3	3	2	3	2	3	2	3	2		2	4	3	4	4	3	4	4	4	4	3	3	4	4	
Stylodrilus heringeanus					1		2	2	2		2	3	2	1										2												
Nematoda	2	2		3	2		2	2	2	2		2	2	2	1								1	1												
Hypania invalida				2		2	3	3	3	3	2	3	4	3	3	3	3	3	3	2	2	4	2		2	2	3	3	3	3	2	2	3	2		
Gammaridae Gen. sp.	2	3	3	3	3	2	2	3	3	3	2	3	2	2	2	3	4						2													
Gammarus roeselii												1							2	2				1	1		1	2			2	2	2			
Niphargus sp.											2			2	3	2						2	1		2											
Pacifastacus leniusculus	1			2		1		2	1		2					2	3	2		1	2	2			1											
Asellus/Proasellus sp.														2	2	2	2		1																	
Jaera istri																						1														
Baetidae Gen. sp.	2	3	3	2	3	3			2	2		2	1		1	2							1													
Potamanthus luteus				1	2	1			1																											
Heptagenia sp. Juv.		1		1	2	2			1							1																		1		
Heptagenia sulphurea													1																							
Caenidae Gen. sp.	1	1	2	1	2	2																														
Ephemerella ignita		1																																		
Ephemera danica	2	1				1		1	1				1																							
Chloroperlidae Gen. sp.				2										2																						
Capniidae/Leuctridae Gen. sp.	3	2	3	3	3	3			2	2	2	2	1	3		2	2					1	1		1											
Leuctra geniculata	2	2	1			2				2					1	2																				
Megaloptera/Sialis sp.							1						2						2	2	1	1			2	2			1			1	2	2		
Elmis sp.		2	2	2	2	2																														
Limnius sp.	1		1	2	2						2		1																							
Esolus/Oulimnius/Riolus sp.	3	4	3	4	3	2			3	3	3	3	3	2		3	3					1	2	2	2	2										
Glossosomatidae	2																																			
Hydropsyche sp.	1	1		1	1																															
Psychomyiidae Gen. sp.	2	2	3	3	3	2		1	2	1	1																									
Polycentropus flavomaculatus	3	1	1	2	2				2		2	1	2	1					2	1	1	2														
Cyrnus trimaculatus		1					1			1	1				1	1																				
Rhyacophila s. str. sp.				1																																
Brachycentrus subnubilus		1																																		
Hydroptila sp.	2	2	3	2	2								1																							
Leptoceridae Gen. sp.			1	2																																
Lepidostoma hirtum		1																																		
Sericostomatidae Gen. sp.									1																											
Prodiamesa olivacea	2			2			3	2	2	2	2	2	2	2	3		2	3	2	2		2		3	2	3	3	3	3	3	2	2	3	3		
Diamesa sp.		2			2																															
Tanypodinae Gen. sp.	2	3	2	2	2	3		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	3	2	3	2	2	2	2	2	3	3	
Chironomus sp. ("rote Formen")																																				
rote Non-Chironomus Zuckmücken																																				
Rheotanytarsus sp.			1																																	
Chironomidae Gen. sp.	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	2	3	3	2	3	3	2	3	2	2	2	2	3	2	3	2	3	3	3		
Bezzia-Gruppe	1		1	1	1						1	1																								
Empididae Gen. sp.																																				
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.	2			1	1	2																														
Athericidae Gen. sp.				1																																
Tipulidae Gen. sp.			1																																	
Screening Taxa	24	25	21	25	21	25	9	12	21	16	18	17	18	17	10	13	20	10	14	12	9	10	10													

Erlauf

Stelle	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	
Potamopyrgus antipodarum													1												
Pisidiidae Gen. sp.													2	1	2	2			2			1	2		
Ancylus fluviatilis									1				2	2	1					1		1	1		
Radix ovata/peregra			1	1	2	1	2		2	2	2	2	2	3	2	1			2	1	2		2	2	
Physella acuta/heterostropha																				1				2	
Planorbidae Gen. sp.																			1						
Hydrachnidia Gen. sp.			1	3	2	3	2	2	1		2	1	2	3	3	3	2	2				1	2	2	
Dina punctata							2					2	2	2	2	2	1		1	2			1	1	
Erpobdellidae Gen. sp.						1	2		2	2	1		2	2	2	2			2	2	2	1		1	
Glossiphoniidae Gen.sp.					1				1	1			2	2					2						
Piscicolidae Gen. sp.							2						1												
Oligochaeta	3	3	3	2	2	2	3	2	2	3	2	4	3	3	4	3	2	2	5	3	4	4	3	3	
Stylodrilus heringianus u./o. Propappus volki															2			1	2	2	2	2	2	2	
Nematoda-Mermithidae Gen. sp.	3	3	2	3	2	2	2	2	1	1			1	2	2	2	2	2	2		2	2	2	2	
Eiseniella tetraedra								2		1		1				1	1					1	1		
Gammaridae Gen.sp.																	1								
Gammarus fossarum/pulex								2								1	2					2			
Niphargus sp.																				2			2	2	
Asellus/Proasellus sp.																1				2					
Proasellus cavaticus																							2	1	
Corixidae Gen. sp.																		2	2						
Baetidae Gen. sp.			2	2	2		1	2	1		2	2	3	2	1	2			2	2	1				
Heptageniidae Gen. sp.																							1		
Caenidae Gen.sp.											2	1	2					2	1	1			2		
Ephemerella ignita										2		2	2		1					1		1		2	
Ephemerella major														1	1										
Ephemera danica																							1		
Habroleptoides/Paraleptophlebia sp.																			1			1	2	1	
Chloroperlidae Gen. sp.																							1	1	
Capniidae/Leuctridae Gen. sp.		1	1		2	2				2	2	2	2	2			2		1	2	2	2	3	2	
Leuctra geniculata						1				1			2	1	1							1		1	
Nemouridae Gen. sp.							1																		
Nemoura/Nemurella sp.																		1							
Megaloptera/Sialis sp.	2												1	2	1				2		1				
Elmis sp.													2	2	2	1	1	2		2			1		
Limnius sp.					1	1	2		1	1	1		3	2	1	2				2		2	2	2	
Esolus/Oulimnius/Riolus sp.	2	2			3	2	2		2	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	
Dytiscidae Gen. Sp.											1								1	2		2			
Halipidae Gen. sp.		1		2		1	2						1	1				2	2						
Hydropsyche sp.					1								2	2						1					
Psychomyiidae Gen. sp.													2	2											
Polycentropodidae Gen. sp.												1	1												
Polycentropus flavomaculatus									1				2	2	1	1			1	2		1	2		
Brachycentrus subnubilus													1	1				1							
Hydroptilidae Gen. sp.													2												
Hydroptila sp.													2	2											
Micrasema minimum														1											
Leptoceridae Gen. sp.							1					1	2	1	1	2	1	1	2			2	2	2	
Lepidostoma hirtum													2	2										1	
Sericostomatidae Gen. sp.						1							2	1	1					1				1	
Limnephilidae Gen. sp.					1		1						2	1										1	
Prodiamesa olivacea	3	3	3	3	2	2	1						1	1					3	2	2	2			
Diamesa sp.												1			1										
Tanypodinae Gen. sp.	2	2	2	2	2	3	3	2	3	2	2	3	2	2	2	3	3	2	3	3	3	4	3	2	
Orthocladiinae Gen.sp.			2	2	2		3	2	2				3	3	2	2		1	2		2		2	2	
Chironomus sp. ("rote Formen")	3																								
rote Non-Chironomus Zuckmücken	3	2	2	2																					
Rheotanytarsus sp.					2	2																			
Chironomidae Gen. sp.	3	3	4	4	4	4	5	3	4	4	4	4	5	4	4	4	4	4	5	3	3	3	4	3	
Simuliidae Gen. sp.											1														
Bezzia-Gruppe					2	2		3	2	2	2	2	2	3	3	3	2	1	2			2	3	4	3
Empididae Gen. sp.			1	1	2	2	2	2		2	2	2	2	2	2	2						2	2	1	
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.							2			2	2	1	2	2								1	2	2	2
Athericidae Gen.sp.				1																					
Tabanidae Gen. sp.													1												
Tipulidae Gen.sp.		1	2	1			1															1		2	
Screening Taxa	8	10	15	16	18	15	22	11	14	17	17	16	39	38	25	22	17	14	24	23	17	23	34	22	
Sens Taxa	0	1	2	1	3	4	3	1	2	4	3	2	5	7	6	4	2	2	2	3	2	4	11	7	

Mur

Stelle	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Turbellaria		1	2		1	2		2	2	2	1	2																		
Ancylus fluviatilis	2	2	2	2	2	2				1																				
Potamopyrgus antipodarum														1																
Pisidiidae Gen. sp.							2										1		1	2	1	2			3	3				2
Eiseniella tetraedra										1																				
Oligochaeta	2	3	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	3	3	2	3	3	5	4	2	3	3	3
Dina punctata		1	2		2										1															
Erpobdellidae Gen. sp.				1																1										
Asellus/Proasellus sp.		1												1																
Gammarus fossarum/pulex	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3	3	3	2	3	2	2	3	2	2	2	4	3	4	2	2	1	2	3	2	2
Hydrachnidia Gen. sp.		2			1																									
Baetidae Gen. sp.	1	2							1			1																		
Baetis muticus									1																					
Ecdyonurus sp.					1																									
Heptagenia sulphurea	2	3	2	3	3	2	1	2	2	2	3	3																		
Rhithrogena sp.					1																									
Habroleptoides/Paraleptophlebia sp.						2																								
Ephemerella ignita									1	1																				
Ephemera danica					2		1				1										1									
Gomphidae Gen. sp.					1	2		1				1																		
Isoperla sp.		2	1		2	1			2	2																				
Chloroperlidae Gen. sp.						1		1																						
Capniidae/Leuctridae Gen. sp.											2	1																		
Aphelocheirus aestivalis	1					2																								
Gyrinidae Gen. sp.						2			2		1																			
Elmis sp.		2		1	1			2																						
Esolus/Oulimnius/Riolus sp.					1	2																								
Limnius sp.	1	2	2	2		2																								
Hydropsyche sp.	3	3	3	3	3	3	1	2	2	2	3	2																		
Rhyacophila s. str. sp.		1								1																				
Psychomyiidae Gen. sp.	2	2	2	2		2				2																				
Goeridae Gen. sp.	2	2	2	2	2	2		1	2	1	1	2																		
Brachycentrus subnubilus					1																									
Lepidostoma hirtum					1																									
Leptoceridae Gen. sp.					1	2				2	1	2																		
Sericostomatidae Gen. sp.					2					1																				
Chironomus sp. ("rote Formen")													2		2	2	1		2	2				2	3	3				2
rote Non-Chironomus Zuckmücken						2							2	2			1		2	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2
Chironomidae Gen. sp.	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2					2	2	2	1	2	2	2	3	3	2	2	3	
Prodiamesa olivacea						1							2	1			2		2	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	3
Orthocladiinae Gen. sp.		2	2	1			2	1				1																		2
Tanypodinae Gen. sp.					1	1	1	1	2	2	2	2									1	2		2	2		2	2		2
Bezzia-Gruppe		1	1			2				2					1					1		2	1			2				
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.	2	2	2		1					1				1																
Empididae Gen. sp.										2																				
Screening Taxa	12	20	15	12	20	23	10	13	19	12	13	13	5	8	5	3	6	3	7	8	9	8	5	7	9	7	6	7	4	8
Sens Taxa	3	4	3	3	6	10	0	5	4	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Mährische Thaya

Stelle	A1	A2	A3	A4	A5	A6	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	C4	C5	C6	D1	D2	D3	D4	D5	D6	E1	E2	E3	E4	E5	
Ancylus fluviatilis	1				1																									
Acroloxus lacustris								1																						
Planorbidae Gen. sp.						1											1													
Anodontinae Gen. sp.		1												1	1	1						1					1			
Unio sp.		1				2																								
Musculium lacustre																							1							
Oligochaeta	3	3	3	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	2	3	2	3	3	4	
Erpobdella octoculata				2		2																				1	1			
Helobdella stagnalis	2	2	2	2													1													
Glossiphoniidae Gen. sp.		1																												
Piscicolidae Gen. sp.	2			1	2																									
Hydrachnidia Gen. sp.	1				1	2					1																			
Baetidae Gen. sp.	2	1			1	2								1																
Caenidae Gen. sp.	2	2	2	2	2	2								1			1		2	1					1	2				
Gomphidae Gen. sp.		1																												
Platycnemis pennipes																			1			2								
Megaloptera/Sialis sp.			1		2	1		1														2					1			
Elmis sp.		1																												
Esolus/Oulimnius/Riolus sp.	2		1	1		2																					2			
Anobolia furcata/nervosa																					1	1								
Polycentropus flavomaculatus	1	2				2																								
Cyrnus trimaculatus	2		1	2																										
Psychomyiidae Gen. sp.	2	1	1	1		1																								
Hydroptila sp.						2																								
Leptoceridae Gen. sp.		2	1		2	2																					1			
Goeridae Gen. sp.		1																												
Molannidae Gen. sp.	2							1						1																
Chironomus sp. ("rote Formen")										1																1	1	2	2	2
rote Non-Chironomus Zuckmücken													3	2		2	2	2	2	3	3	3	2	3	2	3	3	4	2	2
Prodiamesa olivacea	1															1														
Orthocladiinae Gen. sp.	1	1	1		2	2																								
Tanypodinae Gen. sp.	1	2	2	1	2	1	2	3	2	1	2	3	1	2	2	1	2		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
Chironomidae Gen. sp.	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	3	
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.						1																								
Simuliidae Gen. sp.					1																									
Screening Taxa	16	15	11	10	11	17	3	6	3	4	3	4	4	8	4	6	7	3	7	6	5	9	4	4	6	9	8	4	5	
Sens Taxa	1	3	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	

Leitha

Stelle	A1	A2	A3	B1	B2	B3	B4	B5	B6	C1	C2	C3	D1	D2	D3	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Theodoxus sp.						1		1		1											
Physella acuta/heterostropha											1										
Pisidiidae Gen. sp.							1	1													
Oligochaeta	2	2	2	3	3	2	3	3	3	3	2	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2
Erpobdellidae Gen. sp.	1																				
Asellus/Proasellus sp.												2									
Gammarus fossarum/pulex	1					1															
Gammarus roeselii						2															
Baetidae Gen. sp.				2		2	1	1	2												
Caenidae Gen. sp.	1								2												
Potamanthus luteus				1																	
Ephemerella ignita				2	2				1												
Gomphidae Gen. sp.													1								
Aphelocheirus aestivalis	2								1												
Esolus/Oulimnius/Riolus sp.								1													
Hydropsyche sp.						1			1												
Brachycentrus subnubilus	2			1					1												
Leptoceridae Gen. sp.				1				1													
Chironomus sp. ("rote Formen")										2					2	2					1
rote Non-Chironomus Zuckmücken	3	2	2		3	2	2	2	2	3			3	3	3	3	3	3	1	2	1
Prodiamesa olivacea	2		1	2	2			1	2	2				3	2	1	1	2			1
Orthoclaidiinae Gen. sp.	1	1			1		2	1	2									2			
Tanypodinae Gen. sp.									1				1								1
Chironomidae Gen. sp.	3	3	2	3	2	3	3	3	3	3		2	3	4	2	3	3	3	3	3	2
Bezzia-Gruppe	2			2	2	2	2	2	2												
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.	2		2	2	2		2	1													
Empididae Gen. sp.	1			1																	
Screening Taxa	13	4	5	11	8	9	11	11	11	6	2	3	5	4	5	5	4	5	3	5	5
Sens Taxa	2	0	0	2	0	1	1	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0



Die Initiative GENUSS REGION ÖSTERREICH hebt gezielt die Bedeutung regionaler Spezialitäten hervor.
www.genuss-region.at



Österreichs erstes grünes Karriereportal für umweltfreundliche green jobs.
www.green-jobs.at



Informationen zu Landwirtschaft, Wald, Umwelt, Wasser und Lebensmittel.
www.lebensministerium.at



Das Österreichische Umweltzeichen ist Garant für umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen.
www.umweltzeichen.at



Das erste Webportal für nachhaltigen Konsum in Österreich.
www.bewusstkaufen.at



Das Internetportal der Österreichischen Nationalparks.
www.nationalparksaustria.at



Die Klimaschutzinitiative des Lebensministeriums für aktiven Klimaschutz.
www.klimaaktiv.at



Die Kampagne vielfaltleben trägt bei, dass Österreich bei der Artenvielfalt zu den reichsten Ländern Europas gehört.
www.vielfaltleben.at



Die Jugendplattform zur Bewusstseinsbildung rund ums Wasser.
www.generationblue.at



Der Ökologische Fußabdruck ist die einfachste Möglichkeit, die Zukunftsfähigkeit des eigenen Lebensstils zu testen. Errechnen Sie Ihren persönlichen Footprint.
www.mein-fussabdruck.at





lebensministerium.at