



DAS MAKROZOOBENTHOS DER TRIESTING IM 1. HALBJAHR 2008

Diplomarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplomingenieur (Dipl.Ing.)

eingereicht von

KÖLBL, ASTRID



Betreuer: Univ. Prof. Dr. Otto Moog
Mitbetreuer: Dipl. Ing. Patrick Leitner

Danksagung

Diese Diplomarbeit wurde am Institut für Hydrologie und Gewässermanagement unter der Anleitung von Prof. Dr. Otto Moog geschrieben. Ich danke besonders ihm für seine Geduld und immerwährende Unterstützung, seine Ratschläge, seinen Einsatz bei den Probennahmen und seine Zeit. Danke auch an Kevin Moog, der mir bei den Probennahmen öfters hilfreich zur Seite stand.

Weiters möchte ich mich beim Institutsleiter O. Univ.Prof. Dr. Mathias Jungwirth für seine freundliche Unterstützung bedanken. Mein Dank gilt natürlich auch der Arbeitsgruppe «Benthosökologie und Gewässerbewertung», das sind DI Dr. Thomas Ofenböck, Dr. Wolfram Graf, DI Dr. Astrid Schmidt-Kloiber, DI Dr. Ilse Stubauer, Dr. Berthold Janecek, DI Patrick Leitner, DI Anne Hartmann, DI Thomas Huber und Martin Seebacher für Ihre stetige und freundliche Unterstützung und der Bereitstellung aller benötigten Materialien und Utensilien.

Ein großes Dankeschön an alle, die mich in ihrer Art und Weise liebevoll unterstützt und motiviert haben.

Weiters danke ich dem Dipl. Ing. Christian Labut und Michael Pirkel vom Amt der nö. Landesregierung, Abt. Hydrologie, für die Bereitstellung der Abflussdaten an der Triesting 2008. Für die Beschaffung einer Zufahrtserlaubnis und die Überlassung von Untersuchungs-Daten möchte ich den Gemeinden Tattendorf und Trumau sowie dem GAV Trumau-Schönau und der Berg- und Naturwacht, Ortsgruppe Oberwaltersdorf, danken.

Ich danke meiner Schwester Sandra für die Unterstützung bei den Probennahmen und ihr Verständnis.

Ich danke besonders meinen Eltern für die finanzielle Unterstützung, die mir eine sorgenfreie Studienzeit ermöglicht haben. Ebenso danke ich Ihnen für ihren Glauben an mich und meine Ziele.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	1
Inhaltsverzeichnis	3
Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	15
Abstract	17
Kurzfassung	19
1 Einleitung	21
2 Aufgabenstellung und Zielsetzung	23
3 Allgemeine Grundlagen	25
3.1 Ökologische Auswirkungen	25
3.1.1 Aufstau	25
3.1.2 Wehranlagen	26
3.1.3 Turbinen und Triebwasserkanäle	26
3.1.4 Ausleitungsstrecken & Restwasserproblematik	26
3.1.5 Schwall und Sunk	27
3.1.6 Begradigte Fließstrecken	27
3.2 Beschreibung der Triesting	27
3.3 Klima	29
4 Material und Methoden	31
4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes	31
4.2 Untersuchungsstellen und Sampling-Design	33
4.2.1 Volldotation Trumau	33
4.2.2 Restwasserstrecke Trumau	35
4.2.3 Restwasserstrecke Tattendorf	36

4.3	Probenentnahme–Schema	38
4.4	Freilandarbeit	42
4.5	Laborarbeit	46
4.5.1	Probenbearbeitung	46
4.5.2	Dateneingabe und –Auswertung mit ECOPROF	50
5	Ergebnisse	57
5.1	Individuenzahlen	57
5.2	Biomasse	58
5.3	Dominanzverteilung	59
5.4	Taxazahlen	61
5.4.1	Screening–Taxa	63
5.4.2	Sensitive Taxa	64
5.5	Degradationsscore	65
5.6	Saprobiescore	66
5.7	Screening–Ergebnisse mit dem Ecoprof	68
5.7.1	Volldotation Trumau	69
5.7.2	Restwasserstrecke Trumau	75
5.7.3	Restwasserstrecke Tattendorf	81
6	Diskussion	103
6.1	Artenspektrum und Aspekte der makrozoobenthischen Besiedlung	103
6.1.1	Jahreszeitliche Verteilung	103
6.1.2	Diskussion ausgewählter Arten der Triesting	109
6.1.2.1	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	109
6.1.2.2	<i>Leuctra geniculata</i>	110
6.1.2.3	<i>Ephemerella ignita</i>	111
6.1.2.4	<i>Ephemerella major</i>	113
6.1.2.5	<i>Baetis Cloen–Typ</i>	114
6.1.2.6	<i>Centroptilum</i>	115
6.1.2.7	<i>Nepa cinerea</i>	115
6.1.2.8	<i>Calopteryx splendens</i>	115
6.2	Der Einfluss von Hochwässern auf die Benthosfauna	117
6.2.1	Individuenzahlen	117
6.2.2	Biomasse	120
6.2.3	Taxazahlen	121
6.3	Aspekte der Gewässergüte (Screening–Methode)	122
6.3.1	Screening	122
6.3.2	Screening–Taxa	123
6.3.3	Sensitive Taxa	125
6.3.4	Degradationsscore	128
6.3.5	Saprobiescore	129
6.3.6	Gesamtergebnis Screening–Methode	132
6.3.7	Aspekte der Ökomorphologie	133

6.4	Einflussgröße Strömung und Hochwasser	136
7	Zusammenfassung	139
8	Literaturverzeichnis	141
9	Anhang	145
10	Lebenslauf	159

Abbildungsverzeichnis

3.1	<i>Triestingverlauf in den Bioregionen Flysch, Kalkvoralpen und östliche Flach- und Hügelländer</i>	28
4.1	<i>Triesting bei Trumau (2008), Sohlstufe</i>	32
4.2	<i>Triesting bei Trumau (2008), Werkskanal</i>	32
4.3	<i>Untersuchungsgebiet an der Triesting</i>	32
4.4	<i>Volldotationsstrecke Triesting bei Trumau (2008), oberer Abschnitt</i>	34
4.5	<i>Volldotationsstrecke Triesting bei Trumau (2008), Überlaufwehr, oberer Abschnitt</i>	34
4.6	<i>Volldotationsstrecke Triesting bei Trumau (2008), unterer Abschnitt</i>	34
4.7	<i>RW Triesting bei Trumau (2008), stromab «Rotes Wehr»</i>	35
4.8	<i>RW Triesting bei Trumau (2008), stromauf der Autobahnquerung</i>	35
4.9	<i>Restwasserstrecke Triesting bei Trumau (2008), oberhalb der Einmündung des Werkskanals</i>	35
4.10	<i>Restwasserstrecke Triesting bei Tattendorf (2008), Dumbawehr</i>	36
4.11	<i>Restwasserstrecke Triesting bei Tattendorf (2008), nach Dumbawehr, Blickrichtung stromab</i>	36
4.12	<i>Restwasserstrecke Triesting bei Tattendorf (2008), Blickrichtung stromauf</i>	37
4.13	<i>Restwasserstrecke Triesting bei Tattendorf (2008), Lotischer Bereich</i>	37
4.14	<i>Übersicht der Probennahmen–Jahresgr k Durchfluss [m³/s]</i>	39
4.15	<i>Messpegelstellen «Durchfluss» Niederösterreich</i>	40
4.16	<i>Ortschaften der Messpegelstellen</i>	40
4.17	<i>MHS–Probenentnahme: Handnetz</i>	42
4.18	<i>MHS–Probenentnahme: Abbürsten von großen Steinen</i>	42
4.19	<i>MHS–Probennahme: Aufwühlen des im Untergrund sitzenden MZB</i>	43
4.20	<i>MHS–Probe: Entleerung des Netzgutes</i>	44
4.21	<i>MHS–Probe: Ausschwemmen</i>	44
4.22	<i>MHS–Beprobung: Probenbegutachtung zur Ab- und Einschätzung der Taxaqualität und –quantität</i>	45
4.23	<i>Flussbett nach der MHS–Beprobung</i>	45
4.24	<i>Habitatgewichtete Benthos–Beprobung</i>	46
4.25	<i>Geräte zur Bearbeitung der MHS–Probe</i>	47
4.26	<i>MHS–Methode: Ausstechen der Zellen</i>	47
4.27	<i>Wiegen des Frischgewichtes der Taxa–Gruppen</i>	49
4.28	<i>Eintragen der Individuenzahlen und Biomassedaten in die Excel–Tabellen</i>	49

4.29	<i>Saprobieller Grundzustand für alle Bioregionen</i>	56
5.1	<i>Individuendominanz nach Großgruppen</i>	59
5.2	<i>Individuendominanz der Ephemeroptera</i>	60
5.3	<i>Individuendominanz der Plecoptera</i>	60
5.4	<i>Individuendominanz der Trichoptera</i>	61
5.5	<i>Individuendominanz der Diptera</i>	62
5.6	<i>Einteilung der relativen EQR-Skala</i>	68
6.1	<i>Der Lebenszyklus der Makrozoobenthostiere am Beispiel der Ephemeroptera</i>	104
6.2	<i>Screening-Taxa Summenkurve im Jahresverlauf der RQ Tattendorf</i>	107
6.3	<i>Screening-Taxa Summenkurve im Jahresverlauf der RQ Trumau</i>	107
6.4	<i>Screening-Taxa Summenkurve im Jahresverlauf der VD Trumau</i>	108
6.5	<i>Taxa-Vergleich Vollanalyse vom 11. Jänner 2008-RQ Trumau, RQ Tattendorf und VD Trumau</i>	108
6.6	<i>Screening-Taxavergleich aller Proben vom 11. Jänner 2008</i>	109
6.7	<i>Vergleich der Taxa-Vollanalyse mit der Screening-Taxazahl vom 26. April 2008 in der Restwasserstrecke Trumau</i>	109
6.8	<i>Libellenlarve Onychomgomphus forcipatus</i>	110
6.9	<i>Larve der Leuctra geniculata</i>	111
6.10	<i>Vorkommen der Leuctra geniculata in den Beprobungen an der Triesting 2008</i>	111
6.11	<i>Larve der Ephemerella ignita</i>	112
6.12	<i>Vorkommen der Ephemerella ignita in den Beprobungen an der Triesting 2008</i>	113
6.13	<i>Larve der Ephemerella major</i>	113
6.14	<i>Vorkommen der Ephemerella major in den Beprobungen an der Triesting 2008</i>	114
6.15	<i>Larve der Baetis Cloen-Typ</i>	114
6.16	<i>Nepa cinerea</i>	115
6.17	<i>Calopteryx splendens</i>	116
6.18	<i>Individuenzahlen aller Besammlungen an der Triesting 2008</i>	117
6.19	<i>Anzahl der Oligochaeta aller Besammlungen an der Triesting, 2008</i>	118
6.20	<i>MZB-Biomasse in Abhängigkeit des Besammlungszeitpunktes nach Hochwasserdurchgängen</i>	119
6.21	<i>Individuenzahl Makrozoobenthos in Abhängigkeit des Besammlungszeitpunktes nach Hochwasserdurchgängen</i>	119
6.22	<i>MZB-Biomasse aller Beprobungsstellen an der Triesting 2008</i>	120
6.23	<i>Screening-Taxa aller Beprobungen an der Triesting 2008</i>	121
6.24	<i>Screening-Taxa aller Beprobungen an der Triesting 2008</i>	122
6.25	<i>Ergebnis Screening-Taxa im US-Abschnitt VD Trumau</i>	124
6.26	<i>Ergebnis Screening-Taxa im US-Abschnitt RQ Trumau</i>	125
6.27	<i>Ergebnis Screening-Taxa im US-Abschnitt RQ Tattendorf</i>	125
6.28	<i>Ergebnis Sensitive Taxa im US-Abschnitt VD Trumau</i>	126
6.29	<i>Ergebnis Sensitive Taxa im US-Abschnitt RQ Trumau</i>	127
6.30	<i>Ergebnis Sensitive Taxa im US-Abschnitt RQ Tattendorf</i>	127
6.31	<i>Ergebnis Degradationsscore im US-Abschnitt VD Trumau</i>	129

6.32	<i>Ergebnis Degradationsscore im US-Abschnitt RQ Trumau</i>	129
6.33	<i>Ergebnis Degradationsscore im US-Abschnitt RQ Tattendorf</i>	130
6.34	<i>Saprobie-Ergebnis im US-Abschnitt VD Trumau</i>	131
6.35	<i>Saprobie-Ergebnis im US-Abschnitt RQ Trumau</i>	131
6.36	<i>Saprobie-Ergebnis im US-Abschnitt RQ Tattendorf</i>	132
6.37	<i>Methodik der Berechnungen für die Screening-Methode</i>	133
6.38	<i>Nach ökomorphologischen Zustandsklassen bewerteter Triestingverlauf im Untersuchungsgebiet</i>	135
9.1	<i>Fließgewässer-Bioregionen und «große Flüsse» Österreichs</i>	146
9.2	<i>Einstufung der Screening-Taxa</i>	149
9.3	<i>Einstufung der Screening-Taxa</i>	150
9.4	<i>Einstufung der Screening-Taxa</i>	151
9.5	<i>Einstufung der Screening-Taxa</i>	152
9.6	<i>Einstufung der Screening-Taxa</i>	153
9.7	<i>Feldprotokoll–Untersuchungsstelle, Zustandsaufnahme</i>	154
9.8	<i>Feldprotokoll–saprobielle Kurzcharakteristik</i>	155
9.9	<i>Feldprotokoll–saprobielle Kurzcharakteristik</i>	156
9.10	<i>Struktureller Gesamtzustand der Triesting laut NÖMORPH</i>	157

Tabellenverzeichnis

4.1	<i>US-Abschnitte mit ihrer standorttypischen Fischfauna</i>	33
4.2	<i>Probenentnahme-Übersicht</i>	38
4.3	<i>Abfluss-Jahreswerte und Abflussgrenzwerte für Hochwasser-Typisierung [m^3/s] .</i>	39
4.4	<i>Auflistung Beprobungszeitraum, HQ-Typisierung, Abflusswerte Fahrafeld 2008 sowie Ergebnisse, Individuenzahlen und Biomasse</i>	41
4.5	<i>Historische Hochwässer an der Triesting</i>	41
4.6	<i>Berechnung der Screening-Häufigkeit</i>	50
4.7	<i>Skala zur Schätzung der Abundanz des MZB</i>	50
4.8	<i>Fließgewässer-Bioregionen und «große Flüsse» Österreichs</i>	51
4.9	<i>Klasseneinteilung nach hydropedologischen und biologischen Faktoren</i>	53
4.10	<i>Kriterien zur Einstufung des Makrozoobenthos</i>	54
4.11	<i>Umlegung der MMI-Werte in eine ökologische Zustandsklasse</i>	55
5.1	<i>Individuen/m^2 pro Probetermin und Untersuchungsstelle</i>	57
5.2	<i>Biomasse [g/m^2] pro Probetermin und Untersuchungsstelle</i>	58
5.3	<i>Taxawerte aller Probenstellen an der Triesting 2008</i>	62
5.4	<i>Ergebnis Screening-Taxa in der voll dotierten Referenzstrecke bei Trumau</i>	63
5.5	<i>Ergebnis Screening-Taxa in der Restwasserstrecke bei Trumau</i>	64
5.6	<i>Ergebnis Screening-Taxa in der Restwasserstrecke bei Tattendorf</i>	64
5.7	<i>Ergebnis Sensitive-Taxa in der voll dotierten Referenzstrecke bei Trumau</i>	64
5.8	<i>Ergebnis Sensitive-Taxa in der Restwasserstrecke bei Trumau</i>	65
5.9	<i>Ergebnis Sensitive-Taxa in der Restwasserstrecke bei Tattendorf</i>	65
5.10	<i>Ergebnis Degradationsscore in der Volldotationsstrecke bei Trumau</i>	65
5.11	<i>Ergebnis Degradationsscore in der Restwasserstrecke bei Trumau</i>	66
5.12	<i>Ergebnis Degradationsscore in der Restwasserstrecke bei Tattendorf</i>	66
5.13	<i>Ergebnis Saprobie-Score in der Volldotationsstrecke bei Trumau</i>	66
5.14	<i>Ergebnis Saprobie-Score in der Restwasserstrecke bei Trumau</i>	67
5.15	<i>Ergebnis Saprobie-Score in der Restwasserstrecke bei Tattendorf</i>	67
5.16	<i>Screening-Ergebnis der VD Trumau am 11. Jänner 2008</i>	70
5.17	<i>Screening-Ergebnis der VD Trumau am 12. März 2008</i>	71
5.18	<i>Screening-Ergebnis der VD Trumau am 25. März 2008</i>	72
5.19	<i>Screening-Ergebnis der VD Trumau am 26. April 2008</i>	73
5.20	<i>Screening-Ergebnis der VD Trumau am 30. Mai 2008</i>	74
5.21	<i>Screening-Ergebnis der RQ Trumau am 11. Jänner 2008</i>	76

5.22	Screening–Ergebnis der RQ Trumau am 12. März 2008	77
5.23	Screening–Ergebnis der RQ Trumau am 25. März 2008	78
5.24	Screening–Ergebnis der RQ Trumau am 26. April 2008	79
5.25	Screening–Ergebnis der RQ Trumau am 30. Mai 2008	80
5.26	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lenitischer Bereich, am 11. Jänner 2008 .	84
5.27	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lotischer Bereich, am 11. Jänner 2008 . .	85
5.28	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, Gesamte Ergebnisse, am 11. Jänner 2008	86
5.29	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lenitischer Bereich, am 12. März 2008 . .	87
5.30	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lotischer Bereich, am 12. März 2008 . . .	88
5.31	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, Gesamte Ergebnisse, am 12. März 2008 .	89
5.32	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf am 25. März 2008	90
5.33	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf am 26. April 2008	91
5.34	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lenitischer Bereich, am 30. Mai 2008 . .	92
5.35	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lotischer Bereich, am 30. Mai 2008 . . .	93
5.36	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, Gesamte Ergebnisse, am 30. Mai 2008 .	94
5.37	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lenitischer Bereich, am 10. Juni 2008 . .	95
5.38	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lotischer Bereich, am 10. Juni 2008 . . .	96
5.39	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, Gesamte Ergebnisse, am 10. Juni 2008 .	97
5.40	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, am 27. Juli 2008	98
5.41	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lenitischer Bereich, am 20. September 2008	99
5.42	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, lotischer Bereich, am 20. September 2008	100
5.43	Screening–Ergebnis der RQ Tattendorf, Gesamte Ergebnisse, am 20. September 2008	101
6.1	Typen von Lebenszyklen	105
6.2	Seltene Taxa–Arten in der Triesting	105
6.3	Taxa mit abgeschlossenem Lebenszyklus in der Triesting	106
6.4	Taxa mit eingeschränktem Vorkommen im Untersuchungsgebiet	106
6.5	Erforderliche Anzahl der Screening–Taxa für die Zuordnung zur ökologischen Zu- standsklasse I und II	124
6.6	Erforderliche Anzahl der Sensitiven–Taxa, für die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II	126
6.7	Grenzwerte des Degradations–Scores für die Zuordnung zur ökologischen Zu- standsklasse I und II	128
6.8	Grenzwerte des Saprobie–Scores für die Zuordnung zur ökologischen Zustands- klasse I und II	130
6.9	Grenzwerte des Saprobie–Scores für die Zuordnung zur ökologischen Zustands- klasse I und II	134
6.10	Screening–Gesamtergebnis aller Untersuchungsstellen	134
6.11	Teilergebnisse der Auswertung «Screening–Methode» Tattendorf für den leniti- schen und lotischen Teillebensraum	137
6.12	Gesamtergebnis der Auswertung «Screening–Methode» für Tattendorf Gesamt, den lotischen und lenitischen Teillebensraum	138

9.1	<i>Taxonomische Mindestanforderungen (verändert nach ÖNORM M 6232)</i>	145
9.2	<i>«Wiegeliste Excel-Tabelle»</i>	147
9.3	<i>Individuenanzahl-Tabelle</i>	148

Abkürzungsverzeichnis

AB	Allgemeine Belastung
Abb.	Abbildung
BMLFUW	Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
cm/s	Zentimeter pro Sekunde
CPOM	Coarse particulate organic matter
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
EQR	Ecological Quality Ratio
FH	Östliches Flach– und Hügelland
GAV	Gemeindeabwasserverband
GW	Grenzwert
HB	Handlungsbedarf
HQ	Abfluss bei Hochwasser
I	Individuenanzahl
IHG	Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
MHS	Multi–Habitat–Sampling
NQ	Niederwasserabfluss
MQ	Abfluss bei Mittelwasserstand
Max. Q	Maximaler Abfluss
m ³ /s	Kubikmeter pro Sekunde
m.ü.A.	Meter über Adria (Höhe über dem Meeresspiegel)
MZB	Makrozoobenthos
OB	Organische Belastung
POM	partikuläres organisches Material
RQ, RW	Restwasserstrecke
R ²	Korrelationskoeffizient
SI	Saprobieller Index
TLR	Teillebensraum
TM	Tage Max
US–	Untersuchungs–
UST	Untersuchungsstelle
VD	Volldotation
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

The diploma thesis describes the seasonal aspects of benthic invertebrate abundance and composition in the Triesting River, Lower Austria. Three sampling sites were chosen along the river: a section with undisturbed hydrological conditions downstream Trumau (reference site) and two sections with residual water flow near Trumau and Tattendorf. The last mentioned site has been divided into a lentic and lotic area. Benthic invertebrates sampling followed the Multi-Habitat-Sampling approach to get an overview about the river quality of this river section as well as the qualitative and quantitative composition of the benthos. The samples were taken before and after high floods and were examined for number of individuals, biomass, taxa composition and other metrics. The assemblages were evaluated with the software «ECOPROF 3.1». In total 191 taxa were found. The highest biodiversity was recorded at the reference site with a number of 88 taxa. The residual flow stretch in Trumau showed a total of 78 taxa, the second residual water section near Tattendorf 69 taxa. The numbers of taxa were always higher before a flood than after. The numbers of individuals were the highest in the residual flow stretch near Tattendorf with 65654, followed by the second residual water line near Trumau with 57801. 45333 individuals were found in the reference water section. In this study the quickly and simply operating «Screening» and the «Detailed Benthos-evaluation» were used. Both methods are efficient and provide comparable outputs. The results show a negative influence of flood waters on both quality and quantity of the bottom fauna. Big flood waters show a stronger effect than do small ones. It is interesting to note that a minor impact of spates on the benthic assemblages could be observed in natural sites compared to anthropogenic impaired sections of the river. It is notably, that rich habitat diversity leads to better results than do monotone sections. Water abstraction for hydropower generation leads to remarkable biological deficits in the residual flow stretches of the river, which justifies the necessity to regulate a sufficient water donation by law. Neither the intensity of the flood water nor the sampling time influenced the outcome or quality of results with respect to assessing the effects of organic pollution.

Kurzfassung

Die Diplomarbeit beschreibt die saisonalen Aspekte und den Hochwassereinfluss auf die Dichte und Zusammensetzung des Makrozoobenthos in der Unteren Triesting in Niederösterreich. Dazu wurden eine volldotierte Referenzstrecke in Trumau und zwei Restwasserstrecken, eine in Trumau und eine bei Tattendorf, beprobt. Letztere konnte aufgrund differenter Strömungsmuster in lenitische und lotische Teilbereiche unterteilt und für spezielle Fragestellungen ausgewertet werden. Alle Untersuchungsstellen wurden mit der MHS-Methode (Multit-Habitat-Sampling-Methode) besammelt um eine Aussage über den Gütezustand des Gewässerabschnittes und den Zustand des Makrozoobenthos nach Hochwasserdurchgängen treffen zu können. Die Proben wurden vor und nach einem Hochwasserdurchgang genommen und mit der «ECOPROF 3.1» (www.ecoprof.at) ausgewertet, um Ergebnisse bezüglich der Individuenzahlen, Taxa und Biomasse zu erhalten. Insgesamt konnten 191 Taxa besammelt werden. Davon wurden die meisten, 88, in der Referenzstrecke gefunden. Die Restwasserstrecke Trumau wies 78 Taxa auf, die zweite Restwasserstrecke bei Tattendorf 69. Es waren immer mehr Taxa vor als nach einem Hochwasser zu finden. Die höchsten Individuenzahlen konnten mit 65654 in der Restwasserstrecke bei Tattendorf nachgewiesen werden. In der Restwasserstrecke bei Trumau wurden 57801, in der Referenzstrecke bei Trumau 45333 Individuen nachgewiesen werden. Es wurden in dieser Arbeit beide Verfahren, die einfach und schnell handzuhabende «Screening-Methode», sowie die «Detaillierte MZB-Methode» angewandt. Beide Methoden sind gleich effizient und führen zu denselben Ergebnissen. Dieses zeigt einen negativen Einfluss des Hochwassers auf die Quantität und Qualität der wirbellosen Benthosfauna, wobei stärkere Hochwasserdurchgänge einen größeren Störfaktor bilden als kleinere Hochwässer. Es ist erwähnenswert, dass diese Hochwässer das Benthos in natürlichen Fließstrecken mit größerer Habitatdiversität weniger beeinträchtigen als in anthropogen veränderten Gewässerabschnitten. Restwasserstrecken führen zu biologischen Defiziten und unterstreichen somit die Notwendigkeit einer Pflichtdotation. Weder die Stärke eines Hochwassers noch der Zeitpunkt der Probenahme beeinflussten die Ergebnisse nachhaltig. Für ausgewählte Arten wurden die Präsenz und Vorkommen im Jahresverlauf diskutiert.

1. Einleitung

Fließgewässer zählen weltweit zu den am vielfältigsten und zugleich am intensivsten anthropogen genutzten Ökosystemen. Seit Jahrtausenden nutzt der Mensch den Fluss und sein Umland als Ressource, verändert aber auch das Flussökosystem zum Schutz von Siedlungen und Produktionsflächen [Arthington und Welcomme, 1995]. Deswegen sind heute weltweit nur mehr wenige große Fließgewässer in ihrer ursprünglichen ökologischen Funktionsfähigkeit erhalten [Karr, 1993].

Gegenwärtig werden in Österreich 70% der ausbauwürdigen Fließgewässerstrecke energiewirtschaftlich genutzt. Freifließende, natürliche Fließgewässer sind fast nur mehr ausschließlich im Hochgebirge Mitteleuropas zu finden, in der österreichischen Donau sind derzeit nur mehr zwei freie Fließstrecken vorhanden: eine in der Wachau (ca. 40 km lang) und die zweite im Bereich östlich von Wien (etwa 50 km lang) [Jungwirth et al., 2003].

Hochwasserschutzmaßnahmen, Aufstau und Fragmentierung von Flüssen durch Kraftwerke, führen seit den systematischen Flussregulierungen ab dem 19. Jht. weltweit zu nachhaltigen, tiefgreifenden Änderungen / Störungen der aquatischen Lebensräume und deren Lebensgemeinschaften. Regulierungsmaßnahmen und Kraftwerke wirken sich auf Gewässermorphologie, Flusslandschaft und den Geschiebehaushalt aus [Jungwirth et al., 2003, 2006].

Durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird seit dem Jahr 2000 die Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Europa neu ausgerichtet. Eines der Ziele ist es, europaweit die Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers deutlich zu verbessern. Die Wasserrahmenrichtlinie sieht eine integrierte biologische Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes vor. Um Auswirkungen verschiedenster, auf die Gewässer einwirkenden, Einflussgrößen widerzuspiegeln, und gewässerspezifisch zu bewerten, orientiert man sich an regionalen Leitbildern. Die Gegenüberstellung des Ist-Zustandes mit dem Leitbild (dem Referenzzustand) zeigt vorhandene Defizite und anthropogene Einflussgrößen auf und ist Basis für ein Maßnahmenpaket zur Verbesserung des Gewässerzustandes [Ofenböck et al., 2008].

Um die Anforderungen der WRRL umsetzen zu können, wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft vom IHG (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der BOKU, Arbeitsgruppe Benthosökologie und Gewässerbewertung) für die ökologische Beurteilung des Gewässerzustandes das Bewertungsmodell «Detaillierte MZB-Methode» mit einem dazugehörigen Computerprogramm namens «Ecoprof» entwickelt. Hierfür werden vier qualitative und quantitative Eingangsgrößen, die Biozönosen der Algen, Makrophyten, Makrozoobenthos (MZB) und der Fischfauna als Beurteilungsmerkmal herangezogen [Ofenböck et al., 2008].

Die geringe Restwasserführung und die 62 Querbauwerke der Fließstrecke der Unteren

Triesting stellen eine Herausforderung im Sinne der Umsetzung der WRRL 2000 dar. An der Triesting sind kaum natürliche Flussabschnitte vorhanden, die als Referenz herangezogen werden können. Zum Glück ist ein bedeutender Datensatz der Triesting bei Trumau und Tattendorf aus vielen Jahren wissenschaftlicher Studien und Untersuchungen im Auftrag des GAV Trumau–Schönau vorhanden. Mit diesem langjährigen Wissen und dem umfangreichen Datensatz werden eine umfassende und effiziente Zustands–Bewertung, sowie die Erstellung eines Maßnahmenkatalogs und einer Prognose möglich.

Vorliegende, von Jänner 2008 bis Jänner 2010 am IHG–Institut durchgeführte Arbeit, trägt zur Vertiefung der genannten Datenlage bei.

2. Aufgabenstellung und Zielsetzung

Neben der klassischen Bewertung des ökologischen Zustandes mithilfe der «Detaillierten MZB-Methode» bzw. des «Screening-Verfahrens» werden in dieser Arbeit der Hochwasserereignisse und die anthropogen veränderten, hydromorphologischen Einflüsse auf die Qualität und Quantität des «Makrozoobenthos» untersucht.

Dafür wurden zwei Restwasserabschnitte an der Triesting (Tattendorf und Trumau) mit einer hydrologischen Referenzsituation, in diesem Fall einer voll dotierten Strecke bei Trumau, verglichen. Darüber hinaus sollte auch der Einfluss saisonaler Aspekte in Bezug auf das Arteninventar und die Gewässergüte beleuchtet werden.

Der saisonale Abflussverlauf wird durch das Klima geprägt und besonders durch Hochwasserereignisse charakterisiert. Hochwasserereignisse stellen natürliche Katastrophen dar, die die aquatischen Verhältnisse und Biozönosen neu durchmischen oder zerstören. Ein Ziel dieser Arbeit ist es, mithilfe der biozönotischen Indikatoren auf Screening-Niveau die Korrelation zwischen biozönotischem Schadensausmaß und Hochwasserstärke aufzuzeigen und zu untersuchen, ob sich Hochwasserereignisse auf Restwasserstrecken negativer auswirken als auf natürliche, voll dotierte Gewässerstrecken.

3. Allgemeine Grundlagen

3.1 Ökologische Auswirkungen

Die energiewirtschaftliche Wassernutzung und die damit verbundene Problematik ist in Österreich weit verbreitet. Restwasserstrecken sind bezüglich ihrer natürlichen Lebensraumqualität und Habitatausstattung hydromorphologisch, hydrologisch, physikalisch und chemisch nachhaltig negativ verändert.

Wenn die natürliche Strukturvielfalt durch Regulierungen und Kraftwerke herabgesetzt wird, ergibt sich daraus eine deutliche Reduktionen der Artenzahl und Diversität, aber auch der Dichte, Biomasse und Produktion [Jungwirth et al., 2003].

Bei Ausleitungskraftwerken wird das für die Energieerzeugung notwendige Triebwasser bei den Wehranlagen angeleitet und zum Krafthaus zugeführt. Die vom Wasserentzug betroffenen Restwasserstrecken zeigen je nach Kraftwerkstyp, Ausbaugröße und Einzugsgebiet jahreszeitlich unterschiedliche Restwasserführungen und können bei fehlender wasserrechtlich festgeschriebener Pflichtwassermenge monatelang austrocknen. Hydromorphologisch bedingte Einflüsse auf die Biozönosen ergeben sich in den untersuchten Restwasserstrecken z.B. durch geringeres Wasservolumen, weniger potentiell nutzbarer aquatischer Lebensraum, Begradigung des Flusslaufes. Daraus resultieren sekundäre physikalisch–chemische Veränderungen, wie z.B. weniger Sauerstoffsättigung, Temperaturerhöhung, erhöhte Schadstoffkonzentration und geringere Selbstreinigung.

Seit den 80er–Jahren wurde europaweit gesetzlich eine Garantie der ökologischen Funktionsfähigkeit bei energiewirtschaftlich genutzten Flussstrecken durch vorgeschriebenen Pflichtwasserabfluss oder einer festgelegten Dotationswassermenge erwirkt [Jungwirth et al., 2003].

Ausleitungskraftwerke haben v.a. durch Aufstau, Dotationsmenge, eventuell Schwall und Sunk sowie der Restwasserproblematik ökologische Auswirkungen [Moog et al., 1993], die in den nachstehenden Abschnitten beschrieben werden.

3.1.1 Aufstau

Durch den künstlich bewirkten Aufstau wird die laterale Konnektivität, die ursprüngliche Einheit Fluss / Umland, getrennt. Der Grundwasserhaushalt nimmt meist ab und führt zu geringeren Schwankungen. Durch die Abnahme der Schleppkraft und der Fließgeschwindigkeit unter 50 cm/ s verlagert sich die Geschiebe–Sortierung von grobkörnigen Substraten zu Sanden und Schlamm. Es kommt zur Stauraumverlandung. Dies zerstört die vielen ökologischen Mikrohabitate und führt zu standortsuntypischen Choriotopeverhältnissen. Durch ein Fehlen dieser

Grobstrukturen im Flussbett (Furte, Kolke) kommt es im Staubereich zu einem geänderten Artengefüge und einer veränderten Altersstruktur der Fischbestände. Insbesondere rheophile Arten wie Forelle, Äsche und Huchen und für die Fortpflanzung substratgebundene Fischarten wie Koppe und Schmerle sind von dieser Überlagerung des Flussbettes betroffen. Ebenso wird die Artenzahl und Diversität des Makrozoobenthos reduziert, da durch vollständiges Fehlen bzw. Verschlammung des hyporheischen Interstitials deren Lebensraum vernichtet oder derart verschlechtert wird, dass er nurmehr Lebensraum für euryöke Formen sein kann. Es überwiegen in der Stauhaltung Seeformen und MZB-Arten des Tieflandes [Moog, 1992]. Diese Dominanz einiger weniger MZB-Arten stellt ein schlechtes Ernährungsverhältnis für Fische dar. Es kann dadurch auch zu Fischsterben und Dezimierungen der Bodenfauna bis zu 90% kommen. Für die stenöken, migrierenden MZB-Arten wird dieser monotone Stauraum zur unüberwindbaren Wanderungsbarriere. Die im Stauraum verringerte Turbulenz verursacht eine schlechtere Sauerstoffversorgung und Selbstreinigung. Rückstauräume verhindern zudem Überflutungen des Umlandes. Besonders bei Aulandschaften hat dies fatale Folgen für den Wasserhaushalt, dem Habitatangebot und die Artenspektren. Mehrere Stauhaltungen führen infolge des Geschieberückhaltes zur Eintiefungstendenz in flussab gelegenen Flussabschnitten.

3.1.2 Wehranlagen

Wehranlagen inklusive der Rückstaubereiche unterbrechen das Fließkontinuum und stellen «Driftfallen» dar.

3.1.3 Turbinen und Triebwasserkanäle

Flussab der Turbinenausläufe kann es aufgrund der plötzlichen Druckentlastung zufolge Gasübersättigung zu hohen Fischausfällen kommen [Moog et al., 1993]. Mit der jährlichen bis öfters stattfindenden Revision sterben v.a. die ökologisch interessanten Kleinfischarten, Jugendstadien und das MZB.

3.1.4 Ausleitungsstrecken & Restwasserproblematik

In der Restwasserstrecke führen die flächige Reduktion des wasserbedeckten Lebensraums und das geänderte Temperaturregime (Erwärmung im Sommer und Ausfrieren im Winter) zur quantitativen und qualitativen Abnahme des MZB. Neben der Abgabe von Wasserschwallen sind eine Vergleichmäßigung des Abflussregimes, das als Steuermechanismus für z.B. Ruhestadien und Schlupfzyklen dient, und die fehlende Abflussdynamik als schwerwiegendste Folgen zu nennen. Durch die veränderten Hochwasserabflüsse kommt es zu abrupten Zu- und Abflüssen, auf die die Fische und das MZB nicht rechtzeitig reagieren können. In Ausleitungsstrecken sinkt der Grundwasserspiegel und es fehlen die Grundwasserschwankungen als Vorboten einer Hochwasserwelle. Weiter kommt es zur negativen Beeinträchtigung der Landschaftsästhetik.

3.1.5 Schwall und Sunk

Der Schwellbetrieb verursacht eine Veränderung der Morphologie des Flussbettes und der Habitatausstattung durch Ufer- und Sedimenterosion. Eine hohe Partikelfracht erschwert das Atmen vieler Organismen und führt zu deren Abwandern oder Absterben. Durch Erosion von Vegetation und Abschwemmung von organischem Material in der Schwallstrecke sinkt die Nahrungsquelle für das MZB, die wiederum Nahrungsgrundlage für Fischpopulationen ist [Muhar, 1989]. Es kommt in der MZB-Fauna zu einer Abnahme der Zerkleinerer, weil ihr Futter (POM) abgeschwemmt wird. Vor allem das vermehrte Vorkommen euryöker Arten mit breiter biozönotischer Toleranz kennzeichnet ausgeprägte biozönotische Störungen [Moog et al., 1993]. Die Fischartenzusammensetzung verändert und reduziert sich. Es kommt daher zu einer quantitativen und qualitativen Schädigung der Fischfauna und des MZB: Schwalle begünstigen die Zunahme euryöker Arten, hauptsächlich «Chironomidae», und eine Zunahme strömungsresistenter Arten wie «Heptageniidae» und «Ephemerellidae» [Bretschko und Moog, 1993]. Ein regelmäßiges Trockenfallen führt zu einem vollständigen Verlust der Fauna. Während dem Schwallrückgang kommt es zu einer Verstopfung des Interstitialraumes und infolge zu einer geänderten Dominanzstruktur der aquatischen Fauna. Durch den Schwellbetrieb wird auch die aquatische und terrestrische Begleitvegetation nachhaltig geschädigt. Fehlende Vegetation wirkt sich wiederum negativ auf die Gewässerbiozönose aus [Muhar, 1989].

3.1.6 Begradigte Fließstrecken

Die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit fördert Organismen mit erhöhter Strömungspräferenz. Diese bewirkt eine Vereinheitlichung der abgelagerten Bettsedimente und begünstigt die Steinfafauna. In begradigten Flussabschnitten kommt es zu einer Verschiebung der biozönotischen Indikatoren um zwei Stufen zu einem epirithralen Maximum [Moog et al., 1993].

3.2 Beschreibung der Triesting

Der Name «Triesting» kommt vermutlich aus dem Slawischen und bedeutet übersetzt «Wildes Wasser». Die in Niederösterreich fließende 60 km lange Triesting hat 92 Quellflüsse und stellt einen südwestlichen Nebenfluss der Schwechat in den Ausläufern der niederösterreichischen Kalkalpen dar. Sie entspringt östlich der Klammhöhe (618 m ü. A.), nordwestlich von Kaumberg an der Wasserscheide des Wienerwaldes im Bezirk Lilienfeld, und bildet die südliche Grenze des Wienerwaldes. Bis Hirtenberg durchfließt sie das enge und bewaldete Triestingtal, bevor sie Richtung Nordost in das Wiener Becken einfließt und schließlich bei Achau in die Schwechat (163 m) mündet. Die Triesting ist dem Einzugsgebiet der Donau zuzurechnen [Vorwahlner et al., 2007] und durchfließt in ihrem Verlauf die Bioregionen Sandstein-Voralpen (Flysch), Kalkvoralpen und Östliche Flach- und Hügelländer (Abb. 3.1).

Eine Gliederung nach längenzonalen Gewässerstrecken wird europaweit nach den Fischregionen vorgenommen. Diese Einteilung wurde 1963 zu einem Konzept der «Biozönotischen Regionen» erweitert, welche das Makrozoobenthos als quantitative Eingangsgröße heranzieht [Illies und Botosaneanu, 1963]. Dieses eignet sich bestens zur biozönotischen Zuordnung,

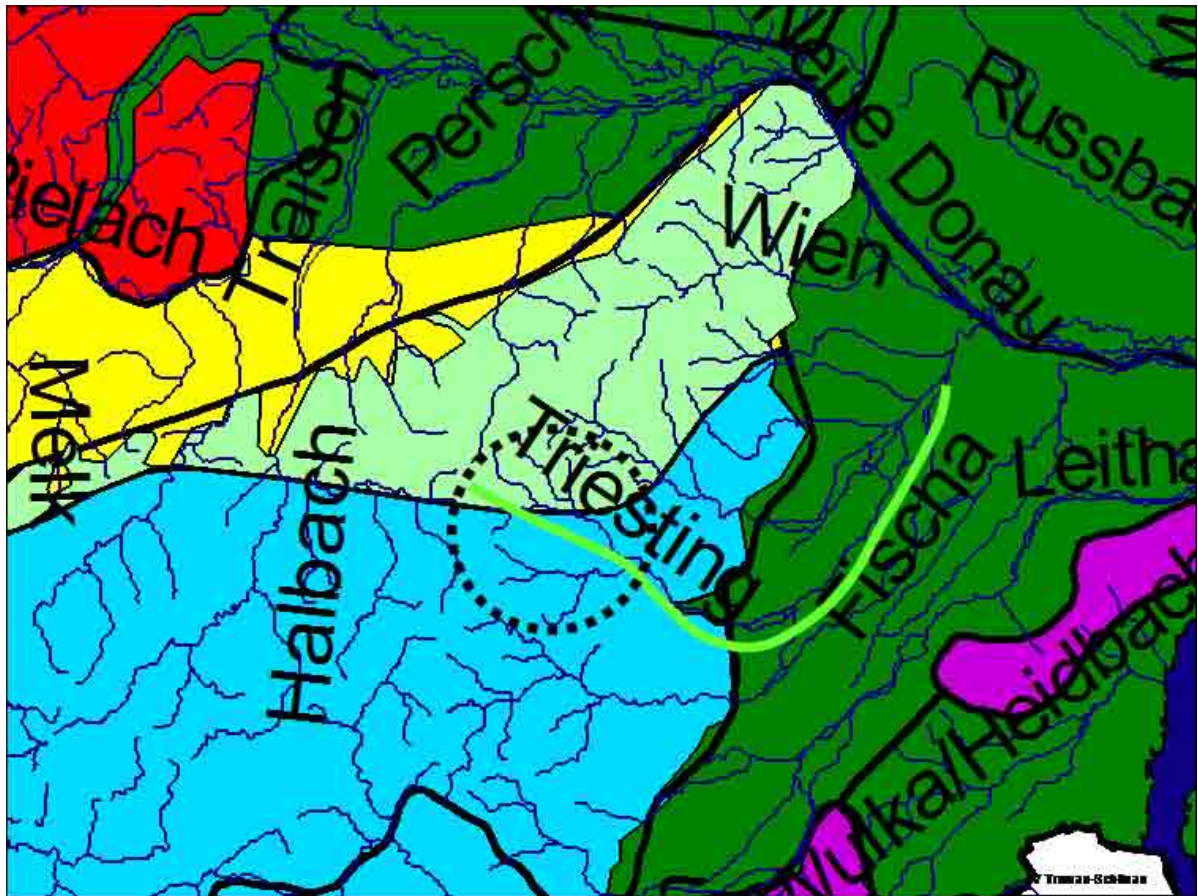


Abbildung 3.1: Triestingverlauf in den Bioregionen Flysch, Kalkvoralpen und östliche Flach- und Hügelländer

da der MZB-Bestand eines Gewässers nicht durch Besatz oder Bewirtschaftungsmaßnahmen verfälscht wird.

Außerdem werden neben den biotischen Eingangsgrößen (Fischfauna und benthische Evertebraten) auch physiografische, morphologische und physikalische Aspekte einbezogen. Ein Vorteil der makrozoobenthischen Auswertung liegt in der vergleichbar sensitiven Erfassung biozönotischer Unterschiede [Moog, 1992].

Im Untersuchungsbereich entspricht die Triesting einem Hyporhithral (Äschenregion). Zeigerfisch des Hyporhithrals ist die Äsche, Begleitfischarten sind die Bachforelle, die Regenbogenforelle, Koppe, Bachschmerle, Elritze und mancherorts auch der Huchen. Auch karpfenartige Fische wie Aitel, Nase, Barbe, Hasel, Gründling und Schneider sind in dieser Fischregion heimisch [Moog et al., 2005].

Die Dynamik und die damit verbundene morphologische Ausformung von Fließgewässern bestimmen über das Habitatangebot die Qualität eines Lebensraumes und der davon abhängigen Lebensgemeinschaften. Spezifische Strömungsmuster und Substratverteilungen sind wichtige Merkmale natürlicher Strukturen in einem Gewässer [Jungwirth et al., 2003].

Daher werden die Gewässerhabitate im Untersuchungsgebiet und deren Einfluss auf das

Interstitial, den Kieslückenraum in der Gewässersohle, im Kapitel 4.1 kurz beschrieben. Die Fließgewässermorphologie im Untersuchungsgebiet ist ursprünglich furkierend mit einem oder mehreren Hauptästen. Seit der Regulierung um 1925 ist der (künstlich angelegte, bzw. verbreiterte und eingetiefte) Hauptlauf der Triesting gestreckt. Die Strömung und das Gefälle betragen im Hyporhithral meist mehrere Prozent [Jungwirth et al., 2003]. Die Gewässerbettverhältnisse werden in einer Äschenregion, entsprechend der natürlichen Fließgeschwindigkeit und Schleppkraft des Wassers, von Schotter, Geröll und Kiessubstrat geprägt. In Ausleitungsstrecken sind die Fließgeschwindigkeit und Schleppkraft vermindert, sodass es zu feinkörnigen Sedimentablagerungen kommt.

Die ins Feldprotokoll eingetragenen Werte der Fließgeschwindigkeit entsprechen den Einschätzungen von Experten vor Ort.

3.3 Klima

Das Untersuchungsgebiet der Unteren Triesting liegt in der kühl–gemäßigten humiden Klimazone, mit Einflüssen des pannonischen und nordalpinen Klimas. Die Triesting zählt zum Flussgebiet Donau 3 und weist nach Mader et al. [1996] ein pluvio–nivales Regime auf. Das bedeutet, dass das Abflussmaximum im Doppelmonat März und April auftritt, oder das abflussreichste Doppelmonat im Sommer liegt. Das Flussgebiet Donau 3 (Donau 3 bezeichnet den Donauabschnitt zwischen der Enns und der March) zählt sowohl zum sommerstarken als auch zum winterstarken pluvio–nivalen Regime. Das sommerstarke pluvio–nivale Regime weist durch ausgiebige Sommerregen im Juni/Juli ein sekundäres Maximum im Sommer auf. Das winterstarke pluvio–nivale Regime zeigt nach dem Hauptmaximum im März/April ein zweites Maximum im Dezember und Jänner, welches durch direkt abflusswirksame Niederschläge ausgebildet wird. Beiden ist ein Herbstminimum gemeinsam. Das pluvio–nivale Regime zählt zu den komplexen Abflussregimen. Diese sind durch einen mehrgipfeligen Verlauf der mittleren Abflusskurve gekennzeichnet. Im Unterschied zum einfachen Regime, weichen die Einzeljahre stark vom langjährigen Periodenmittel ab. Hauptgründe dafür sind zeitlich unterschiedlich wirkende Steuerfaktoren wie z.B. Schneeschmelze oder hydrogeologische Einflussfaktoren [Mader et al., 1996].

Dank dieser Daten und den Jahresabflussdaten der Messstationen an der Triesting (http://www.noel.gv.at/Externeseiten/wasserstand/wiskiwebpublic/stat_39750.htm) können Hochwasserdurchgänge im Frühjahr (Schneeschmelze) und im Sommer erwartet werden.

4. Material und Methoden

Für die Auswertung der Güte-/Zustandsklassen und die Untersuchung der Veränderung der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung des MZB nach Hochwasserdurchgängen wurden drei Gewässerabschnitte an der Triesting nach der MHS (Multi-Habitat-Sampling-Methode) besammelt. Für die Fragestellung des Hochwassereinflusses wurden Besammlungen vor einem Hochwasser sowie Beprobungen nach einem Hochwasserdurchgang durchgeführt. Für den Zeitpunkt der Besammlungen vor einem Hochwasser wurde ein Erwartungswert aus dem Klimadiagramm für das feuchtgemäßigt–humide Klima (Vergleiche Kapitel 3.3) und den Abflussdiagrammen der Triesting der letzten Jahre errechnet. Die allgemeine Problematik des Beprobungszeitpunktes lag in der Voraussetzung, in regelmäßigen Abständen, mindestens einmal pro Monat, ein Hochwasserereignis erwarten zu können. Diese Bedingung war 2008 zum Großteil erfüllt. Sehr starke Hochwasserdurchgänge, wie am 20. September 2009, blieben im Untersuchungsjahr aus.

4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Triesting–Untersuchungsgebiet erstreckt sich zwischen den Ortschaften Tattendorf und Trumau. Der erste Untersuchungs(US)–Abschnitt umfasst die Restwasserstrecke bei Tattendorf (US–Abschnitt 1). Die US–Abschnitte 2 und 3 liegen in der Ortschaft Trumau, wobei es sich bei US–Abschnitt 2 um die Restwasserstrecke und bei US–Abschnitt 3 um die Volldotationsstrecke handelt. Abb. 4.3 zeigt die Lage der drei US–Stellen.

Die Abwässer im US–Abschnitt Trumau werden über die Orts–Kanalisationen der Kläranlage Trumau zugeführt und in gereinigter Form der Triesting wieder zurückgegeben. Deswegen ist die Wasserverschmutzung in diesem US–Abschnitt sehr gering. Allerdings lässt häufig leichtes Schaumtreiben darauf schließen, dass aus dem Oberlauf der Triesting und durch diffuse Einleitungen immer noch Abwässer in die Triesting gelangen. Aufgrund der vielen Querbauwerke im Untersuchungsgebiet (Wehranlagen, Sohlstufen (Abb. 4.1), Sohlrampen) und entsprechender Pflichtwasserabgabe in die Unterliegerstrecke von Wehranlagen ergeben sich folgende unterschiedliche Fischlebensräume und Lebensraumabschnitte für die Wasserfauna [Moog et al., 2005]:

- natürliche Fließstrecke Trumau–Volldotationsstrecke (US–Abschnitt 3, Abb. 4.3)
- Restwasserstrecke Trumau (US–Abschnitt 2, Abb. 4.3)
- der Werkskanal (Abb. 4.2)

4. MATERIAL UND METHODEN



Abbildung 4.1: Triesting bei Trumau (2008), Sohlstufe. [Trumau, 2008]



Abbildung 4.2: Triesting bei Trumau (2008), Werkskanal. [Trumau, 2008]

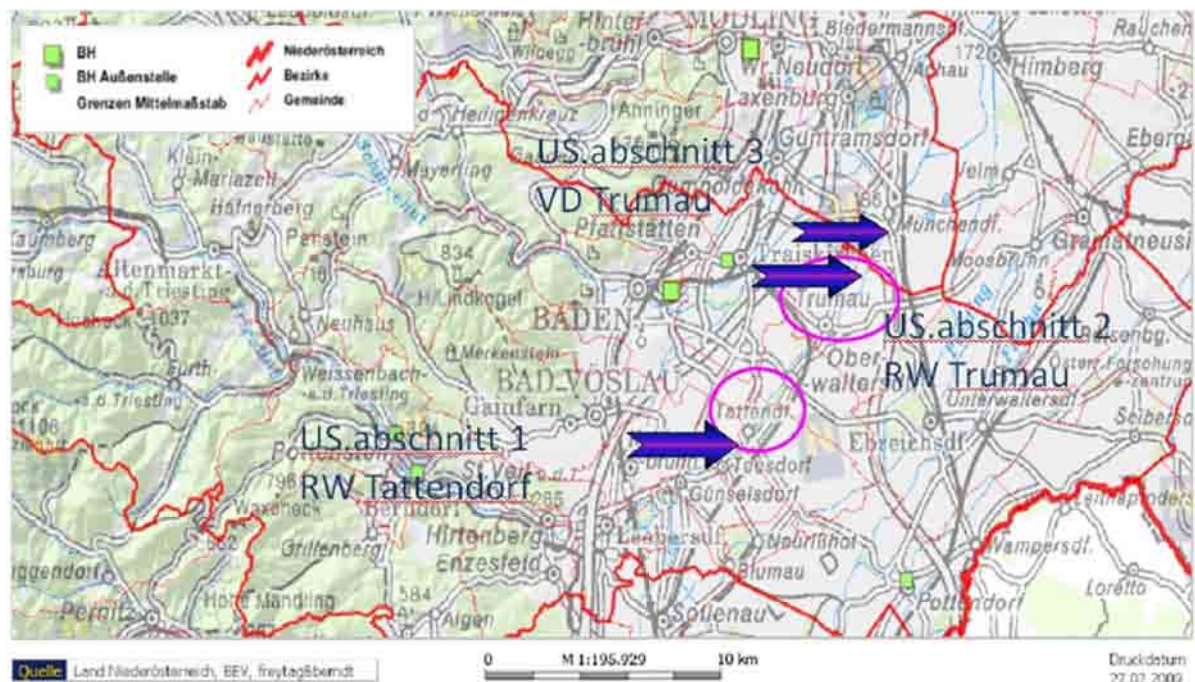


Abbildung 4.3: Untersuchungsgebiet an der Triesting mit den US-Abschnitten 1 bis 3, den Ortschaften Tattendorf und Trumau in der Hyporhithralzone

Alle US-Abschnitte sind der Äschenregion zugehörig, die anschließende Barbenregion beginnt nach Münchendorf ([Moog et al., 2005], Tabelle 4.1). Jeder durch anthropogene Nutzung morphologisch veränderte Flussabschnitt weist eine eigene standorttypische Fischfauna auf. So auch die Untersuchungsstrecken:

Tabelle 4.1: *US-Abschnitte mit ihrer standorttypischen Fischfauna [Moog et al., 2005]*

Vorkommen	VD Trumau	RW Trumau	RW Tattendorf
Vereinzel	–	Elritze	Koppe
Selten	Schneider, Gründling	Barbe, Gründling, Bachschmerle	Äsche, Bachforelle, Regenbogenforelle, Rotaue, Flussbarsch
Verbreitet	Bachschmerle, Koppe, Elritze, Barbe	Äsche, Koppe, Aitel	Bachschmerle, Barbe, Gründling
Häufig	Aitel, Bachforelle, Regenbogenforelle, Äsche	Bachforelle, Regenbogenforelle	Aitel, Elritze

4.2 Untersuchungsstellen und Sampling-Design

Für die Auswahl des Untersuchungsgebietes war entscheidend, dass bereits genügend Vorinformationen über den ausgewählten Triestingabschnitt zur Verfügung standen. Dies ermöglichte eine Verringerung etwaiger Defizite, die sich aus einer Veränderung der Untersuchungsstellen ergeben können (z.B. Austrocknen, unerwartete anthropogene Einflüsse).

4.2.1 Volldotation Trumau

Als Repräsentanz für hydrologisch unbeeinflusste Bedingungen und den natürlichen Zustand wurde die voll dotierte Fließstrecke bei Trumau (Abb. 4.4) ausgewählt. Dieser US-Abschnitt beginnt nach dem Überlaufwehr Trumau (Abb. 4.5). Im US-Abschnitt der Volldotation Trumau liegt bei Mittelwasserstand grundsätzlich ein lotischer Bereich mit starker Strömung vor [Ofenböck et al., 2008], deren Fließgeschwindigkeit von 60–100 cm/s bedingt, dass grober Kies abgelagert wird. Die Teillebensräume haben den Charakter eines Meso- bis Mikrolithals (Abb. 4.6). Es wurde 2008 nach Abklingen eines Hochwassers des Ausmaßes MQ–HQ1 bei einer Fließgeschwindigkeit von 70–110 cm/s besammelt.

Da die Uferzone als Land / Wasser-Übergang sowohl für den terrestrischen als auch den aquatischen Lebensraum von Bedeutung ist, stellt die Strukturausstattung des Uferbereiches eine entscheidende ökologische Größe dar [Jungwirth et al., 2003]. Natürliche Ufer sind durch eine starke Verzahnung des Wasser–Land-Überganges gekennzeichnet. Diese Übergangszone erhöht die Habitat-Struktur, vergrößert den Lebensraum der Bachorganismen und fördert die Selbstreinigungskraft des Gewässers [Moog und Pendl, 2007]. Diese natürliche Verzahnung der Wasser–Landzone ist in der Volldotationsstrecke nicht mehr vorhanden. Die Ufer sind mit Blockwürfen gesichert, eine trapezförmige Gewässerbetteinfassung ist deutlich erkennbar. Die Referenzstrecke wurde weder aufgrund des Natürlichkeitsgrades noch der Zustandsklasse ausgewählt, sondern weil sie von der hydrologischen Situation dem natürlichen Wasservolumen und Abflussverhältnis am nächsten kommt.



Abbildung 4.4: Volldotationsstrecke Triesting bei Trumau (2008), oberer Abschnitt



Abbildung 4.5: Volldotationsstrecke Triesting bei Trumau (2008), Überlaufwehr, oberer Abschnitt



Abbildung 4.6: Volldotationsstrecke Triesting bei Trumau (2008), unterer Abschnitt

Repräsentativ für Untersuchungsabschnitte mit hydrologisch veränderten Bereichen oder deren Auswirkungen dienen die zwei Restwasserabschnitte RQ Trumau (Abb. 4.9) und RQ Tattendorf (Abb. 4.12, Abb. 4.11). Die Strömungscharakteristik ist in beiden Restwasserstrecken überwiegend lenitisch.

4.2.2 Restwasserstrecke Trumau

Die Restwasserstrecke Trumau beginnt bei dem «Roten Wehr» (Abb. 4.7) in Oberwaltersdorf und endet bei der Einmündung des Werskanals in Trumau im Bereich der Querung der A3 (Abb. 4.8). Diese Strecke befindet sich oberhalb der Volldotationsstrecke Trumau. Nach der Werkskanaleinleitung befindet sich eine Sohlstufe (Abb. 3.1) [Moog und Pendl, 2008].



Abbildung 4.7: RW Triesting bei Trumau (2008), stromab «Rotes Wehr». [Trumau, 2008]



Abbildung 4.8: RW Triesting bei Trumau (2008), stromauf der Autobahnquerung. [Trumau, 2008]



Abbildung 4.9: Restwasserstrecke Triesting bei Trumau (2008), oberhalb der Einmündung des Werkskanals

In der Restwasserstrecke Trumau herrschen bei Mittelwasserstand ähnliche Bedingungen vor wie im oben beschriebenen lenitischen Restwasserabschnitt bei Tattendorf. Etwa 20 cm/s Strömung charakterisieren einen Teillebensraum des Mesolithals. Nach einem kleineren Hochwasser vom Ausmaß MQ–HQ1 kam es bei einer Fließgeschwindigkeit von etwa 25–50 cm/s zur Sandablagerung. Als Bodenart liegt ein Kies–Substrat vor. Eine Wassertrübung ist nicht vorhanden, außer nach einem Hochwasser. Die Beschattung beträgt im Restwasser bei Trumau max. 25%, in der Volldotationsstrecke und der Restwasserstrecke Tattendorf fällt sie unter 3%. Das Wasser ist gut mit Sauerstoff gesättigt, denn die turbulente Strömung bewirkt eine 100%–ige Sauerstoffsättigung. Im Hyporhithral sollten Bodenlaicher vorherrschen, deren Larven an das Interstitial gebunden sind [Jungwirth et al., 2003], die aber hier nicht vorkommen, da die Restwasserstrecke zu wenig Wasser aufweist und dadurch ihr Rücken aus dem Wasser ragen würde. Die Restwasserstrecke bei Trumau weist ebenfalls eine beidseitige Uferbefestigung und eine Begradigung auf. Die Wasser–Landverzahnung ist zufolge Uferblock und Holzverschalung nicht ideal ausgeprägt, eine Ufervegetation nur in einem sehr schmalen Streifen angrenzend. Eine Besammlung war am 30. Mai aufgrund der extrem niedrigen Wasserführung hier nur schwer möglich, eine völlige Austrocknung war zu befürchten.

4.2.3 Restwasserstrecke Tattendorf

Die Restwasserstrecke Tattendorf beginnt beim Dumbawehr (Abb. 4.10) (nahe der Gemeindegrenze Teesdorf) und reicht bis knapp vor die Wehranlage in Oberwaltersdorf (Schnedlwehr). Der Untersuchungsabschnitt (Abb. 4.11) befand sich ungefähr 50 m nach dem Dumbawehr und ist durch ein vielfältiges Strömungsmuster gekennzeichnet.



Abbildung 4.10: *Restwasserstrecke Triesing bei Tattendorf (2008), Dumbawehr.*



Abbildung 4.11: *Restwasserstrecke Triesing bei Tattendorf (2008), nach Dumbawehr, Blickrichtung stromab*

Bei Mittelwasserstand konnte zeitweise neben dem schnell durchflossenen, lenitischen, Bereich auch ein lotischer, langsam durchflossener, besammelt werden. Wenn dieser lotische Bereich aufgrund von erhöhtem Durchfluß nicht ausgeprägt war, wurden 20 MHS-Proben im

lenitischen Bereich genommen (Abb. 4.13). Die Fließgeschwindigkeit betrug im Restwasserabschnitt bei Tattendorf bei MQ im lenitischen Gewässerbereich weniger als 20 cm/s (im lotischen Teil etwa 27 cm/s). Es wird leichtes organisches Material sedimentiert. Pelal und Psammopelal charakterisieren den lenitischen Bereich, Akal und Mikrolithal den lotischen Bereich mit mäßiger Strömung. Für die Abgrenzung des lotischen vom lenitischen Bereich wird eine Fließgeschwindigkeit zwischen 0.25 bis maximal 0.40 m/s angenommen [Ofenböck et al., 2008]. Nach Abklingen eines einjährigen Hochwassers wurde die Besammlung bei einer Fließgeschwindigkeit von etwa 60–90 cm/s durchgeführt. Diese Fließgeschwindigkeit führt zu einem Transport von grobem Kies.



Abbildung 4.12: Restwasserstrecke Tries-ting bei Tattendorf (2008), Blickrichtung stromauf



Abbildung 4.13: Restwasserstrecke Tries-ting bei Tattendorf (2008), Lotischer Bereich

Eine «natürliche» Verzahnung der Wasser–Landzone ist noch teilweise in der Restwasserstrecke Tattendorf (Abb. 4.12) anzutreffen. Die Tries-ting ist hier seit 1925 begradigt, künstlich eingetieft, verbreitert und die Böschungen sind gesichert. Streckenweise findet die Natur zur ursprünglichen Natürlichkeit zurück. Einige autochtone Flussschotterkegel werden an Pralluferstellen abgelagert. Eine artenreiche Ufervegetation zeugt von einer qualitativen Strukturvielfalt im terrestrischen Flussanteil. Obwohl bei Niederwasserstand nicht die volle Gewässerbreite benetzt ist, kann sich der Charakter eines natürlichen Flusstyps im ersten US–Abschnitt in begrenztem Umfang entfalten.

Alle Untersuchungsstellen zeigen eine auandähnliche Ufervegetation mit vorwiegend: *Salix spp.*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Prunus padus* und *Sambucus nigra*. *Rubus caesius*, *Impatiens balsamina*, *Urtica dioica*, ein Stickstoffzeiger, dominieren in der Krautschicht. Teilweise ist auch der japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) zu beobachten.

Flussabwärts der Äschenregion wird das Gewässer breiter und tiefer, der Untergrund ist kiesig oder sandig. Im Sommer erreicht das Wasser Badetemperatur. Die angrenzende Bioregion ist die **Barbenregion**, dessen Leitfisch die Barbe ist. Begleitarten sind strömungsliebende Weißfische wie Nase, Aitel, Brachse, Rotaugen, Rotfeder, Hasel, Laube, Barsch und Zander oder Hecht. Die Barbenregion wird wissenschaftlich als Epipotamal bezeichnet [Moog et al., 2005].

In ruhigen Buchten und geschützten Abschnitten lagern sich Feinsedimente ab. Der Sauerstoffgehalt ist an der Oberfläche reichlich, kann in Bodennähe jedoch dezimiert sein. Das Gefälle und die Strömungsgeschwindigkeit nehmen flussabwärts immer mehr ab, während Gewässerbreite, Wasserführung und Temperatur im Verlauf zunehmen. Der gestreckte Flusslauf wird von einer mäandernden Flusslinie abgelöst; es kommt zu Seitenerosionen, Altwasserbereichen und abgelagerten Kiesbänken [Jungwirth et al., 2003]. Epipotamal geprägte Bereiche wurden in vorliegender Arbeit nicht besammelt.

4.3 Probenentnahme–Schema

Der 11. Jänner und 12. März 2008 dienen als Referenzdaten für von Hochwässern unbeeinflussten Situationen. Beide Beprobungen fanden vor einem Hochwasser statt (Abk.: vor, Tabelle 4.2). Alle anderen Besammlungen wurden nach einem Hochwasserereignis vollzogen (Abk.: nach, Tabelle 4.2), sobald der Fluss wieder gefahrenfrei beprobt werden konnte (Abfluss bei/unter MQ). Der Zeitpunkt der Probenentnahme hing davon ab, wie schnell das Hochwasser unter die MQ–Marke ($1.95\text{m}^3/\text{s}$) sank.

Tabelle 4.2: *Probenentnahme–Übersicht*

	11.1.	12.3.	25.3.	26.4.	30.5.	10.6.	27.7.	20.9.
Volldot. Trumau	vor	vor	nach	nach	nach	–	–	–
RW Trumau	vor	vor	nach	nach	nach	–	–	–
RW Tattendorf	vor	vor	nach	nach	nach	nach	nach	nach

Die Jahresgrafik (Abb. 4.14) zeigt die Abflusscharakteristik 2008 der Durchflusstagesmittel vom Schreibpegel Fahrafeld vom 1. Oktober 2007 bis 1. Oktober 2008. Die Pfeile geben die Beprobungstermine an, wobei rosa Pfeile Besammlungen vor einem Hochwasser, schwarze Pfeile Probenahmen nach einem Hochwasser markieren. Alle Abflusswerte wurden von der Messstation Fahrafeld bezogen und für alle drei US–Stellen verwendet.

Die Definition eines Hochwassertyps ist auf der Website «Wasserstandsnachrichten und Hochwasserprognosen Niederösterreich» in der Jährlichkeitsstatistik 2008 protokolliert. Auf dieser Website wurden alle aktuellen Daten zum Durchfluss (m^3/s) 2008 der Triesting an der Messstelle Fahrafeld bezogen. Zur Ergänzung und auch zum Vergleich wurden in Tabelle 4.3, neben den Abflussdaten von 1976–2002 der Messstation Fahrafeld, auch die Abflussdaten der weiter entfernt liegenden Messstation Hirtenberg angeführt. Obwohl die Messstation Hirtenberg am nächsten zu den Untersuchungsstellen liegt, werden auf Grund der langjährigen Aufzeichnungen alle Abflusswerte von Fahrafeld bezogen. Diese Abflusswerte und Definitionsgrenzen eignen sich für die Hochwassertypisierung 2008. Im Untersuchungsjahr 2008 kam es nur zu einem HQ1.

Abb. 4.15 zeigt die Lage der Messstellen Fahrafeld und Hirtenberg (roter bzw. violetter Pfeil). In Abb. 4.16 sind die Orte der Messpegelstellen Fahrafeld und Hirtenberg blau, die Orte der US–Abschnitte Tattendorf und Trumau rosa umrahmt.

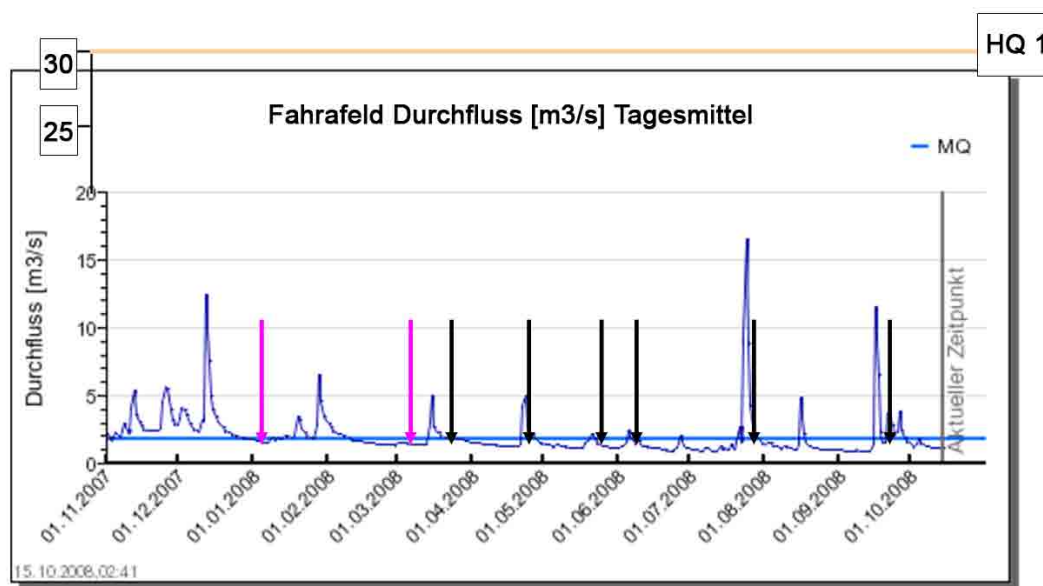


Abbildung 4.14: Übersicht der Probennahmen–Jahresgrößen Durchfluss [m³/s]

Tabelle 4.3: Abfluss–Jahreswerte [m³/s] der Stationen Fahrafeld und Hirtenberg (1976–2002) (Quelle: [Lebensministerium, 2005]). Abflussgrenzwerte für Hochwasser–Typisierung [m³/s] (Quelle: www.neol.gv.at/Externeseiten/wasserstand.htm).

	Station Fahrafeld [m³/s]	Station Hirtenberg [m³/s]
NQ	0.16	0.24
MJNQ _T	0.60	0.85
MJNQ	1.07	1.58
MQ	1.94	2.78
<MQ 2008	<1.95	–
MQ 2008	1.95	–
HQ1 2008	30	–
HQ5	90	–
HQ10	125	–
HQ30	175	–
HQ100	235	–

NQ ... Niederwasserabfluss	HQ ... Abfluss bei Hochwasser
MJNQ ... mittlerer Jahreswert des Niederwasserabflusses	
MJNQ _T ... Jahresmittelwertwert des Niederwasserabflusses mit Extremen	
MQ ... Abfluss bei Mittelwasserstand	

Die Tabelle 4.4 gibt einen Überblick über Besammlungstermine, Hochwasserspitzen (m³/s) und damit mögliche Klassifizierung der Hochwasserdurchgänge, Zeitspanne zwischen Hoch-

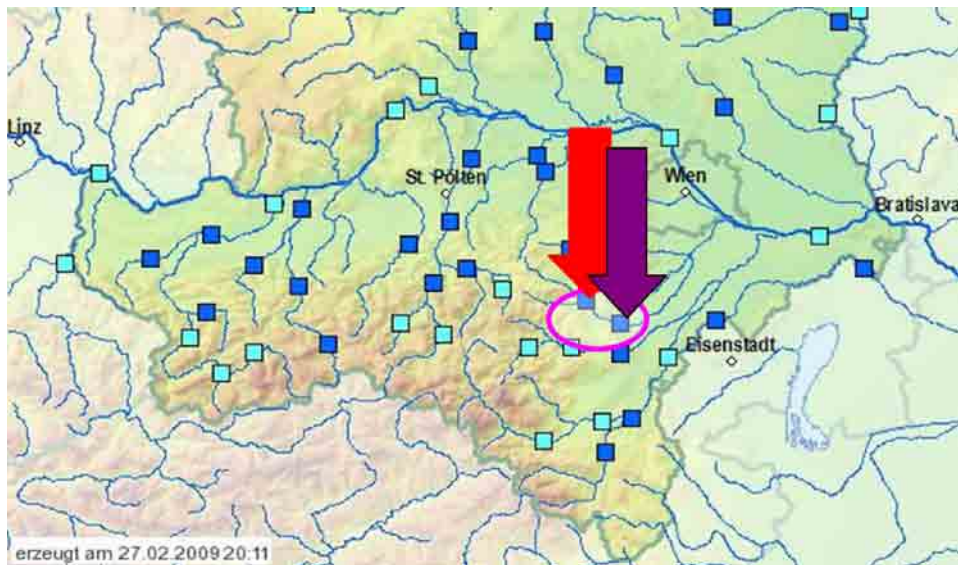


Abbildung 4.15: Messpegelstellen «Durchfluss» Niederösterreich. Messstation Fahrafeld (roter Pfeil) und Hirtenberg (violetter Pfeil) (Quelle: www.neol.gv.at/Externeseiten/wasserstand/wiskiwebpublic/stat_39750.htm)



Abbildung 4.16: Orte der Messpegelstellen (blau) Fahrafeld und Hirtenberg. Lage der US-Abschnitte (rosa) Tattendorf und Trumau. Quelle: Land Niederösterreich, BEV

wasserspitze und Besammlungszeitpunkt (in Tagen), Abflusswert zur Beprobungszeit [(m³/s)] sowie Ergebnisse der Individuenzahlen und Biomasse der jeweiligen Besammlung. Wie aus Tabelle 4.4 ablesbar, hatten alle Hochwässer bis auf jenes vom 24. Juli ein Ausmaß von einem MQ–HQ 1 (mittleres Hochwasser bis einjähriges Hochwasser) erreicht. Der maximale Abfluss am 24. Juli 2008 von 34.5 m³/s weist dieses Hochwasser der Kategorie HQ1–HQ2 zu, also einem Hochwasser, das alljährlich oder alle anderthalb Jahre auftritt. Nachdem in dieser Arbeit die Auswirkungen des Hochwassers auf das MZB unter Berücksichtigung der saisonalen Komponente untersucht wurden, erfolgte im jeweiligen Monat die Beprobung schnellst möglich nach einem Hochwasser. Sobald das Gewässer gefahrlos begehbar war, wurden die Besammlungen durchgeführt. Nach dem 30. Mai 2008 wurde nur mehr die Restwasserstrecke Tattendorf beprobt, um den Zeitaufwand der Untersuchung in Grenzen zu halten.

Tabelle 4.4: Auflistung Beprobungszeitraum, HQ-Typisierung, Abflusswerte Fahrafeld 2008 sowie Ergebnisse, Individuenzahlen und Biomasse

Proben-termin	Max. Q m ³ /s	Tag des Max. Q	De nition HQ	TM bis Probe	m ³ /s Probe	Indivi- duen	Bio- masse
11.1.	1.95	11.1.	< MQ	0	1.95	4767	–
12.3.	1.65	12.3.	< MQ	0	1.65	23802	5.1
25.3.	5.00	15.3.	MQ–HQ1	10	1.93	18340	14.7
26.4.	10.5	23.4.	MQ–HQ1	3	1.95	1107	4.1
30.5.	2.49	20.5.	MQ–HQ1	10	1.17	17638	17.4
10.6.	3.55	5.6.	MQ–HQ1	5	1.39	9931	15.3
27.7.	34.5	24.7.	MQ–HQ1	3	2.65	2278	3.5
20.9.	19.2	16.9.	MQ–HQ1	4	1.55	6293	5.7
MQ ... Abfluss bei Mittelwasserstand				HQ ... Abfluss bei Hochwasser			
Max. Q ... Maximaler Abfluss				TM ... Tage Max			

Die Häufigkeit des Auftretens der Hochwässer korreliert mit der Mächtigkeit dieses Ereignisses. Je seltener ein (historisches) Hochwasser eintritt, umso stärker ist es. Historische Hochwässer an der Triesting sind in Tabelle 4.5 angezeigt.

Tabelle 4.5: Historische Hochwässer an der Triesting. (Quelle: http://www.neol.gv.at/Externeseiten/wasserstand/wiskiwebpublic/stat_39750.htm)

Datum	Q (m ³ /s)	W (cm)	Jährlichkeit
19. Jänner 1974	62	328	2.5
2. Juli 1975	90	360	5
3. August 1991	105	384	7
4. August 1991	131	428	12
22. Oktober 1996	83	342	4.5
8. Juli 1997	171	455	28
7. Juni 2002	222	435	80
13. August 2002	100	334	6
7. August 2006	138	368	15
7. September 2007	131	362	12
Q ... Abflusswert		W ... Wasserstand	

4.4 Freilandarbeit

MHS–Probenentnahme und Geräte



Abbildung 4.17: MHS–Probenentnahme:
Handnetz



Abbildung 4.18: MHS–Probenentnahme:
Abbürsten von großen Steinen

Folgende Textpassagen sind aus Moog [2004] entnommen: «Die MHS–Proben werden mit einem standardisierten Handnetz von 25 cm Kantenlänge und einer Maschenweite von 500 μm entnommen. Der Netzsack sollte mindestens 1.25 m Länge aufweisen um ein Auswaschen der Probe bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten zu verhindern. Zur Probenentnahme wird oberhalb des Netzes (stromauf) ein Flächenbereich umgewühlt, aufgewirbelt und besammelt, der einer projizierten Grundfläche des Sammelgerätes (25x25 cm) entspricht. Falls es das Substrat erlaubt, sollte bis in eine Tiefe von 15–20 cm gesammelt werden. Für nicht flächig strukturierte Habitate (z. B. Fallholz) wird ein adäquater Flächenanteil geschätzt und besammelt.»

Das Handnetz wird auf der Gewässersohle senkrecht aufgesetzt. Zunächst wird oberflächliches MZB von Steinen abgewischt oder abgebürstet (Abb. 4.17), um Oberflächenbewohner ins Netz zu schwemmen. Größere Steine sind ein wenig anzuheben, abzuwischen, abzubürsten oder abzuschaben, um fester angeklammerte Arten («clingers») und sessile Tiere von der Steinoberfläche in das Fangnetz zu befördern (Abb. 4.17 und Abb. 4.18). Sind alle großen Steine kontrolliert und gesäubert, wird der Untergrund «aufgewühlt», wie in Abb. 4.19 dargestellt.



Abbildung 4.19: MHS–Probennahme: Aufwühlen des im Untergrund sitzenden MZB

Um das MZB aufzuscheuchen, das im Interstitial sitzt, gräbt man z.B. mit einem Schraubenzieher 10–20 cm tief in die Gewässersohle ein (Abb. 4.19) und wühlt diese in der gesamten projizierten Grundfläche auf. Mit kreisenden Bewegungen befördert man das MZB in Richtung des Handnetzes. Erst wenn kein neues Feinmaterial mehr aufgewirbelt wird, kann man davon ausgehen, dass kein MZB mehr im Interstitial wohnt und eine repräsentative MZB–Probe gesammelt wurde.

Pro Untersuchungsstelle sind dazu 20 Einzelproben nach standardisierter Vorgangsweise stromaufwärts zu entnehmen. Die 20 Einzelproben werden im Anschluss an die Aufsammung zu einer Mischprobe für das Schlämmen (Abb. 4.20) zusammengeführt. Damit ist die Aufsammung an dieser Probenstelle beendet.

Danach werden Sedimentanteile kleiner der Netz–Maschenweite in einem Probenkübel ausgeschlämmt (Abb. 4.21). Große Steine und CPOM werden von Hand von Organismen befreit und verworfen. Die verbleibende Fein–Fraktion wird erst im Labor untersucht [Ofenböck et al., 2008].

«Makrophyten sind für eine Nachsuche im Labor mitzunehmen, da besonders Kriebelmückenlarven und –puppen (Simuliidae) und die Röhren einiger sessiler Zuckmücken im Freiland nicht in ausreichender Menge ausgeschwemmt werden können».

Wie in Abb. 4.22 gezeigt, wird für eine erste Probeneinschätzung vor Ort (Screening–Methode) die MHS–Probe in eine Tasse geleert und die Taxa qualitativ und quantitativ (Häufigkeitsschätzung) bestimmt.

Habitate, die nicht flächig besammelt werden können (z.B. Totholz, Wurzelbärte), sind durch Netzzüge über eine etwa gleichgroße Fläche zu dokumentieren.

Die Besammlungspunkte sind nach der Beprobung oft noch sehr deutlich erkennbar, besonders bei flächigem Algenaufwuchs (Abb. 4.23).



Abbildung 4.20: *MHS-Probe: Entleerung des Netzgutes*



Abbildung 4.21: *MHS-Probe: Ausschwemmen*

Die MHS-Methode muss geeignet sein, die große Habitatvielfalt natürlicher Gewässer zu erfassen. Das Sammel-Design soll die proportionale Besammlung aller repräsentativen Choriotope (= Habitate) garantieren. Das MHS unterscheidet sich vor allem von jenen Methoden, die gezielt nach Organismen suchen oder stets gleiche Substrattypen besammeln.

Vor der Aufsammlung ist ein Feldprotokoll (Anhang, Abb. 9.7–9.9) mit Beschreibung der Untersuchungsstelle anzulegen (Informationen zur Hydrologie, Morphologie, sensorische Bewertung etc.).

Kernstück für die habitatgewichtete Benthosaufsammlung ist die Schätzung des Flächenanteils der Habitate. Der Prozentanteil eines jeden Habitats ist festzuhalten. Die Summe aller minerogenen und organischen Habitate wird dazu in einer Skala von 100% zusammengefasst. Die Beschreibung der Habitate richtet sich nach der Richtlinie «Saprobiologie» [Moog et al., 1999].

Alle minerogenen und organischen Habitate mit einem Flächenanteil von über 5% bezogen auf die wasserbedeckte Gewässersohle und Uferbereiche gelten als repräsentative Habitate.

«Die Benthosfauna aller repräsentativen Habitate soll in proportionaler Menge besammelt werden» [Ofenböck et al., 2008], wie in Abb. 4.24 dargestellt.

«Die vorliegend beschriebene Methode ist bei Untersuchungen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern (Qualitätselement Makrozoobenthos) mit dem Schwerpunkt auf multimetrischen Bewertungssystemen anzuwenden. Aber auch die Freilandarbeiten der Screening-Methode folgen den Grundsätzen des MHS. Die MHS Methode wurde grundsätzlich für den Einsatz an seichten Fließgewässern geschaffen» [Moog, 2004]. Das bedeutet,



Abbildung 4.22: *MHS-Beprobung: Probenbegutachtung zur Ab- und Einschätzung der Taxaqualität und -quantität*



Abbildung 4.23: *Flussbett nach der MHS-Beprobung*

dass die Gewässersohle sichtbar und begehbar sein sollte [Ofenböck et al., 2008].

Es wurden bei beiden Untersuchungsstellen «Volldotation Trumau» und «Restwasserstrecke Trumau» im Freiland, gemäß der MHS-Methode, pro Untersuchungsstelle 20 Einzelproben genommen und nach standardisierter Methode zu einer Gesamtprobe zusammengeführt.

Bei der Restwasserstrecke Tattendorf wurden die Einzelproben entsprechend der Zugehörigkeit zu Habitaten / Strömungsbereichen in Bearbeitungseinheiten zusammengeführt und bearbeitet [Stockinger, 1999].

Da es im Restwasser Tattendorf bei Nieder- / Mittelwasserstand zwei gut unterscheidbare Strömungsbereiche gab, wurden 10 MHS-Proben im lotischen und 10 im lenitischen Bereich gesammelt und für spezielle Fragestellungen getrennt ausgewertet. Wenn aufgrund eines vorangegangenen Hochwassers ein noch zu starker Abfluss vorherrschte, und kein lenitischer Bereich zu erkennen war, wurden 20 lotische MHS-Proben gesammelt. Um jedoch auswertungskonforme Ergebnisse für die Güteabschätzung zu erhalten, wurden die 10 MHS-Proben hinsichtlich der Biomasse und der Artenzahl addiert und gemittelt. Die Individuendichte wurde immer pro m² berechnet.

Als dritte Variante der Probenzusammenführung sei eine getrennte Bearbeitung aller Einzelproben erwähnt. Die Proben müssen an Ort und Stelle mit 4%-igem Formol fixiert werden, um die Probe zu konservieren und räuberische Organismen — wie z.B. Steinfliegen (Systellognatha) oder Köcherfliegen (Rhyacophilidae) ... — am Verzehr anderer Tiere zu hindern [Ofenböck et al., 2008]. Die Aufbewahrungsbehälter sind mit folgenden Informationen zu

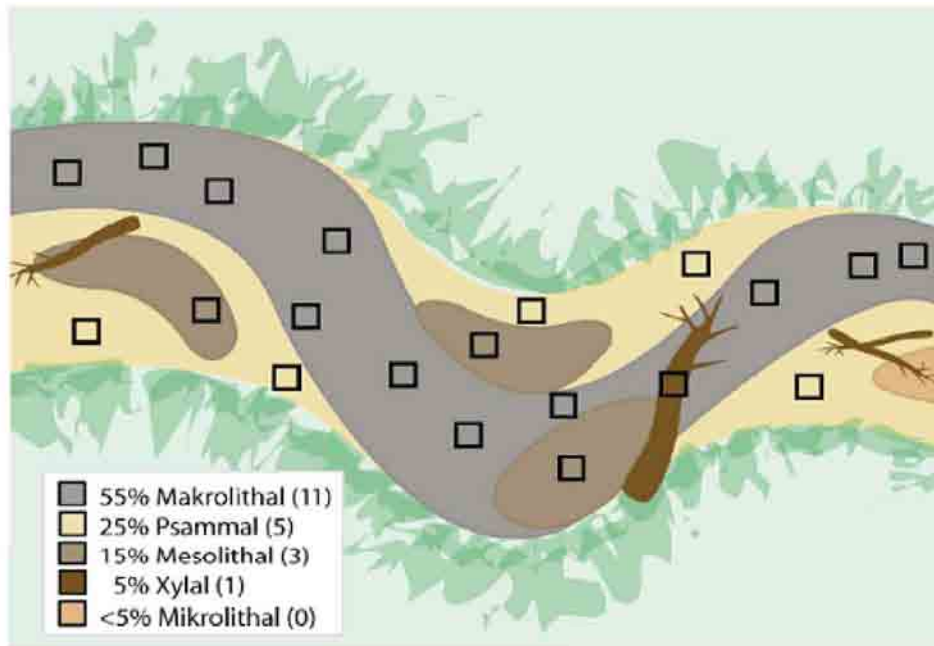


Abbildung 4.24: *Habitatgewichtete Benthos-Beprobung durch Schätzung repräsentativer Flächenanteile der Habitate.* (Quelle: [Ofenböck et al., 2008])

versehen: Projekt (optional); Name des Fließgewässers und der Untersuchungsstelle; Datum der Aufsammlung; Sammelgerät; Name des «Untersuchers». Anschließend werden die Proben ins Labor gebracht und zur Aushärtung der Organismen mindestens zwei Wochen kühl gelagert.

4.5 Laborarbeit

4.5.1 Probenbearbeitung

Vor der Bearbeitung im Labor wird das Fixiermittel unter einem Abzug vorsichtig aus der Besammlungsdose, in der die MHS-Probe aufbewahrt wurde, durch ein 500 μm -Sieb abgossen. «Die Probe wird sorgfältig über dem 500 μm -Sieb geschlämmt um das Fixiermittel und Feinsedimente zu entfernen» [Ofenböck et al., 2008].

Grobmaterial wie Holzstücke, Steine und Laub werden nach dem Schlämmen entfernt. «Sorgfältiges Schlämmen ist bei mit Formalin fixierten Proben geboten. Direkter Kontakt mit Formalin ist zu vermeiden. Wenn Makrophyten in der Probe enthalten sind, ist folgendermaßen vorzugehen: Sind keine sessilen Individuen vorhanden, werden die Makrophyten in einem Kübel abgespült und kräftig durchgewaschen. Sie müssen danach auf verbleibende Individuen kontrolliert werden. Sind wenige sessile Tiere vorhanden, werden diese von Hand abgesammelt. Wenn viele sessile Organismen auf den Makrophyten haften, werden auch die Pflanzen zum restlichen Material in die Tasse gegeben und mit diesem in Teilproben geteilt» [Ofenböck et al., 2008].

Es wird eine rechteckige Tasse mit einem Gitterboden von 500 μm Maschenweite, die in 6x5 Quadrate von 6 cm Seitenlänge (Zellen) unterteilt ist (Abb. 4.25), in einen wassergefüllten Behälter gestellt, um hier anschließend den geschlammten Probeninhalt gleichmäßig zu verteilen und zu homogenisieren. Die Tasse wird herausgehoben und das Wasser aus dem Behälter entfernt. Danach wird die Tasse wieder hineingestellt und durch das verbleibende Restwasser des Materials feucht gehalten [Ofenböck et al., 2008]. «Eine flächenbezogene Teilprobe besteht aus mindestens 5 Zellen bzw. der Anzahl von Zellen, die zusammen zumindest 700 Individuen beinhalten» [Ofenböck et al., 2008].

Um eine statistisch zufällige Auswahl der Stichprobe zu gewährleisten, werden mit fünf Losen fünf Zellen ausgelost und mithilfe des Teilprobenausstechers (6x6 cm) und einer kleinen Schaufel, 6 cm breit, (Abb. 4.25) oder Löffel herausgehoben (Abb. 4.26) und anschließend in eine weitere Tasse überführt [Ofenböck et al., 2008].

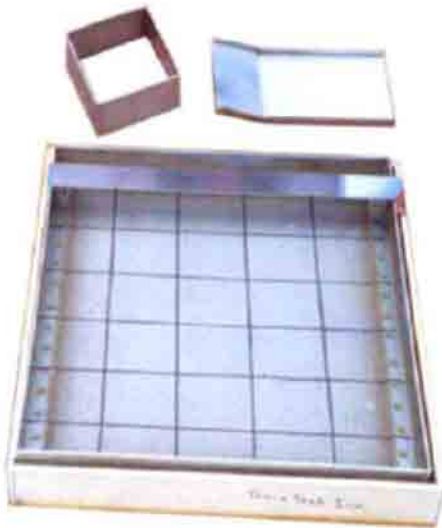


Abbildung 4.25: *Geräte zur Bearbeitung der MHS-Probe*



Abbildung 4.26: *MHS-Methode: Ausstechen der Zellen*

Die Sortierung der Organismen erfolgt nach Ofenböck et al. [2008]:

1. Ein Organismus ist jener Zelle zuzuordnen, in der sich der Kopf befindet.
2. Wenn der Kopf nur schwer auszumachen ist, wird der Organismus der Zelle zugerechnet, in welcher der Großteil seines Körpers liegt.
3. Wenn der Kopf eines Organismus exakt auf der Linie zwischen zwei Zellen liegt, gehört er zur oberen bzw. zur rechten Zelle.
4. Die aussortierten Tiere werden nach systematischen Einheiten getrennt aufbewahrt.
5. Nicht gezählt werden:
 - leere Schalen von Schnecken und Muscheln, leere Köcher

- Exuvien und Fragmente, wie Beine, Antennen, Kiemen und Flügel
- nicht ganze Oligochaeta oder Fragmente ohne Kopf

Aus dieser Teilprobe werden alle Organismen komplett aussortiert, bestimmt und gezählt. Enthalten diese 5 Zellen (repräsentieren ein Sechstel der Gesamtprobe) mehr als die Mindestanzahl von 700 Individuen, ist die Probenteilung beendet. Sind 700 Organismen noch nicht erreicht, muss solange eine weitere Zelle gelöst und vollständig bearbeitet werden, bis 700 Individuen oder mehr aussortiert sind.

Die aussortierten Organismen werden in systematische Einheiten (Familienniveau beim Screening, siehe Anhang Tabelle 9.1) getrennt, gezählt, gewogen (Anhang, Tabelle 9.2) und in Phiolen mit 70%-igem Ethylalkohol aufbewahrt. Der Rest der verbleibenden Gesamtprobe wird abschließend auf Arten untersucht, die in der Teilprobe nicht enthalten waren («Postsorting») und ebenfalls in Ethylalkohol konserviert. Wie auch alle Phiolen wird die kontrollierte, unaussortierte Restprobe etikettiert und für weitere Bearbeitungen aufbewahrt. Von massenhaft auftretenden systematischen Einheiten (Familie oder Gattung) muss nur ein Teil der Organismen aussortiert werden. Dazu wird das zu sortierende Material in eine Petrischale geleert, die in 4 gleich große Felder unterteilt ist. Die Teilprobe muss darin gleichmäßig verteilt werden. Aus einem zufällig ausgewählten Feld (einem Viertel) werden die zu teilenden systematischen Einheiten ausgezählt. Diese werden in eigenen Phiolen aufbewahrt, auf der der Hochrechnungsfaktor verzeichnet ist (x4), und für die Taxaliste der Teilprobe entsprechend hochgerechnet. Die restlichen höheren taxonomischen Einheiten werden vollständig aus der gesamten Petrischale entnommen und der Teilprobe zugerechnet.

Die Bestimmung der Organismen beginnt bereits im Feld und wird im Labor zwecks Qualitätssicherung nachbestimmt. Die taxonomische Genauigkeit der Bestimmung aller Proben folgt der Screening-Taxaliste (Anhang, Tabelle 9.3). Folgende systematische Einheiten werden in getrennten Phiolen oder Behältern aufbewahrt:

- Organismen der Teilprobe (>700 Individuen)
- Individuen der hochzurechnenden Teilprobe (Hochrechnungsfaktor x4)
- Arten des Postsortings
- Unaussortiertes Restmaterial der Gesamtprobe (Postsorting–Rest)

Die Etikettenbeschriftung enthält nach Ofenböck et al. [2008] folgendes:

- Projektname
- Probennummer
- Untersucher Fluss, Untersuchungsstelle (Lage, nächste Ortschaft)
- Datum der Probennahme
- Probennehmer
- Name des Sortierers
- Datum der Aufarbeitung der Probe
- Anzahl der sortierten Zellen (Teilprobe)

- Systematische Einheit (Familie, Art–Ordnung wenn genauer unmöglich, z.B. bei juvenilen Organismen)
- Multiplikationsfaktor bei Teilfraktionen (x4)
- Postsorting–Taxa müssen als «Postsorting» deklariert werden
- Ausweisung des unaussortierten Restmaterials



Abbildung 4.27: Wiegen des Frischgewichtes der Taxa–Gruppen



Abbildung 4.28: Eintragen der Individualzahlen und Biomassedaten in die Excel–Tabellen

Gemessen wurde das Feuchtgewicht aller für die Diplomarbeit gesammelten Tiere, d.h. nach kurzem Abtropfen des überschüssigen Wassers wurden die Organismen abgewogen. Für den Fall, dass die Tiere gewogen werden sollten, nachdem sie in Alkohol eingelegt waren, ist ein Umrechnungsfaktor anzuwenden. Mit dieser Umrechnung erhält man das Wasserfrischgewicht. Alkohol ist nicht nur leichter als Wasser, sondern löst auch das Fett aus den Organismen heraus und verringert somit das Gewicht des Organismus [Ofenböck et al., 2008].

Das Wiegeprotokoll wurde sowohl digital, (Excel–Tabelle, Abb. 4.28) als auch handschriftlich geführt und basiert auf der taxonomischen Basis der Ordnung und Familie. Eine solche Wiege–Excel–Tabelle zur Bestimmung der Biomasse ist im Anhang als Tabelle 9.2 zu finden.

Alle Proben wurden nach der «Screening–Methode» (Ordnungs– bzw. Familienniveau, vereinzelt Arten) ausgewertet. Zusätzlich wurden vier Proben von Fachexperten des Institutes als Vollanalysen ausgewertet. Dazu wurden alle Makrozoobenthos–Organismen auf Art–niveau, nach aktuellem Stand der Wissenschaft (Anhang, Tabelle 9.1: Taxonomische Mindestanforderungen) bestimmt [Ofenböck et al., 2008]. Alle Proben wurden zusätzlich von mir nach bestem Wissen in der Detaillierten MZB–Methode zusammengefasst, wodurch ein Vergleich der beiden Auswertungsmethoden «Detaillierte MZB–Auswertung» und «Screening–Methode» bezüglich ihrer Genauigkeitsrefassung und Aussagekraft möglich war. Die konservierten Organismen werden als Belegmaterial für mindestens drei Jahre aufbewahrt.

Die Vollanalysen vom 11. Jänner 2008 (Referenzsituation vor einem Hochwasser) und dem 26. April 2008 (RQ Trumau nach einem HQ1) erlauben den Vergleich einer Winter– und Sommerprobe auf Basis der Detaillierten MZB–Methode.

Generell richten sich die taxonomischen Mindestanforderungen für die Bestimmung der vier Vollanalysen nach ÖNORM M 6232 (Anhang, Tabelle 9.1) bzw. der «Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern» [Moog et al., 1999].

Die Oligochaeta wurden von Dr. Ferdinand Sproka, Bratislava, auf Artniveau bestimmt.

4.5.2 Dateneingabe und –Auswertung mit ECOPROF

Mit dem Ecoprof-Programm ist eine detaillierte Auswertung (Vollanalyse) und eine Kurzform, die «Screening-Methode» möglich, die dazu dient, eine schnelle erste Einschätzung durchführen zu können.

Die Daten für die Screening-Methode erfolgt auf dem taxonomischen Niveau der «Screening-Taxa-Liste» und umfasst die in der Liste vorgegebenen unterschiedlichen systematischen Einheiten sowie die Häufigkeit der betreffenden Tiere. Die «Screening-Taxa» wird auf Häufigkeiten geschätzt, indem die Individuen-Zahl logarithmiert wird (Tabelle 4.6).

Tabelle 4.6: Berechnung der Screening-Häufigkeit

Log der Individuengesamtzahl systematische Einheit	Screening Häufigkeit
0.00 – 1.25	1.0
1.26 – 1.50	1.5
1.60 – 2.25	2.0
2.26 – 2.50	2.5
2.60 – 3.25	3.0
3.26 – 3.50	3.5
3.60 – 4.25	4.0
4.26 – 4.50	4.5
4.60 – 5.00	5.0

Die Ergebniszahlen werden den fünf Häufigkeitsklassen von «sehr selten» bzw. «Einzel-fund» bis «massenhaft» zugeordnet (Tabelle 4.7). Vier Zwischenstufen ermöglichen eine genauere Häufigkeitsschätzung [Ofenböck et al., 2008].

Tabelle 4.7: Skala zur Schätzung der Abundanz des MZB [Moog et al., 1999]

Abundanzstufe	Verbale Beschreibung
1	sehr selten
2	selten
3	mehrfach
4	zahlreich
5	massenhaft

Die Dateneingabe und rechnerische Auswertung für die Detaillierte MZB-Methode und die Screening-Methode erfolgt über die Software Ecoprof Version 3.0 des BMLFUW (www.ecoprof.at). Die Eingabe erfolgt für die Detaillierte MZB-Methode, soweit wie möglich auf Artniveau (niedrigeres Bestimmungsniveau ist aber auch zulässig) und Eingabe der Taxazahl der Teilprobe. Die Taxa- und Individuenzahlen der Teilproben werden mit dem Hochrechnungsfaktor multipliziert (z.B x4) und somit für die Taxaliste automatisch hochgerechnet.

Postsorting-Taxa und hochzurechnende Teilproben der Teilproben werden in eigenen Spalten eingegeben und in die Gesamtberechnung mit einbezogen.

Um gewässertypspezifische Differenzierungen des Untersuchungsgebietes auch dementsprechend erfassen und differenziert bewerten zu können, werden Gebietsteile zu Bioregionen ausgewiesen, die sich nach den «Aquatischen Bioregionen Österreichs» [Moog et al., 2001b] richten. Somit wird die Variabilität der angewendeten biologischen Messgrößen (Metrics, Indices etc.) deutlich verringert und folglich die Trennschärfe der Ergebnisse erhöht. In Österreich gibt es 15 Fließgewässer-Bioregionen und drei Kategorien der «Großen Flüsse», die zusammenfassend in Tabelle 4.8 dargestellt sind. Das Untersuchungsgebiet an der Triesting liegt in der Bioregion «Östliche Flach- und Hügelländer» (FH) [Ofenböck et al., 2008]. Alle Bioregionen Österreichs sind im Anhang in Abb. 9.1 dargestellt.

Tabelle 4.8: Fließgewässer-Bioregionen und «große Flüsse» Österreichs

Bioregionen bzw. «Große Flüsse»	Abkürzung	Nr.
Vergletscherte Zentralalpen	VZA	1
Unvergletscherte Zentralalpen	UZA	2
Bergückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen	BR	3
Flysch	FL	4
Kalkvoralpen	KV	5
Kalkhochalpen	KH	6
Südalpen	SA	7
Helvetikum	HV	8
Alpine Molasse	AM	9
Vorarlberger Alpenvorland	VAV	10
Bayerisches-Österreichisches Alpenvorland	AV	11
Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen	GG	12
Östliches Flach- und Hügelland	FH	13
Grazer Feld und Grabenland	GF	14
Südliche Inneralpine Becken	IB	15
Donau	DO	16
Große Alpine Flüsse	AF	17
March und Thaya	MT	18

Die Detaillierte MZB-Methode dient zur detaillierten Berechnung und Bewertung des ökologischen Zustandes eines Gewässerabschnittes.

Nach [Ofenböck et al., 2008] liegen dieser Bewertung grundsätzlich drei Module zu Grunde, welche unterschiedliche Aspekte von Beeinträchtigungen bewerten:

- Modul Saprobie
- Modul Allgemeine Degradation
- Modul Versauerung

Ad Modul Saprobie

Der Saprobienindex nach Zelinka und Marvan [1961] bewertet die Auswirkungen organischer Verschmutzungen auf das Makrozoobenthos unter Berücksichtigung des jeweiligen saprobiellen Grundzustandes. Der erhaltene Saprobienindex wird mittels typspezifischer Klassengrenzen in eine leitbildbezogene saprobielle Zustandsklasse überführt. Die Zustandsklassen sind:

- sehr guter Zustand, entspricht in etwa dem Leitbild
- guter Zustand, weicht max. 25% vom Leitbild ab
- mäßiger Zustand, weicht max. 50% vom Leitbild ab
- unbefriedigender Zustand, weicht max. 75% vom Leitbild ab
- schlechter Zustand, weicht mehr als 75% vom Leitbild ab

Der saprobielle Grundzustand wird auf Basis der Bioregionszugehörigkeit, Seehöhenklasse und Einzugsgebietsklasse berechnet. Die Triesting fällt in die Einzugsgebietsklasse 2. Das heißt sie hat ein Einzugsgebiet in einer Größe von 100 bis 1.000 km². Die Triesting liegt im Untersuchungsabschnitt auf einer Seehöhe von knapp über 200 m und fällt somit in die Seehöhenklasse 2 (200–499 m). Für Tieflandflüsse wie die der «Östlichen Flach- und Hügelländer» gibt es neben dem Winterwert, der als Typologiekriterium zur Zuordnung der Bioregionen herangezogen wird, auch einen Sommerwert, der für den Zeitraum von 21. Juni bis 22. September relevant ist. Der Sommerwert wird äquivalent dem Winterwert als Einstufung für den saprobiellen Grundzustand herangezogen. Der saprobielle Grundzustand beträgt 1.75 für den Winter und 2 für den Sommer (Besammlungen am 27. Juli 2008 und 20. September 2008). Diese sind in Abb. 4.29 blau umrandet [Ofenböck et al., 2008].

Ad Modul Allgemeine Degradation

Dieses Modul soll die Auswirkungen verschiedenster Stressoren aufzeigen. Solche Stressoren können z.B. Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser, Pestizide oder andere toxische Stoffe, Feinsedimentablagerung u.a. sein. Um dieses komplexe Umweltgefüge verschiedenster Stressoren erfassen und bewerten zu können, werden gewässerspezifische, multimetrische Indices (biologische Kenngrößen) berechnet, die die unterschiedlichsten Facetten der Fauna berücksichtigen. Die Bewertung orientiert sich nach dem gewässertypischen Leitbild [Ofenböck et al., 2008].

Ad Modul Versauerung

Charakteristisch für die Gewässerversauerung sind stoßartige Säurebelastungen, welche einen erhöhten Aluminium–Ionen–Eintrag zur Folge haben, die für viele Benthos–Organismen toxische Konzentrationen erreichen können.

«Weniger empfindliche Arten zeigen dagegen hohe Resistenz gegen den damit verbundenen starken Säure– und Aluminium–Stress. Diese Säure– / Aluminiumschübe sind die wesentlichen, ökologisch wirksamen Ereignisse, die einen hohen Selektionsdruck auf die unterschiedlich empfindlichen Organismen der Lebensgemeinschaften in Bächen ausüben» [Braukmann und Biss, 2004].

«Das Ausmaß der Schädigung der Zönosen hängt sowohl von der Häufigkeit als auch von der Intensität der Säureschübe ab. Die Schäden reichen bei schwachen und seltenen Säureschüben von nur geringfügigen qualitativen und quantitativen Veränderungen des Artenspektrums und der Besiedlungsdichte bis zu einer deutlichen Verringerung der Artenzahl zwischen 50% und 75%. Gleichzeitig verringert sich die Individuendichte benthischer Makrovertebraten im Durchschnitt um über 50%, wenn intensive Versauerungsschübe regelmäßig und häufig auftreten» [Braukmann und Biss, 2004].

«Die als Bioindikatoren für den Säuregrad des Wassers verwendeten Makrovertebraten werden von Braukmann und Biss [2004] nach dem Grad ihrer Säureempfindlichkeit in folgende fünf Klassen eingeteilt» (Tabelle 4.9 und Tabelle 4.10).

Tabelle 4.9: *Klasseneinteilung nach hygrogeochemischen und biologischen Faktoren (nach Braukmann und Biss [2004])*

Klasse	Säurezustand	pH–Wert	Säurekapazität	Biologisch
1	permanent nicht sauer	6.5 – >7.0 nicht < 6.0	0.5 – 0.3 mmol/l	säureempfindliche Organismen
2	episodisch schwach sauer	um 6.5 – 7.0 selten <5.5	0.3 – 0.2 mmol/l	mäßig säureempfindliche Organismen
3	periodisch kritisch sauer	<6.5 – <5.5	0.2 – 0.1 mmol/l	säuretolerante Organismen
4	periodisch stark sauer	um 5.5 <5 – 4.3	um 0.1 mmol/l	säureresistente Organismen
5	permanent sehr stark sauer	<5.5 bis zu <4.3	<0.1 mmol/l	sehr säureresistente Organismen

Die Taxa einer Probe werden nach dem Säureindex aufsteigend geordnet. Die relative Häufigkeit der Taxa wird innerhalb jeder Säureklasse addiert. Die bestmögliche Klasse, deren relative Häufigkeit mindestens 10% erreicht, repräsentiert den vorherrschenden Säuregrad.

Diese Methodik gewährleistet eine ausreichende Anzahl von Indikatororganismen. Da das Verfahren für den Säureindex nach Braukmann und Biss [2004] auf die chemischen Eigen-

Tabelle 4.10: *Kriterien zur Einstufung des Makrozoobenthos, basierend auf ihrer Säureempfindlichkeit (nach Braukmann und Biss [2004])*

Klasse	Grad der Säureempfindlichkeit	Vorkommen
1	säureempfindliche Organismen	nur in permanent nicht sauren Gewässern
2	mäßig säureempfindliche Organismen	auch in leicht sauren Gewässern
3	säuretolerante Organismen	vertragen stärkere periodische Säureschübe
4	säureresistente Organismen	auch in periodisch stark sauren Gewässern noch lebensfähig, oft wegen fehlender Konkurrenten häufiger als in weniger sauren Bächen
5	sehr säureresistente Organismen	in permanent stark sauren Gewässern, aus Mangel an Konkurrenz und der extrem sauren Lebensbedingungen erreichen wenige Arten hohe Individuendichten

schaften elektrolytarmer, morphologisch und stofflich unbelasteter Fließgewässer der Güteklasse I und I–II geeicht ist, ist es nur für solche Fließgewässer anwendbar.

Dies gilt ebenso für kalkarme, abwasserunbelastete Gewässer, deren Säurereaktionen nicht abgepuffert werden. Deswegen wird das «Modul–Versauerung» auch nur in versauerungsgefährdeten Gebieten, nämlich Bioregionen 1 – vergletscherte Zentralalpen, 2 – Unvergletscherte Zentralalpen und 12 – Granit– und Gneisgebiet der Böhmisches Masse angewendet und an der Triesting nicht [Ofenböck et al., 2008].

Für die Auswertung der Detaillierten MZB–Methode wird folgendermaßen vorgegangen; es können anhand der eingegebenen Taxa folgende Indices berechnet werden:

- Verhältnis Degradationsindex zur Gesamttaxa
- Degradationsindex
- Diversitätsindex nach Margalef
- Litoralanteile und Litoral und Profundanteile
- Biozönotischer Regionsindex
- Verteilung der funktionellen Fresstypen
- Rhithron–Ernährungstypen–Index (nach Schweder [1992])
- % Oligochaeta und Diptera–Taxa
- Anzahl EPT–Taxa
- Anzahl Gesamttaxa

Die einzelnen Metriken werden normiert (0 bis 1) und in dimensionslose Scores umgewandelt. Ein Score beschreibt das Verhältnis eines Metrik-Wertes zum Referenzwert. Den Multimetrischen Index erhält man durch Mittelwertbildung der einzelnen Scores (normierte Metriken). Der Multimetrische Index wird in eine ökologische Zustandsklasse umgelegt. Dies zeigt Tabelle 4.11.

Tabelle 4.11: *Umlegung der MMI-Werte in eine ökologische Zustandsklasse [Ofenböck et al., 2008]*

Ökologische Zustandsklasse	MMI-Wert
sehr guter Zustand	≥ 0.8
guter Zustand	$\geq 0.6 < 0.8$
mäßiger Zustand	$\geq 0.4 < 0.6$
unbefriedigender Zustand	$\geq 0.2 < 0.4$
schlechter Zustand	< 0.2

4. MATERIAL UND METHODEN

ÖKOREGION																
ALPEN										ZENTRALES MITTELGEBIRGE			UNGARISCHE TIEFEBENE		DINARISCHER WESTBALKAN	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
Vergletscherte Zentralalpen	Unvergletscherte Zentralalpen	Bergückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen	Flysch oder Sandsteinvorlpen	Kalkvorlpen	Kalkhochalpen	Sudalpen	Helvetikum	Alpine Molasse	Vorarlberger Alpenvorland	Bayrisch-Osterreichisches Alpenvorland	Granit- und Gneissgebiet der Böhmischen Masse	Östliche Flach- und Hügeländer der Ungarischen Tiefebene	Grazer Feld und Grabenland	Südliche inneralpine Becken		
5	1	1,25	1,25	1,25	1,00	1,00	1,25					Winter				
	2	1,25	1,25		1,25	1,25	1,25					Sommer (01.06.-31.09.)				
	3	1,25	1,50													
	4	1,25	1,50													
4	1	1,25	1,25	1,25	1,25	1,00	1,25	1,50			1,50					
	2	1,50	1,50	1,25	1,50	1,25	1,25	1,50			1,50					
	3	1,50	1,50	1,50	1,75	1,50	1,50				1,50					
	4	1,50	1,50	1,50	1,75	1,50	1,50									
3	1	1,25	1,50	1,50	1,25	1,00	1,25	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	
	2	1,50	1,50	1,75	1,50	1,50	1,50	1,75	1,50	1,75	1,75	1,50	1,50	1,50	1,50	
	3	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,75		1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	
	4	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50			1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	
2	1	1,25	1,50*	1,25		1,25	1,25	1,50	1,75	1,50*	1,50*	1,50*	1,50	1,50	1,50	
	2	1,50	1,75	1,50*	1,50	1,50	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	
	3	1,50	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	2,00	2,00	2,00	
	4	1,75	1,75	1,75	1,75	1,50	1,50		1,75	1,75	1,75	1,75	2,00	2,00	2,00	
1	1											1,50	1,50	1,50	1,75	
	2											1,75	1,75	1,75	1,75	
	3											1,75	1,75	1,75	1,75	
	4											2,00	2,00	2,00	2,00	

* bei hohem natürlichen organischen Anteil 1,75

5. Ergebnisse

5.1 Individuenzahlen

Alle Ergebnisse beziehen sich, wenn nicht explizit als Screening-Wert oder Vollanalyse angeführt, auf die Daten, die von mir nach bestem Gewissen und Wissensstand in die Detaillierte Methode eingegeben wurden.

Da im Jahresverlauf 2008 sehr starke Hochwässer (größer als ein MQ mit über 1.95 m³/s bzw. größer einem HQ 1 mit mehr als 30 m³/s, ausgeblieben sind und die befischte Gesamtbiomasse an Makrozoobenthos vergleichsweise gering war (unter 40 g/m², [Jungwirth et al., 2003]), können keine treffsicheren Aussagen bezüglich des Hochwassereinflusses auf die Makrozoobenthos-Zönose getroffen und die Ergebnisse somit nur miteinander verglichen werden. Der Referenzwert von 40 g/m² entspricht der Biomassedichte des Makrozoobenthos in Abhängigkeit von der Seehöhe nach Dückelmann [2001].

In Summe wurden insgesamt 187290 Individuen bearbeitet. Pro Beprobung treten an den US-Stellen zwischen 1107 und 34889 Individuen/ m² auf. Im Durchschnitt sind das 17997 Tiere pro m² und Probe. Tabelle 5.1 zeigt die teilweise gerundete Anzahl gefundener Individuen/ m² und pro Probentermin an.

Tabelle 5.1: *Individuen/m² pro Probentermin und Untersuchungsstelle*

Proben- Termin	Volldot. Trumau	RQ Trumau	RQ Tattend.	Summe Indiv.
11.1.	2824	2664	4767	10255
12.3.	15153	7968	23802	46923
25.3.	11809	34889	18340	65038
26.4.	6546	3641	1107	11294
30.5.	9001	8639	17638	35278
10.6.	–	–	9931	9931
27.7.	–	–	2278	2278
20.9.	–	–	6293	6293
Gesamtsumme				187290

Die geringste Individuenanzahl (I) mit 1107 I/m² findet sich an der US-Stelle der Restwasserstrecke bei Tattendorf am 26. April 2008. Die größte Anzahl an MZB wurde in der Restwasserstrecke bei Trumau am 25. März 2008 mit 34889 I/m² gesammelt.

Folgende zwei Aspekte der Individuengesamtanzahl beziehen sich nur auf Daten der Proben bis inklusive 30. Mai 2008, weil bis dahin alle drei Untersuchungsstellen gesammelt wurden und somit ein Vergleich aller drei US–Stellen möglich ist.

1. Die Gesamtindividuenanzahl der Tagesprobe, also die Summe aller drei besammelten Untersuchungsstellen, war am 25. März 2008 am höchsten. Am niedrigsten hingegen war diese am 11. Jänner 2008.
2. Die Summe der Individuen aller Probenstage bis zum 30. Mai 2008 der jeweiligen Untersuchungsstelle zeigt Werte von 45333 bis 65654 I/m². Das Maximum mit 65654 I/m² und pro US–Stelle weist die Restwasserstrecke bei Tattendorf auf.

5.2 Biomasse

Pro Besammlung betrug das Probengewicht der Biomasse zwischen 3.5 und 20 g/m² Formalin–Frischgewicht, wodurch sich pro Beprobung ein durchschnittliches Gewicht von 11.7 g/m² ergab.

Tabelle 5.2 zeigt die gerundete Anzahl gesammelter Biomasse in g/m² und pro Proben–termin an. Da in der Restwasserstrecke bei Tattendorf je nach Abflussverhalten und vorherrschendem Strömungsmuster nach einem vorangegangenen Hochwasser nicht immer ein lenitischer Bereich gegeben war, wurden entweder 20 MHS im lotischen Bereich oder jeweils 10 MHS–Proben im lotischen und lenitischen Bereich genommen. Um auswertungskonforme Ergebnisse zu erhalten, wurden die 10 MHS–Proben hinsichtlich der Biomasse addiert und durch 2 dividiert. Dies wurde bei den Proben vom 12. März, 30. Mai, 10. Juni und 20. September angewandt.

Tabelle 5.2: *Biomasse [g/m²] pro Proben–termin und Untersuchungsstelle*

Proben– Termin	Volldot. Trumau	RQ Trumau	RQ Tattend.
11. Jänner	–	–	–
12. März	8.9	6.4	5.1
25. März	13.0	20.0	14.7
26. April	7.0	13.0	4.1
30. Mai	9.9	15.0	17.4
10. Juni	–	–	15.3
27. Juli	–	–	3.5
20. September	–	–	5.7

Die geringste Biomasse von 3.5 g/m² findet sich am Untersuchungsabschnitt der Restwasserstrecke bei Tattendorf am 27. Juli 2008. Die maximale MZB–Biomasse mit 20 g/m² wurde in der Restwasserstrecke bei Trumau am 25. März 2008 gefunden.

5.3 Dominanzverteilung

Wie in Abb. 5.1 ersichtlich, dominiert nach Anzahl der Individuen mit 46% die Großgruppe der Oligochaeta. Zweitgrößte Individuenzahl bildet die Ordnung der Diptera mit 25%, drittgrößte Gruppe ist die Ordnung der Coleoptera mit 12%. Mit 8% sind die Ephemeroptera und mit jeweils 3% die Gruppe der Plecoptera und Amphipoda vertreten. Einen Anteil von 2% haben die Trichoptera, nur 1% die Ordnung der Hydrachnidia. Die individuen schwächsten Großgruppen sind, mit weniger als jeweils 1%, Hirudinea, Isopoda, Odonata, Heteroptera, Nematoda, Turbellaria, Bivalvia und Gastropoda. Den Wert von 0% ergibt eine Individuendichte von 0.8 bis 590 Individuen/m².

Abb. 5.2 veranschaulicht, dass innerhalb der Eintagsfliegen mit 62% die Caenidae dominieren, gefolgt von den Baetiidae mit 23% und den Ephemerellidae mit 11%. Nur 3% machen die Heptageniidae aus. Schlusslicht mit 1% bzw. darunter sind die Leptophlebiidae und die Ephemeridae.

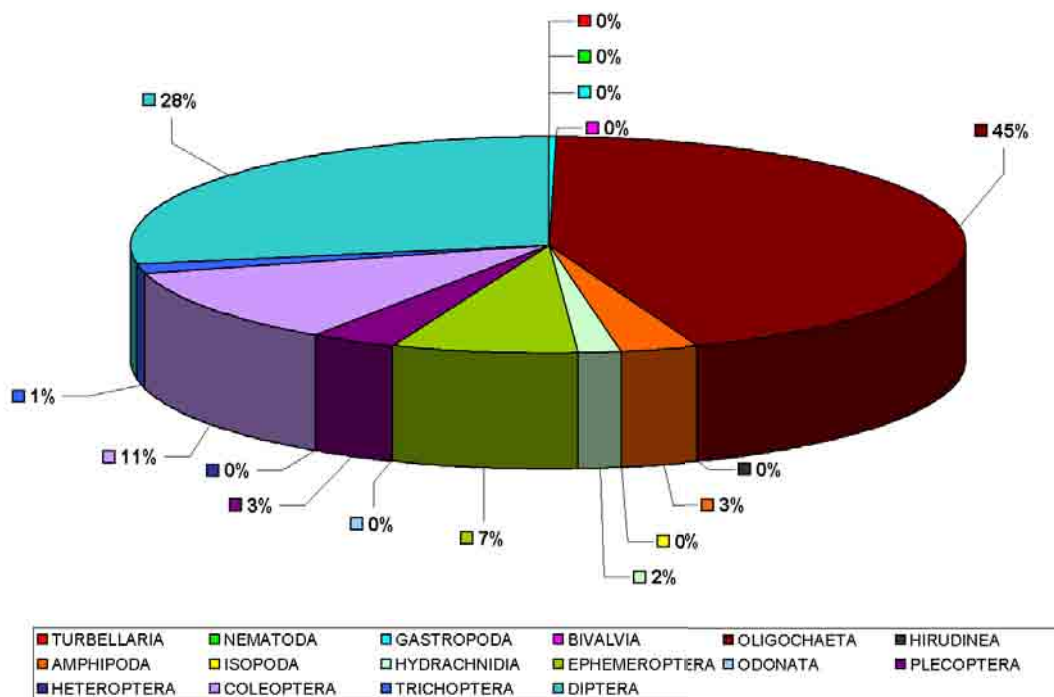


Abbildung 5.1: *Individuendominanz nach Großgruppen aufgeteilt, Datenbasis sind alle Triesting-Proben 2008*

Wie die Abb. 5.3 zeigt, waren fast ausschließlich Leuctridae in der Großgruppe der Plecoptera zu finden. Mit 98% dominieren sie diese Großgruppe. 2% aller Plecoptera fiel auf die Familie der Perlodidae. Taeniopterygidae, Nemouridae und Capniidae bleiben anteilmäßig unter 1%.

Am individuenreichsten war die Familie der Hydropsychidae mit 41%, gefolgt von den Leptoceridae mit 40%. Die Individuendichte der Rhyacophilidae bilden 5%, die Familie der

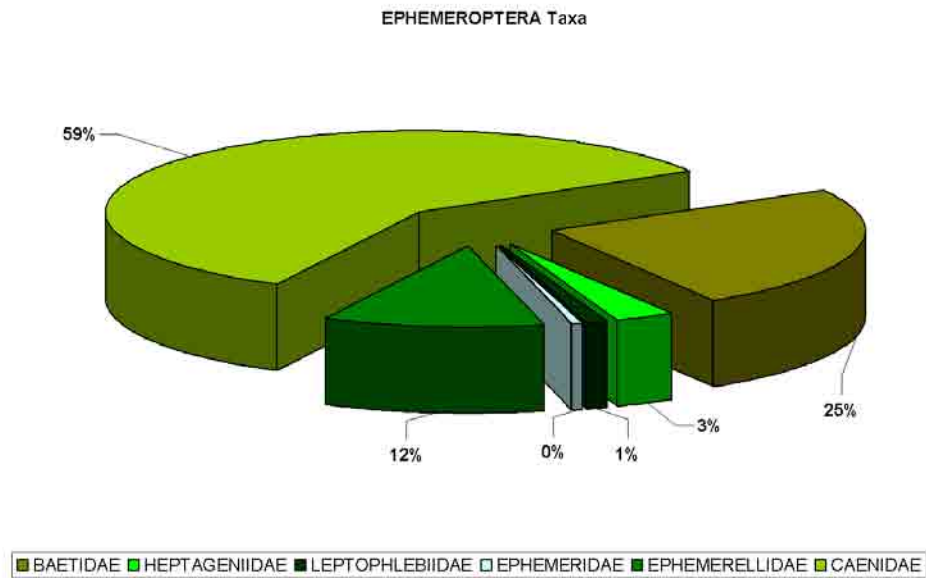


Abbildung 5.2: Individuendominanz der Ephemeroptera nach Familien aufgeteilt anhand der Daten aller Beprobungen der Triesting 2008

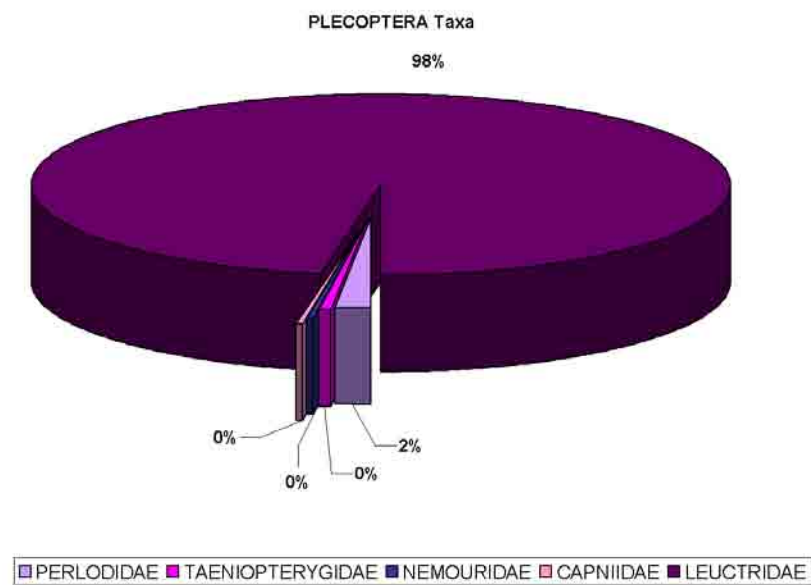


Abbildung 5.3: Individuendominanz aufgeteilt nach Familien der Plecoptera an der Triesting 2008

Psychomyiidae 5%. Jeweils 3% Anteil an der Gesamtindividuenanzahl der Trichoptera haben die Polycentropodidae und Hydroptilidae. 1% schaffen die Familien der Sericostomatidae, Philopotamidae und Glossosomatidae. Limnephilidae, Brachycentridae und Georidae kommen auf 0%, wie in Abb. 5.4 ersichtlich.

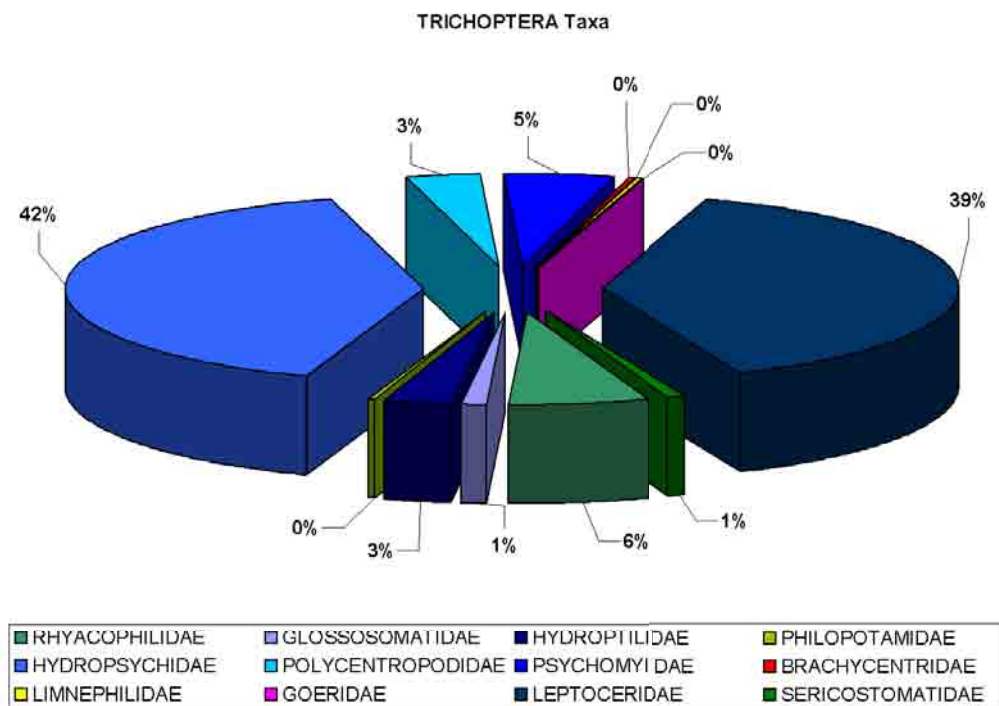


Abbildung 5.4: Individuendominanz nach Familien der Trichoptera aufgeteilt, Datenbasis sind alle Triesting–Proben 2008

Die meisten Individuen in der Ordnung der Diptera führen die Chironomidea mit 93%. Dahinter sind die Ceratopogonidae mit 3%. Auf 2% kommt die Familie der Limoniidae. Abb. 5.5 zeigt, dass die Individuen der Simuliidae und Tipulidae nur auf einen Gesamtanteil von 1% kommen. Athericidae, Empididae, Stratiomyidae, Pediciidae und Tabanidae bleiben unter 1%.

5.4 Taxazahlen

Die Taxazahlen basieren auf den Taxadaten der Detaillierten MZB–Methode, die für jede Probe — auf dem Bestimmungsniveau der Diplomandin — zusätzlich eingegeben wurde. Es wurde eine exakte Bestimmung aller Taxa auf Artniveau von Fachexperten des Institutes für den 26. April RQ Trumau und den 25. März VD Trumau und für alle US–Abschnitte des 11. Jänner durchgeführt. Diese werden an anderer Stelle gesondert behandelt, bewertet und verglichen.

Pro Besammlung wurden zwischen 16 und 81 Taxa gefunden. Im Durchschnitt sind das 49 Taxa pro Probe. Tabelle 5.3 zeigt die Anzahl gefundener Taxa pro Probenstermin an. Im

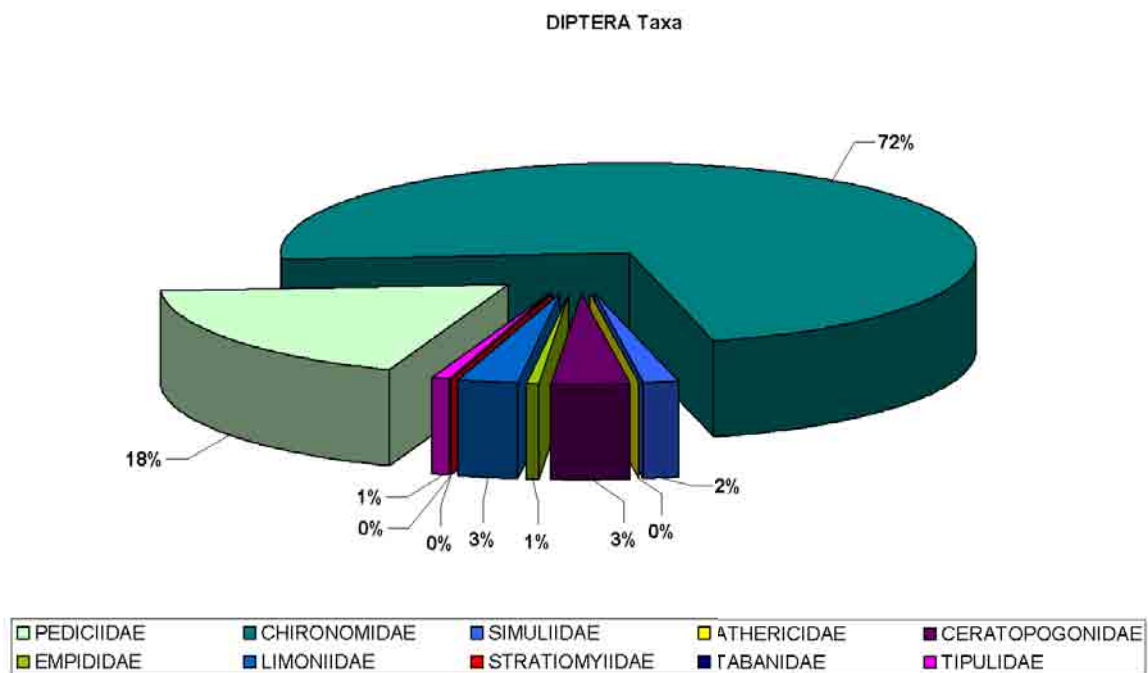


Abbildung 5.5: Individuendominanz der Diptera nach Familien aufgeteilt an der Triesting 2008

gesamten Probenzeitraum wurden 191 verschiedene Taxa (inklusive Sp., exklusive Sp. 81) besammelt.

Tabelle 5.3: Taxawerte aller Probenstellen an der Triesting 2008

Proben- Termin	Volldot. Trumau	RQ Trumau	RQ Tattend.	Summe Indiv.
11. Jänner	44	43	81	106
12. März	31	16	27	38
25. März	33	27	31	52
26. April	40	29	29	54
30. Mai	35	29	44	55
10. Juni	–	–	52	52
27. Juli	–	–	29	29
20. September	–	–	51	51
Taxasumme	88	78	69	191

Die geringste Taxazahl in einer 20 MHS–Probe (16) findet sich am US–Abschnitt der Restwasserstrecke Trumau am 12. März 2008. Die größte MZB–Taxa–Anzahl pro MHS–Probe wurde in der Restwasserstrecke bei Tattendorf am 11. Jänner 2008 besammelt.

Folgende zwei Aspekte der Taxazahlen beziehen sich nur auf Daten der Beprobungen bis inklusive dem 30. Mai 2008, weil bis dahin alle drei US–Stellen besammelt wurden und somit ein Vergleich aller drei US–Stellen möglich ist.

1. Die Gesamttaxazahl der Tagesprobe, also die Summe aller drei besammelten US–Stellen, war am 11. Jänner 2008 mit 168 am höchsten und am 12. März 2008 mit 75 Taxa am niedrigsten.
2. Die Summe der Taxa aller Probenstage bis zum 30. Mai 2008 der jeweiligen US–Stelle beträgt 145 bis 216 Taxa. Die maximale Taxazahl von 216 weist die Restwasserstrecke bei Tattendorf auf. Die niedrigste Taxaquote mit 145 Taxa zeigen alle Beprobungen der Restwasserstrecke Trumau.

Alle Taxa entsprechen den Werten aus den Ecoprof–Tabellen inklusive den nicht vollständig auf Artnamen bestimmbar Arten, die mit sp. bezeichnet sind.

5.4.1 Screening–Taxa

Die Screening–Methode wird anhand von zwei Kriterien ausgewertet: der «Allgemeinen Belastung» und der «Organischen Belastung». Die «Allgemeine Belastung» stützt sich auf die Bewertungen der «Screening–Taxa», der «sensitiven Taxa» und des «Degradationsscores».

Wie aus Tabelle 5.4 ersichtlich, finden sich im voll dotierten Gewässerabschnitt bei Trumau zwischen 24 (Besammlung am 12. März 2008) und 34 (Besammlung am 26. April 2008) Screening–Taxa.

Tabelle 5.4: *Ergebnis Screening–Taxa in der voll dotierten Referenzstrecke bei Trumau*

Volldotation Trumau	
Probenstermin	Observed Taxa
12. März	24
25. März	32
26. April	34
30. Mai	31

Tabelle 5.5 zeigt das Screening–Taxa–Ergebnis in der Restwasserstrecke Trumau: Die beobachteten Taxa lagen in einem Wertebereich von 12 bis 28. In der ersten Beprobung am 12. März 2008 waren 12 Taxa, in der Besammlung am 25. März 2008 waren 25, in der MHS–Probe vom 26. April waren 22 und in der Probe am 30. Mai 2008 waren 28 Taxa vorhanden.

In der Restwasserstrecke bei Tattendorf lag der Beobachtungswert der Screening–Taxa bei Werten von 19 (Beprobung am 26. April 2008) bis 39 (Besammlung am 20. September 2008). Dazwischen liegen die Werte bei 24 (Probe am 12. März 2008 und 27. Juli 2008), 29 (Beprobung am 30. Mai 2008), 31 (Besammlung am 25. März 2008) und 34 (Probe am 10. Juni 2008), wie in Tabelle 5.6 dargestellt.

Tabelle 5.5: *Ergebnis Screening–Taxa in der Restwasserstrecke bei Trumau*

RQ Trumau	
Probentermin	Observed Taxa
12. März	12
25. März	25
26. April	22
30. Mai	28

Tabelle 5.6: *Ergebnis Screening–Taxa in der Restwasserstrecke bei Tattendorf*

RQ Tattendorf	
Probentermin	Observed Taxa
12. März	24
25. März	31
26. April	19
30. Mai	29
10. Juni	34
27. Juli	24
20. September	39

5.4.2 Sensitive Taxa

Tabelle 5.7 verdeutlicht, dass der Metric «Sensitive Taxa» in der Volldotationsstrecke Trumau Werte von 8 (12. März 2008) bis 11 (25. März) ergab. Die Besammlungen vom 26. April und 30. Mai 2008 liegen mit einem Wert von 9 dazwischen.

Tabelle 5.7: *Ergebnis Sensitive–Taxa in der voll dotierten Referenzstrecke bei Trumau*

Volldotation Trumau	
Probentermin	Observed Taxa
12. März	8
25. März	11
26. April	9
30. Mai	9

In der Restwasserstrecke bei Trumau betrug der Anteil der sensitiven Taxa 2 bei der Beprobung am 12. März 2008 und 6 in der MHS–Probe vom 26. April 2008. Tabelle 5.8 dokumentiert, dass 10 und 11 sensitive Taxa in den Besammlungen vom 30. Mai 2008 und 25. März 2008 zu finden waren.

Tabelle 5.9 erläutert, dass die Restwasserstrecke bei Tattendorf Werte sensibler Taxa anzeigt, die von 5 (Beprobung am 12. März 2008) und 10 (Proben am 10. Juni 2008 und 20. September 2008) bis zu 13 (Besammlung am 25. März 2008) reichten.

Tabelle 5.8: *Ergebnis Sensitive-Taxa in der Restwasserstrecke bei Trumau*

RQ Trumau	
Probenstermin	Observed Taxa
12. März	2
25. März	11
26. April	6
30. Mai	10

Tabelle 5.9: *Ergebnis Sensitive-Taxa in der Restwasserstrecke bei Tattendorf*

RQ Tattendorf	
Probenstermin	Observed Taxa
12. März	5
25. März	13
26. April	7
30. Mai	8
10. Juni	10
27. Juli	7
20. September	10

5.5 Degradationsscore

Tabelle 5.10 veranschaulicht die Ergebnisse der Beprobungen in der voll dotierten Gewässerstrecke bei Trumau. Die Werte des Degradationsscores lagen im Bereich von 40 bis 46, wobei der höchste Wert mit 46 bei der Besammlung am 25. März 2008 festgestellt wurde.

Tabelle 5.10: *Ergebnis Degradationsscore in der Volldotationsstrecke bei Trumau*

Volldotation Trumau	
Probenstermin	Observed Value
12. März	41
25. März	46
26. April	40
30. Mai	43

Wie in Tabelle 5.11 ersichtlich, lag der Degradationsscore in der Restwasserstrecke bei Trumau zwischen 13 (Besammlung am 12. März 2008) und 48 (Probe am 25. März 2008). Der Durchschnittswert von 29 ergab sich bei der Besammlung am 26. April 2008.

Tabelle 5.12 stellt den Degradationsscore für die Besammlungen in der Restwasserstrecke bei Tattendorf dar. Der Score-Wert für die organische Belastung in einem Gewässerabschnitt nimmt hier Werte von 30 (Probe am 20. September 2008) bis 66 (Besammlung am 25. März 2008) an. Werte bis 35 findet man in den MHS-Proben der Besammlungen vom 30. Mai 2008,

Tabelle 5.11: *Ergebnis Degradationsscore in der Restwasserstrecke bei Trumau*

RQ Trumau	
Probentermin	Observed Value
12. März	13
25. März	48
26. April	29
30. Mai	47

26. April 2008 und 12. März 2008. In der Probe vom 27. Juli 2008 erreicht der Degradationsscore den Wert 40. Auf 46 klettert der Score in der MHS–Probe vom 10. Juni 2008.

Tabelle 5.12: *Ergebnis Degradationsscore in der Restwasserstrecke bei Tattendorf*

RQ Tattendorf	
Probentermin	Observed Value
12. März	35
25. März	66
26. April	34
30. Mai	32
10. Juni	46
27. Juli	40
20. September	30

5.6 Saprobiescore

Tabelle 5.13 gibt einen Überblick über die Saprobiescore–Ergebnisse der Volldotationsstrecke bei Trumau. Bei allen Beprobungen betrug der Saprobie–Wert etwa 91. Der niedrigste Wert wurde mit 90.48 bei der Beprobung am 26. April ermittelt.

Tabelle 5.13: *Ergebnis Saprobie–Score in der Volldotationsstrecke bei Trumau*

Volldotation Trumau	
Probentermin	Observed Value
12. März	91.91
25. März	91.43
26. April	90.48
30. Mai	91.73

Tabelle 5.14 illustriert, dass in der Restwasserstrecke bei Trumau Saprobie–Werte auftreten, die von 87 (Besammlung am 25. März 2008) bis 96 (Probe am 30. Mai 2008) reichen. Der jeweilige Saprobie–Wert für die Besammlungen am 12. März 2008 und am 26. April 2008 ergibt 89.

Tabelle 5.14: *Ergebnis Saprobie–Score in der Restwasserstrecke bei Trumau*

RQ Trumau	
Probentermin	Observed Value
12. März	89.66
25. März	87.46
26. April	89.68
30. Mai	96.05

In Tabelle 5.15 sind die Ergebnisse der Besammlungen der Restwasserstrecke bei Tattendorf aufgelistet. Der niedrigste Saprobiescore–Wert lag bei 88.00 (12. März 2008), der höchste Wert bei 101.88 (20. September 2008). Bei den anderen Beprobungstagen zeigte der Saprobiescore Werte im Bereich von 89 bis 95.

Tabelle 5.15: *Ergebnis Saprobie–Score in der Restwasserstrecke bei Tattendorf*

RQ Tattendorf	
Probentermin	Observed Value
12. März	88.00
25. März	89.60
26. April	91.03
30. Mai	95.07
10. Juni	94.63
27. Juli	90.76
20. September	101.88

5.7 Screening–Ergebnisse mit dem Ecoprof

Die Biologische Bewertung des Gewässerzustandes erfolgt nach der Wasserrahmenrichtlinie, wobei der Rahmen für die Gewässerüberwachung durch die EG–Richtlinie vorgegeben wird [Heiskanen et al., 2004]: Bestimmte aquatische Tier– und Pflanzengruppen («Biologische Qualitätskomponenten») sind zu überwachen, um unterschiedliche Belastungen des Gewässers, z.B. Verbau, Verschmutzung oder Versauerung erfassen zu können.

Die Einstufung des ökologischen Gewässerzustands basiert auf den Ergebnissen biologischer Bewertungsmethoden, die mit Hilfe ausgewählter Kenngrößen eine biologische Qualitätskomponente (Biokomponente) zusammenfassend bewerten (z.B. Artenzusammensetzung, Artendiversität, empfindliche Arten des Makrozoobenthos). Bezugspunkt dieser Bewertung ist der vom Menschen unbeeinträchtigte Gewässerzustand (Referenzzustand), der je nach Gewässertyp unterschiedlich ausgeprägt ist. Die Resultate der nationalen Bewertungsmethoden werden als relative Abweichungen vom Referenzzustand im sogenannten «Ecological Quality Ratio» (EQR) dargestellt. Je nach Grad der Abweichung erfolgt die Beurteilung des ökologischen Zustands in den Klassen sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend oder schlecht (Abb. 5.6).

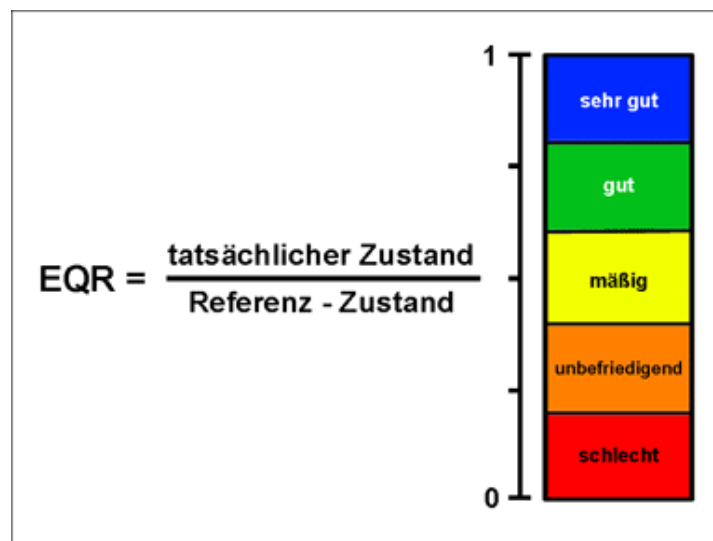


Abbildung 5.6: Einteilung der relativen EQR–Skala (1–0) in 5 Qualitätsklassen (Quelle: www.interkalibrierung.de)

Die nächsten Tabellen (5.16 – 5.43) geben einen Überblick über die gesamten gesammelten Daten der jeweiligen Untersuchungs–Abschnitte (VD Trumau, RQ Trumau und RQ Tattendorf) und ihre entsprechende Auswertung mittels Ecoprof.

5.7.1 Volldotation Trumau

Jänner 2008

Die Metriken für den noch guten Zustand der Allgemeinen Belastung liegen mit einem Gesamtscore von 0.55 (Tabelle 5.16) in der Kategorie «Handlungsbedarf». Da die organische Belastung unter dem schlechten Erwartungswert von 115 und mit 0.89 nahe 1 liegt, tritt hier der «gute Zustand» auf. Da im Endergebnis das worst case scenario gilt, bleibt hier für die Referenzstelle am 11. Jänner 2008 «Handlungsbedarf».

März 2008

Die Metriken für den «noch guten Zustand» entsprechen nur bei der sensitiven Taxa dem Referenzwert und liegen beim Saprobie-Score im noch guten Bereich. Weil die Allgemeine Belastung in den anderen Kategorien schlechtere Ergebnisse ergibt und diese schwerwiegender zählen als gute, besteht nach der Screening-Auswertung, wie in Tabelle 5.17 veranschaulicht, auch am 12. März 2008 «Handlungsbedarf». Ein grenzwertiger allgemeiner Saprobie-Wert von 0.95 und ein guter organischer Saprobie-Wert reichen knapp nicht für einen «guten Zustand», da die Screening-Taxa und der Degradationsscore, wie in Tabelle 5.18 ersichtlich, als schlechteres Teilergebnis gewertet werden.

April 2008

Wie Tabelle 5.19 zeigt, erreicht die Screening-Taxa am 26. April 2008 ein gutes Ergebnis. Ebenso der organische Saprobie-Wert. Grenzwertig ist der allgemeine Saprobie-Wert von 0.93. Da er unter 1 liegt, bleibt die Screening-Bewertung für den 26. April 2008 im volldotierten Referenzgebiet bei Trumau bei «Handlungsbedarf».

Mai 2008

Wie Tabelle 5.20 zeigt, ergibt das Ergebnis am 30. Mai 2008 in der Referenzstrecke Trumau ein ähnliches Screening-Ergebnis wie das vom 26. April: ein grenzwertiger allgemeiner Saprobie-Wert von 0.96 verhindert ein gutes Ergebnis, das Gesamtergebnis bleibt beim «Handlungsbedarf», auch wenn der allgemeine Saprobie-Wert zum Teil und der organische Saprobie-Wert im Allgemeinen gut sind.

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.16: *Screening-Ergebnis für die Referenzstrecke «Volldotation Trumau» am 11. Jänner 2008*

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz unterhalb Wehr Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	11. Jänner 2008		
Teillebensraum (TLR)	Meso-Mikro-MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach-und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	21	58	0.36
Sensitive Taxa	5	18	0.28
Degradations-Score	24	110	0.22
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.29
Saprobie-Score	102.12	83.5	1.22
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.22
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	21	39	0.54
Sensitive Taxa	5	8	0.63
Degradations-Score	24	50	0.48
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.55
Saprobie-Score	102.12	115	0.89
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.89
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.17: Screening-Ergebnis für die Referenzstrecke «Volldotation Trumau» am 12. März 2008

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz unterhalb Wehr Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	12. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	24	58	0.41
Sensitive Taxa	8	18	0.44
Degradations-Score	41	110	0.37
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.41
Saprobie-Score	91.28	83.5	1.09
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.09
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	24	39	0.62
Sensitive Taxa	8	8	1
Degradations-Score	41	50	0.82
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.81
Saprobie-Score	91.28	115	0.79
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.79
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.18: *Screening-Ergebnis für die Referenzstrecke «Volldotation Trumau» am 25. März 2008*

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz unterhalb Wehr Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	25. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	31	58	0.53
Sensitive Taxa	10	18	0.56
Degradations-Score	41	110	0.37
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.49
Saprobie-Score	92.79	83.5	1.11
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.11
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	31	39	0.79
Sensitive Taxa	10	8	1.25
Degradations-Score	41	50	0.82
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.95
Saprobie-Score	92.79	115	0.81
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.81
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.19: Screening-Ergebnis für die Referenzstrecke «Volldotation Trumau» am 26. April 2008

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz unterhalb Wehr Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	26. April 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	34	58	0.59
Sensitive Taxa	9	18	0.50
Degradations-Score	40	110	0.36
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.48
Saprobie-Score	91.29	83.5	1.09
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.09
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	34	39	0.87
Sensitive Taxa	9	8	1.13
Degradations-Score	40	50	0.80
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.93
Saprobie-Score	91.29	115	0.79
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.79
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.20: *Screening-Ergebnis für die Referenzstrecke «Volldotation Trumau» am 30. Mai 2008*

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	Referenz unterhalb Wehr Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	30. Mai 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	31	58	0.53
Sensitive Taxa	9	18	0.50
Degradations-Score	48	110	0.44
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.49
Saprobie-Score	89.80	83.5	1.08
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.08
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	31	39	0.79
Sensitive Taxa	9	8	1.13
Degradations-Score	48	50	0.96
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.96
Saprobie-Score	89.80	115	0.78
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.78
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5.7.2 Restwasserstrecke Trumau

Jänner 2008

In der Restwasserstrecke Trumau ergibt sich für den 11. Jänner 2008 laut Screening–Ergebnis ein «Handlungsbedarf». Dieses Ergebnis ist in Tabelle 5.21 dargestellt. Dieses kommt durch einen schlechten allgemeinen Saprobie–Wert zustande. Die organische Belastung ist gut.

März 2008

Das Ergebnis des 11. Jänner 2008 wiederholt sich für die Restwasserstrecke Trumau auch am 12. März 2008. Hier fällt der Wert für die allgemeine saprobielle Belastung mit 0.27 am schlechtesten von allen Untersuchungen aus (Tabelle 5.22). Der Wert für die organische Belastung liegt dennoch wieder im guten Bereich.

Am 25. März 2008 ist mit dem grenzwertigen allgemeinen Saprobie–Wert von 0.99 und dem guten organischen Saprobie–Ergebnis von 0.79 (Tabelle 5.23) ein fast «guter Zustand» im Restwasserabschnitt bei Trumau bestätigt. Als Gesamt–Screening–Bewertung bleibt der «Handlungsbedarf».

April 2008

Weit unter den Limits für den «guten Zustand» liegen die Werte am 26. April 2008 in der Restwasserstrecke Trumau, wie dies die Tabelle 5.24 verdeutlicht. Bis auf den guten organischen saprobiellen Zustand überwiegt hier im allgemeinen Saprobiezustand und insgesamt der «Handlungsbedarf».

Mai 2008

Bis auf die Screening–Taxa liegen der allgemeine Saprobie–Wert und der organische Saprobie–Wert im Bereich für den «guten Zustand». Weil nur die Screening–Taxa nicht im guten Bereich liegt, ergibt sich für den allgemeinen saprobiellen Zustand ein Grenzwert von 0.99, wie in Tabelle 5.25 dargestellt. Die Bewertung für den 30. Mai liegt sehr knapp an der Grenze zum «guten Zustand», es bleibt jedoch beim «Handlungsbedarf».

Tabelle 5.21: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Trumau» am 11. Jänner 2008*

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	11. Jänner 2008		
Teillebensraum (TLR)	Mesolithal–MHS 20		
Bioregionen	FH–Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ–K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	58	0.45
Sensitive Taxa	7	18	0.39
Degradations-Score	25	110	0.23
Screening–(AB–EQR I/II)	–	–	0.35
Saprobie–Score	96.28	83.5	1.15
Screening–(OB–EQR I/II)	–	–	1.15
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	39	0.67
Sensitive Taxa	7	8	0.88
Degradations-Score	25	50	0.50
Screening–(AB–EQR II/III)	–	–	0.68
Saprobie–Score	96.28	115	0.84
Screening–(OB–EQR II/III)	–	–	0.84
Screening			
(AB–EQR I/II)	–	–	–
(AB–EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB–EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB–EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.–Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T–EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.22: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Trumau» am 12. März 2008

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	12. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	12	58	0.21
Sensitive Taxa	2	18	0.11
Degradations-Score	13	110	0.12
Screening–(AB–EQR I/II)	–	–	0.15
Saprobie–Score	89.66	83.5	1.07
Screening–(OB–EQR I/II)	–	–	1.07
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	12	39	0.31
Sensitive Taxa	2	8	0.25
Degradations-Score	13	50	0.26
Screening–(AB–EQR II/III)	–	–	0.27
Saprobie–Score	89.66	115	0.78
Screening–(OB–EQR II/III)	–	–	0.78
Screening			
(AB–EQR I/II)	–	–	–
(AB–EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB–EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB–EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.–Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening–Methode (T–EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.23: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Trumau» am 25. März 2008*

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	25. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	25	58	0.43
Sensitive Taxa	11	18	0.61
Degradations-Score	48	110	0.44
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.49
Saprobie-Score	87.46	83.5	1.05
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.05
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	25	39	0.64
Sensitive Taxa	11	8	1.38
Degradations-Score	48	50	0.96
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.99
Saprobie-Score	87.46	115	0.76
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.76
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.24: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Trumau» am 26. April 2008

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	26. April 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	22	58	0.38
Sensitive Taxa	6	18	0.33
Degradations-Score	29	110	0.26
Screening–(AB–EQR I/II)	–	–	0.33
Saprobie–Score	89.68	83.5	1.07
Screening–(OB–EQR I/II)	–	–	1.07
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	22	39	0.56
Sensitive Taxa	6	8	0.75
Degradations-Score	29	50	0.58
Screening–(AB–EQR II/III)	–	–	0.63
Saprobie–Score	89.68	115	0.78
Screening–(OB–EQR II/III)	–	–	0.78
Screening			
(AB–EQR I/II)	–	–	–
(AB–EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB–EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB–EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.–Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening–Methode (T–EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.25: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Trumau» am 30. Mai 2008*

Abschnitt	Triesting bei Trumau		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Trumau		
Gewässer	Triesting		
Datum von	30. Mai 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	27	58	0.47
Sensitive Taxa	10	18	0.56
Degradations-Score	52	110	0.47
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.50
Saprobie-Score	92.09	83.5	1.10
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.10
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	27	39	0.69
Sensitive Taxa	10	8	1.25
Degradations-Score	52	50	1.04
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.99
Saprobie-Score	92.09	115	0.80
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.80
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5.7.3 Restwasserstrecke Tattendorf

Jänner 2008

Einen Überblick über die Screening–Ergebnisse vom 11. Jänner 2008 geben die Tabellen 5.26, 5.27 und 5.28. An diesem Probenstermin konnte sowohl ein lotischer Bereich (Tabelle 5.27) als auch ein lenitischer Bereich (Tabelle 5.26) getrennt voneinander besammelt werden. Die Ergebnisse dieser beiden Bereiche werden in Tabelle 5.28 zusammengefasst.

Da die Screening–Methode auf einer Probengröße von 20 MHS aufgebaut ist, ist ein Ergebnis für eine 10 MHS–Probe für eine offizielle Gütebewertung nicht aussagekräftig, da in jeder Bewertungskategorie zufolge der bekannten Arten–Areal–Beziehung zu wenige Taxa enthalten sein können. Deswegen deutet ein gutes (Teil)–Ergebnis bei einer 10 MHS–Probe mit Sicherheit auf gute Bedingungen hin. Deswegen ist das gute Ergebnis bei der Sensitiven Taxa und dem Degradationsscore im Teilbereich besonders hoch einzuschätzen. Auch der Saprobie–Score ist generell gut. Aufgrund hervorgegangener Studien von Bolkart und Assmann [2008] an dieser Untersuchungsstelle besteht die Annahme, dass der lotische Bereich bessere Ergebnisse aufweist als der lenitische, was sich sogar in unterschiedlichen Zustandsklassen für den lotischen und lenitischen Bereich zeigte. Hier führt es nur zu geringen Unterschieden in den beobachteten Zahlwerten. Aber es ist ein besseres Ergebnis im lotischen Bereich erkennbar. Die Screening–Taxa werden weder in einem Teilbereich noch an der gesamten Untersuchungsstelle (lotisch und lenitisch als 20 MHS Probe zusammengezählt und gewertet) ausreichend für einen «guten Zustand» erreicht. Da aber nur bei dieser Taxa «Handlungsbedarf» besteht, ist in der Gesamtschau insgesamt ein «guter Zustand» für beide Teilbereiche und die gesamte Untersuchungsstelle «Restwasser Tattendorf» zu verzeichnen.

März 2008

Die Beprobung der Untersuchungsstelle «Restwasserstrecke Tattendorf» erfolgte ebenso aus einem lenitischen Bereich (Tabelle 5.29) und einem lotischen Bereich (Tabelle 5.30). Zusammengefasst wird das Screening–Ergebnis in der Tabelle 5.31, wobei für den gesamten Untersuchungsbereich «Handlungsbedarf» besteht. Auch die nicht systematisch zu beurteilenden, besammelten Teilbereiche fallen in diese Ergebniskategorie. Der Saprobie–Score ist in jedem Teil– und im Endergebnis gut. Der Vergleich des lotischen und lenitischen Bereiches zeigte, dass die Werte für Screening–Taxa, Degradationsscore und Saprobie–Score im lotischen Untersuchungsbereich besser waren. Bei der sensitiven Taxa erzielt der lenitische Bereich geringfügig ein besseres Ergebnis.

Dieselbe Untersuchungsstelle «Restwasserstrecke Tattendorf» konnte 2 Wochen später, am 25. März aufgrund des noch starken Hochwasserabflusses nach einem Hochwasserdurchgang, nicht in zwei unterschiedlich schnell durchflossene Besammlungsstellen unterteilt werden. Die Screening–Ergebnisse sind in Tabelle 5.32 dargestellt. Der Saprobie–Score und die allgemeine Belastung weisen einen «guten Zustand» auf. Die Screening–Taxa erreicht keinen «guten Zustand», die beiden anderen Metriken «Sensitive Taxa» und «Degradationsscore» liegen aber mit Werten über 1 so gut in der Bewertung, dass die allgemeine Belastung auch über dem Wert 1 bleibt und noch gut ausfällt.

April 2008

Am 26. April 2008 konnte an der Restwasserstrecke bei Tattendorf aufgrund gleichmäßig vorherrschender Strömungsbedingungen ebenfalls nur eine gesamte 20 MHS–Probe ausgewertet werden. Die allgemeine Belastung ist mit einem Zahlenergebnis kleiner 1 schlecht, die organische Belastung wird als gut bewertet (Tabelle 5.33). Daher kommt es zu einem Gesamtergebnis mit der Bewertung «Handlungsbedarf». In der allgemeinen Belastungswertung schneidet die Screening–Taxa am schlechtesten ab.

Mai 2008

Am 30. Mai 2008 konnte der Untersuchungsbereich der Restwasserstrecke bei Tattendorf wieder in einen lotischen Bereich (Tabelle 5.35) und lenitischen Bereich (Tabelle 5.34) unterteilt werden, da zu diesem Zeitpunkt das vorangegangene Hochwasser zum einen schwach ausgeprägt und zum anderen bereits vollständig abgeklungen war. Die Screening–Ergebnisse von der Beprobung am 30. Mai 2008 sind in Tabelle 5.36 zusammengefasst. Die organische Belastung und der Metrik «Sensitive Taxa» der allgemeinen Belastung sind «gut», die allgemeine Belastung erreicht insgesamt keinen Wert größer 1 und wird deswegen mit «Handlungsbedarf» bewertet. Da das schlechtere Teilergebnis gezählt wird, ergibt die Screening–Bewertung einen «Handlungsbedarf» für diesen Untersuchungsabschnitt. Da der lenitische und der lotische Untersuchungsbereich auf nur jeweils 10 MHS–Proben bezogen wurde (für eine Screening–Bewertung sind mindestens 20 MHS Proben notwendig), kann das Ergebnis einer Teilprobe nicht 1:1 interpretiert, jedoch beide Teilbereiche miteinander verglichen werden: der lotische Bereich weist bessere Ergebniswerte bezüglich der allgemeinen Belastung auf, beide Teilbereiche zeigen gute organische Belastungssituationen. Gute Ergebnisse von nur einer 10 MHS Probe zeugen von sehr guter Qualität in diesem Untersuchungsabschnitt.

Juni 2008

Am 10. Juni konnte in der Restwasserstrecke bei Tattendorf wieder ein lenitischer Bereich (Tabelle 5.37) und ein lotischer Bereich (Tabelle 5.38) besammelt werden. Die Ergebnisse der beiden Bereiche sind in der Tabelle 5.39 zusammengefasst. Die Teilergebnisse fallen insgesamt in die Kategorie «Handlungsbedarf»: die organische Belastung ist gut, was für eine 10 MHS Probe sehr gut ist, wenn man bedenkt, dass eine Hochrechnung auf eine Standardprobe 20 MHS das Ergebnis noch verbessern würde. Die allgemeine Belastung wird in beiden Teilbereichen mit «Handlungsbedarf» bewertet, was nicht ausschließt, dass eine doppelt so große Probe, nämlich eine 20 MHS Probe, nicht auch zu einem guten Ergebnis führen würde. Der lotische Untersuchungsbereich ist hinsichtlich der allgemeinen Belastung mit 0.92 eindeutig im «guten Zustand» und erzielt damit ein besseres Ergebnis als der lenitische Untersuchungsbereich. Der lotische Bereich weist beim Metrik «Sensitive Taxa» sogar einen Wert größer 1 und folglich einen «guten Zustand» auf. Im organischen Score werden beide mit «gut» bewertet. Was wiederum als sehr gutes Ergebnis zu interpretieren ist, wenn man berücksichtigt, dass es sich nur um eine halbe Standardprobe handelt.

Juli 2008

Wie in Tabelle 5.40 dargestellt, gelten für den 27. Juli 2008 geänderte Grenzwerte für die organische Belastung, weil für den Beprobungszeitpunkt der Sommerwert 2.00 für den saprobiellen Grundzustand zutrifft. Der Wert für Beprobungen im Winter-Halbjahr beträgt 1.75. Für den Zustand in der Restwasserstrecke Tattendorf am 27. Juli 2008 konnte nur ein «Handlungsbedarf» errechnet werden. Der Saprobie-Score ist gut, die anderen zwei Metriken der Allgemeinen Belastung bleiben unter 1 und außerhalb einer guten Bewertung. Die gesamte Allgemeine Belastung fällt mit einem Wert von 0.76 unter 1 und erreicht letztendlich nur ein Ergebnis «Handlungsbedarf».

September 2008

Am 20. September 2008 konnten in der Restwasserstrecke Tattendorf wieder ein lotischer Bereich (Tabelle 5.42) und lenitischer Bereich (Tabelle 5.41) getrennt voneinander beprobt werden. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 5.43 zusammengefasst. Für den 20. September 2008 gelten, wie für den 27. Juli 2008, geänderte Grenzwerte für die organische Belastung, weil für den Beprobungszeitpunkt der saprobielle Grundzustand 2 beträgt. Wie in Tabelle 5.43 ersichtlich, ist in der Gesamtprobe die Mindestanzahl sensitiver Taxa erreicht worden. In den Teilproben ist die Anzahl sensitiver Taxa grenzwertig, was für eine nur halb so große Probe ein sehr gutes Ergebnis ist. Genau dasselbe gilt für die Screening-Taxa, die kein gutes Teilergebnis aufweist, was auf den halben Probenumfang von 10 MHS zurückzuführen ist; denn im Ergebnis für die 20 MHS-Probe liegt dieser Metrik grenzwertig im guten Bereich. Der Degradationsscore liegt insgesamt im schlechten Ergebnisbereich. Die Wertung für den lotischen Bereich ist für die allgemeine Belastung mit 0.8 grenzwertig am guten Zustand und besser als für den lenitischen Teilbereich. Die allgemeine Belastung liegt mit einem Wert von 0.97 nahe dem guten Bereich; der Saprobie-Score bleibt mit 0.78 (auch wieder besseres Teilergebnis für den lotischen Beprobungsraum) im guten Ergebnis. Das Gesamtergebnis ist für die Standardprobe 20 MHS für den 20. September 2008 in der Restwasserstrecke bei Tattendorf «gut».

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.26: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lenitischer Bereich, am 11. Jänner 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	11. Jänner 2008		
Teillebensraum (TLR)	lenitisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) noch sehr guter Zustand	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	58	0.48
Sensitive Taxa	9	18	0.50
Degradations-Score	58	110	0.53
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.50
Saprobie-Score	85.66	84	1.03
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.03
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	39	0.72
Sensitive Taxa	9	8	1.13
Degradations-Score	58	50	1.16
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	1
Saprobie-Score	85.66	115	0.74
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.74
Screening			
(AB-EQR I/II)	< 1	gut (good)	gut (good)
(AB-EQR II/III)	≥ 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.27: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lotischer Bereich, am 11. Jänner 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	11. Jänner 2008		
Teillebensraum (TLR)	lotisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach-und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	58	0
Sensitive Taxa	10	18	1
Degradations-Score	63	110	1
Screening–(AB–EQR I/II)	–	–	1
Saprobie–Score	84.00	84	1
Screening–(OB–EQR I/II)	–	–	1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	39	0.72
Sensitive Taxa	10	8	1.25
Degradations-Score	63	50	1.26
Screening–(AB–EQR II/III)	–	–	1.07
Saprobie–Score	84	115	0.73
Screening–(OB–EQR II/III)	–	–	0.74
Screening			
(AB–EQR I/II)	< 1	gut (good)	gut (good)
(AB–EQR II/III)	≥ 1	gut (good)	gut (good)
(OB–EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB–EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.–Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T–EQR)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.28: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», Gesamte Ergebnisse, am 11. Jänner 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	11. Jänner 2008		
Teillebensraum (TLR)	Gesamt-MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	38	58	1
Sensitive Taxa	12	18	1
Degradations-Score	70	110	1
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	1
Saprobie-Score	89.00	84	1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	38	39	0.97
Sensitive Taxa	12	8	1.50
Degradations-Score	70	50	1.40
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	1.29
Saprobie-Score	89	115	0.77
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.77
Screening			
(AB-EQR I/II)	< 1	gut (good)	gut (good)
(AB-EQR II/III)	≥ 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.29: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lenitischer Bereich, am 12. März 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	12. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	lenitisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	18	58	0.31
Sensitive Taxa	4	18	0.22
Degradations-Score	28	110	0.25
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.26
Saprobie-Score	91.03	84	1.09
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.09
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	18	39	0.46
Sensitive Taxa	4	8	0.50
Degradations-Score	28	50	0.56
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.51
Saprobie-Score	91.03	115	0.79
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.79
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.30: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lotischer Bereich, am 12. März 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	12. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	lotisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	20	58	0.3
Sensitive Taxa	3	18	0.2
Degradations-Score	33	110	0.3
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.3
Saprobie-Score	86.11	84	1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	20	39	0.50
Sensitive Taxa	3	8	0.40
Degradations-Score	33	50	0.70
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.5
Saprobie-Score	86.11	115	0.8
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.8
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.31: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», Gesamte Ergebnisse, am 12. März 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	12. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	Gesamt-MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	24	58	0.41
Sensitive Taxa	5	18	0.28
Degradations-Score	35	110	0.32
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.34
Saprobie-Score	88	83.5	1.05
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.05
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	24	39	0.62
Sensitive Taxa	5	8	0.63
Degradations-Score	35	50	0.70
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.65
Saprobie-Score	88	115	0.77
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.77
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.32: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf» am 25. März 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	25. März 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	58	0.52
Sensitive Taxa	12	18	0.67
Degradations-Score	61	110	0.55
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.58
Saprobie-Score	91.56	83.5	1.1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	39	0.77
Sensitive Taxa	12	8	1.5
Degradations-Score	61	50	1.22
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	1.16
Saprobie-Score	91.56	115	0.8
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.8
Screening			
(AB-EQR I/II)	< 1	gut (good)	gut (good)
(AB-EQR II/III)	≥ 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.33: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf» am 26. April 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	26. April 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	19	58	0.33
Sensitive Taxa	7	18	0.39
Degradations-Score	34	110	0.31
Screening–(AB–EQR I/II)	–	–	0.34
Saprobie–Score	91.03	83.5	1.09
Screening–(OB–EQR I/II)	–	–	1.09
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	19	39	0.49
Sensitive Taxa	7	8	0.88
Degradations-Score	34	50	0.68
Screening–(AB–EQR II/III)	–	–	0.68
Saprobie–Score	91.03	115	0.79
Screening–(OB–EQR II/III)	–	–	0.79
Screening			
(AB–EQR I/II)	–	–	–
(AB–EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB–EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB–EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.–Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening–Methode (T–EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.34: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lenitischer Bereich, am 30. Mai 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	30. Mai 2008		
Teillebensraum (TLR)	lenitisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	21	58	0.36
Sensitive Taxa	6	18	0.33
Degradations-Score	31	110	0.28
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.33
Saprobie-Score	91.57	83.5	1.1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	21	39	0.54
Sensitive Taxa	6	8	0.75
Degradations-Score	31	50	0.62
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.64
Saprobie-Score	91.57	115	0.8
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.8
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.35: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lotischer Bereich, am 30. Mai 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	30. Mai 2008		
Teillebensraum (TLR)	lotisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	58	0.45
Sensitive Taxa	7	18	0.39
Degradations-Score	39	110	0.35
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.4
Saprobie-Score	92	84	1.1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	39	0.67
Sensitive Taxa	7	8	0.88
Degradations-Score	39	50	0.78
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.77
Saprobie-Score	92	115	0.8
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.8
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.36: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», Gesamte Ergebnisse, am 30. Mai 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	30. Mai 2008		
Teillebensraum (TLR)	MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	58	0.48
Sensitive Taxa	8	18	0.44
Degradations-Score	37	110	0.34
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.42
Saprobie-Score	91.62	84	1.1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	39	0.72
Sensitive Taxa	8	8	1
Degradations-Score	37	50	0.74
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.82
Saprobie-Score	91.62	115	0.8
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.8
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.37: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lenitischer Bereich, am 10. Juni 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	10. Juni 2008		
Teillebensraum (TLR)	lenitisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach-und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	25	58	0.43
Sensitive Taxa	6	18	0.33
Degradations-Score	42	110	0.38
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.38
Saprobie-Score	88.36	83.5	1.06
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.06
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	25	39	0.64
Sensitive Taxa	6	8	0.75
Degradations-Score	42	50	0.84
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.74
Saprobie-Score	88.36	115	0.77
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.77
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.38: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lotischer Bereich, am 10. Juni 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	10. Juni 2008		
Teillebensraum (TLR)	lotisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	58	0.52
Sensitive Taxa	9	18	0.5
Degradations-Score	44	110	0.4
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.47
Saprobie-Score	94.49	83.5	1.13
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.13
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	39	0.77
Sensitive Taxa	9	8	1.13
Degradations-Score	44	50	0.88
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.92
Saprobie-Score	94.49	115	0.82
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.82
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.39: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», Gesamte Ergebnisse, am 10. Juni 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	10. Juni 2008		
Teillebensraum (TLR)	Gesamt-MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	1.75		
Innere Differenzierung	EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	33	58	0.57
Sensitive Taxa	10	18	0.56
Degradations-Score	51	110	0.46
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.53
Saprobie-Score	91.15	83.5	1.09
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1.09
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	33	39	0.85
Sensitive Taxa	10	8	1.25
Degradations-Score	51	50	1.02
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	1.04
Saprobie-Score	91.15	115	0.79
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.79
Screening			
(AB-EQR I/II)	< 1	gut (good)	gut (good)
(AB-EQR II/III)	≥ 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR I/II)	> 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR II/III)	≤ 1	gut (good)	gut (good)
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.40: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», am 27. Juli 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	27. Juli 2008		
Teillebensraum (TLR)	lotisch und lenitisch–MHS 20		
Bioregionen	FH–Östliche Flach–und Hügelländer (13)		
Grundzustand	2.00		
Innere Differenzierung	EZ–K1 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	24	43	0.56
Sensitive Taxa	7	15	0.47
Degradations–Score	40	98	0.41
Screening–(AB–EQR I/II)	–	–	0.48
Saprobie–Score	90.76	102.5	0.89
Screening–(OB–EQR I/II)	–	–	0.89
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	24	39	0.61
Sensitive Taxa	7	8	0.87
Degradations–Score	40	50	0.8
Screening–(AB–EQR II/III)	–	–	0.76
Saprobie–Score	90.76	127.5	0.71
Screening–(OB–EQR II/III)	–	–	0.71
Screening			
(AB–EQR I/II)	–	–	–
(AB–EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB–EQR I/II)	≤ 1	sehr gut (high)	sehr gut (high)
(OB–EQR II/III)	–	–	–
Reduktionen (K.O.–Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening–Methode (T–EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.41: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lenitischer Bereich, am 20. September 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	20. September 2008		
Teillebensraum (TLR)	lenitisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	2.00		
Innere Differenzierung	EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	43	0.6
Sensitive Taxa	7	15	0.47
Degradations-Score	24	98	0.24
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.44
Saprobie-Score	96.7	102.5	0.94
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	0.94
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	39	0.66
Sensitive Taxa	7	8	0.88
Degradations-Score	24	50	0.48
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.67
Saprobie-Score	96.7	127.5	0.76
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.76
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	≤ 1	sehr gut (high)	sehr gut (high)
(OB-EQR II/III)	–	–	–
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

5. ERGEBNISSE

Tabelle 5.42: *Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», lotischer Bereich, am 20. September 2008*

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	20. September 2008		
Teillebensraum (TLR)	lotisch-MHS 10		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	2.00		
Innere Differenzierung	EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	43	0.7
Sensitive Taxa	7	15	0.5
Degradations-Score	37	98	0.4
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.5
Saprobie-Score	100.19	102.5	1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	39	0.77
Sensitive Taxa	7	8	0.88
Degradations-Score	37	50	0.74
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.8
Saprobie-Score	100.19	127.5	0.78
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.78
Screening			
(AB-EQR I/II)	–	–	–
(AB-EQR II/III)	< 1	HB	HB
(OB-EQR I/II)	≤ 1	sehr gut (high)	sehr gut (high)
(OB-EQR II/III)	–	–	–
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	HB	HB	HB
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

Tabelle 5.43: Screening-Ergebnis für die «Restwasserstrecke Tattendorf», Gesamte Ergebnisse, am 20. September 2008

Abschnitt	Triesting bei Tattendorf		
Untersuchungsstelle (UST)	RQ Tattendorf		
Gewässer	Triesting		
Datum von	20. September 2008		
Teillebensraum (TLR)	Gesamt-MHS 20		
Bioregionen	FH-Östliche Flach- und Hügelländer (13)		
Grundzustand	2.00		
Innere Differenzierung	EZ-KI 2		
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	–		
Metriken (EQR I/II) «noch sehr guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	38	43	0.9
Sensitive Taxa	10	15	0.7
Degradations-Score	35	98	0.4
Screening-(AB-EQR I/II)	–	–	0.6
Saprobie-Score	99.63	103	1
Screening-(OB-EQR I/II)	–	–	1
Metriken (EQR II/III) «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	38	39	0.97
Sensitive Taxa	10	8	1.25
Degradations-Score	35	50	0.7
Screening-(AB-EQR II/III)	–	–	0.97
Saprobie-Score	99.63	127.5	0.78
Screening-(OB-EQR II/III)	–	–	0.78
Screening			
(AB-EQR I/II)	< 1	gut (good)	gut (good)
(AB-EQR II/III)	≥ 1	gut (good)	gut (good)
(OB-EQR I/II)	≤ 1	sehr gut (high)	sehr gut (high)
(OB-EQR II/III)	–	–	–
Reduktionen (K.O.-Kriterium)	–	–	–
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	gut (good)	gut (good)	gut (good)
AB ... Allgemeine Belastung	OB ... Organische Belastung		
EQR ... Ecological Quality Ratio	HB ... Handlungsbedarf		

6. Diskussion

6.1 Artenspektrum und Aspekte der makrozoobenthischen Besiedlung

6.1.1 Jahreszeitliche Verteilung

Der Lebenszyklus vieler Makrozoobenthos–Arten, vor allem der Insekten, teilt sich grundsätzlich in ein Larvenstadium, das an den aquatischen Lebensraum gebunden ist, und in das Adultstadium, das im terrestrischen Terrain stattfindet. Einige bestimmte Gruppen, zum Beispiel die Wasserkäfer der Familie Elmidae, verbringen den gesamten Zyklus in der aquatischen Phase.

Im Großen und Ganzen umfasst der Ablauf eines Lebenszyklus drei oder vier Phasen: Ei – Larve – (Puppe) – Imago. Nach der Kopulation kommt es wieder zur Eiablage. Dieser Ablauf ist in der Abb. 6.1 am Beispiel der Ephemeroptera veranschaulicht, wobei die Vertreter dieser Insektenordnung das Stadium der Subimago zwischen dem letztem Larvenstadium (der Nymphe) und dem Adultstadium eingeschoben haben. Weiters wird der saisonale Aspekt der Benthosorganismen anhand der Ephemeroptera erläutert. Die zeitlichen Aspekte der Lebenszyklen von Benthostieren können jedoch sehr unterschiedlich sein. Nach Clifford [1982] sind 60% aller Lebenszyklen der Eintagsfliegen univoltin, d.h. eine Generation pro Jahr, etwa 30% multivoltin, d.h. es gibt mehr als eine Generation pro Jahr, und etwa 4% semivoltin, was bedeutet, dass eine Generation alle 2 oder erst alle 3 Jahre auftaucht. Die restlichen Prozent sind variabel [Bauernfeind und Humpesch, 2001].

Nach Bauernfeind und Humpesch [2001] werden die Lebenszyklen in folgende Typen unterteilt: Univoltin, Multivoltin und Partivoltin (Tabelle 6.1).

Verschiedene Lebenszyklen führen zu (art–) spezifischen Zeitoptima. Durch diese jahreszeitliche Verteilung entstehen arteigene Präsenz–/ Absenzquoten. Um eine kurzweilige Artabsenz nicht falsch zu interpretieren, ist dieser Aspekt in der Screening–Methode (Screening–Taxa, Sensitive Taxa, Degradationsscore, Saprobiescore) berücksichtigt.

Als typische Sommerart ist *Leuctra geniculata* nur in den Besammlungen vom 30. Mai, 10. Juni und 27. Juli aufgetreten. Je niedriger das Bestimmungsniveau, desto öfter tauchen zu höheren taxonomischen Einheiten zusammengefasste Organismengruppen auf, weil einzelne Arten dieser Gruppe im saisonalen Verlauf abwechselnd präsent sind.

So wurden etwa auf dem Bestimmungsniveau der Ordnungen die Oligochaeta und Coleoptera in allen Beprobungen nachgewiesen. Sie waren zu jeder Zeit in verschiedensten Entwicklungsstadien präsent. *Caenidae spp.* und *Baetidae spp.* im Larvenstadium und *Hydrachnidia*

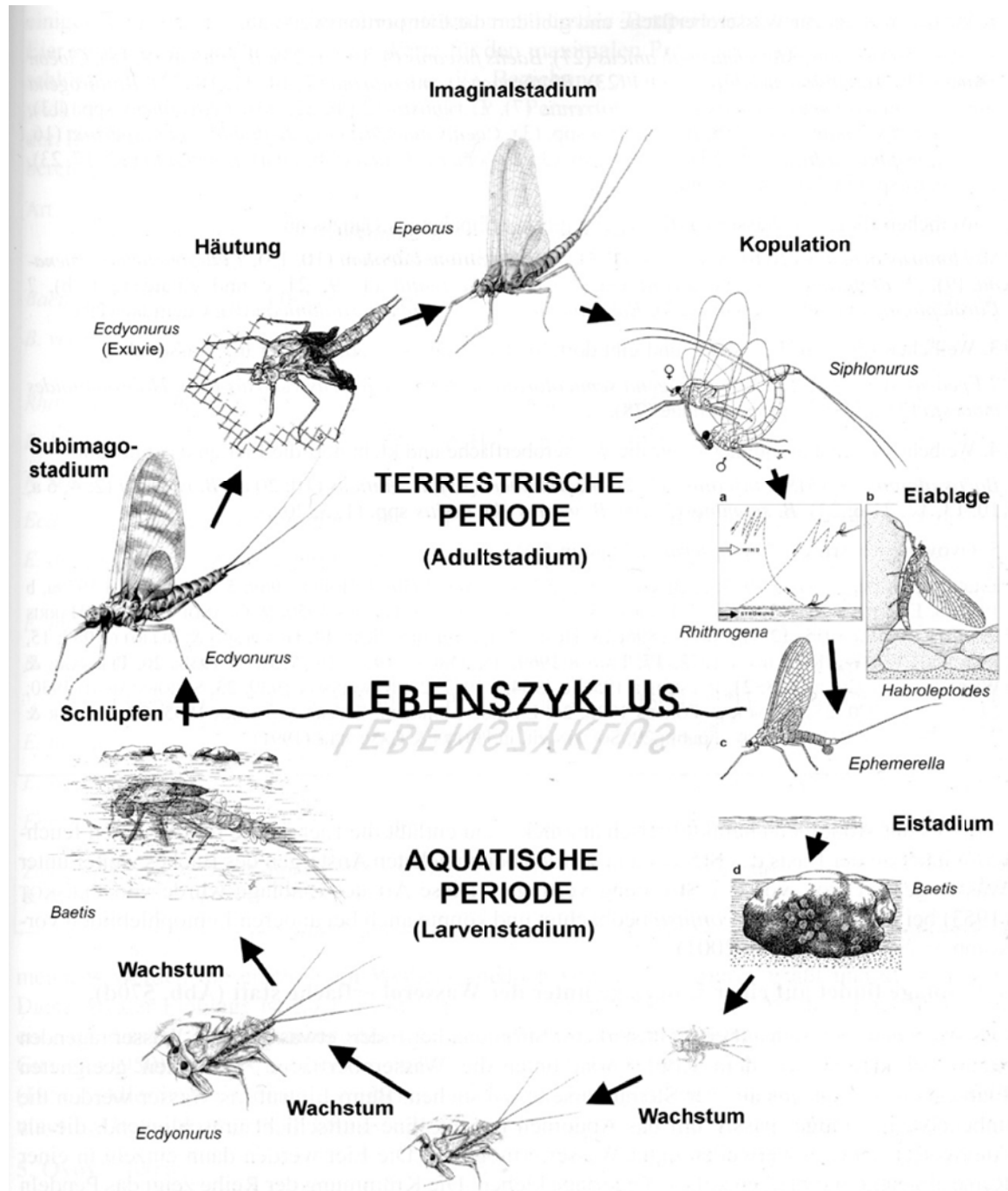


Abbildung 6.1: Der Lebenszyklus der Makrozoobenthostiere am Beispiel der Ephemeroptera ([Bauernfeind und Humpesch, 2001])

Tabelle 6.1: *Typen von Lebenszyklen* ([Bauernfeind und Humpesch, 2001])

Univoltin	Uw = einjähriger Zyklus; die Population überwintert im Larvenstadium (z.B. <i>Rhithrogena semicolorata</i> , <i>Paraleptophlebia submarginata</i> , <i>Ephemerella major</i>)
	Us = einjähriger Zyklus; Schlüpfen aus dem Ei und Larvenwachstum im Sommer. Die Population überwintert im Eistadium (z.B. <i>Rhithrogena landai</i> , <i>Caenis lactea</i> , <i>Ephemerella ignita</i> , <i>Leuctra geniculata</i>)
	Us–Uw = einjähriger Zyklus, der größere Teil der neuen Generation überwintert im Eistadium, der kleinere Teil im Larvenstadium (z.B. <i>Rhithrogena alpestris</i>)
Multivoltin	MB = 2 Zyklen pro Jahr: MBss = bivoltiner Sommerzyklus, die Population überwintert im Eistadium. MBws = bivoltiner Winter- und Sommerzyklus. (z.B. MBws <i>Baetis muticus</i> , MBss <i>Baetis scambus</i>)
Partivoltin	2Y = eine Generation in 2 oder mehreren Jahren. (z.B. <i>Ephemera danica</i>)

Gen. sp. im adulten Stadium waren auch in jeder Probe vorhanden. Weiter kann eine konstante Präsenz durch eine lange Lebensdauer von Einzeltieren erklärt werden: manche Coleoptera weisen eine Lebensdauer von bis zu mehreren Jahren auf [Jungwirth et al., 2003].

Taxa mit Dauerstadien sind in den Proben nicht präsent. Gewisse, in der Triesting eher seltene Arten (Tabelle 6.2), sind nur in einer Probe der Restwasserstrecke bei Tattendorf gefunden worden:

Tabelle 6.2: *Seltene Taxa–Arten in der Triesting*

<i>Brachycentropus montanus</i>	am 20. September 2008 (5 Individuen/m ²)
<i>Philopotamus sp.</i>	am 20. September 2008 (5 Individuen/m ²)
<i>Dryopidae Gen. Sp.</i>	am 20. September 2008 (6 Individuen/m ²)
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	am 26. April 2008 (5 Individuen/m ²)
<i>Nemoura sp.</i>	am 11. Jänner 2008 (2 Individuen/m ²)
<i>Turbellaria Gen. Sp.</i>	am 11. Jänner 2008 (1 Individuum/m ² , VD Trumau)

In Tabelle 6.3 sind jene Taxa aufgelistet, die ihren Lebenszyklus in einem bestimmten Zeitraum abschließen und nur in einem bestimmten Beprobungszeitraum nachgewiesen werden konnten.

Aus der Tabelle 6.4 lässt sich ablesen, dass einige Taxa nur in bestimmten Gewässerabschnitten vorkommen.

Dass Makrozoobenthostiere zeitlich versetzte Lebenszyklen haben, ist in den Taxasummenkurven der Abb. 6.2, 6.3 und 6.4 veranschaulicht: in den Abbildungen erfolgt ein kon-

Tabelle 6.3: *Taxa mit abgeschlossenem Lebenszyklus in der Triesting*

<i>Nemouridae spp.</i>	am 11. Jänner RQ Tattendorf und 25. März Volldotation
<i>Nematoda Gen. Sp.</i>	am 11. Jänner RQ Trumau und RQ Tattendorf
<i>Ephemerella major</i>	am 25. März und 26. April im RQ Tattendorf
<i>Ephemerella ignita</i>	erst ab April in allen US, ab 25. März schon in RQ Tattendorf

Tabelle 6.4: *Taxa mit eingeschränktem Vorkommen im Untersuchungsgebiet*

Nur in bestimmtem Teillebensraum vorkommende Taxa		
Capniidae	RQ Tattendorf	30. Mai, 20. September
<i>Physella acuta</i>	RQ Tattendorf	11. Jänner, 27. Juli, 20. Sept.
<i>Bythinia sp.</i>	RQ Tattendorf	
<i>Valvata piscinalis</i>	RQ Tattendorf	
<i>Pristinella sp./long.</i>	RQ Tattendorf	
<i>Asellus aquaticus</i>	Volldotation Trumau	
Heteroptera	nur RQ Trumau + Tattendorf	
<i>Pristinella sp.</i>	nur RQ Tattendorf	
<i>Ephemerella major</i>	nur RQ Tattendorf	
<i>Stylodrilus spp.</i>		
<i>Bythonomus lemni</i>		
Tubificidae		

tinuierlicher Anstieg der Artenpräsenz im Jahresverlauf. Für die Diplomarbeit ist die Artensaisonalität im Rahmen des Screenings-Bestimmungsniveaus veranschaulicht. Der saisonale Anstieg der Taxanzahl ist in Abb. 6.5 demonstriert. Im Jahresverlauf tritt keine Taxasättigung ein und das deutet auf eine insgesamt hohe Taxazahl und unterschiedliche Saisonalität der Taxa hin.

Die Screening-Taxasummenkurve RQ Tattendorf (Abb. 6.2) lässt erkennen, dass im Jahresverlauf keine Sättigung eintritt, da immer neue Arten hinzutreten und selbst die letzte Probe 6 neue Taxa beinhaltet. Die Gesamtsumme der Screening-Taxa beträgt 65 Taxa. Mit 52 Screening-Taxa bis zum inklusive 30. Mai 2008 sind in der Restwasserstrecke bei Tattendorf annähernd so viele Screening-Taxa pro Untersuchungsstelle aufgetreten wie in der Referenzstrecke bei Trumau.

Auch in der Restwasserstrecke Trumau (Abb. 6.3) treten konstant neue Taxa hinzu, in der letzten Probe sechs neue Taxa. Die Screening-Taxazahl bis zum inklusive 30. Mai erreichte mit 52 den gleichen Wert wie Tattendorf.

In der voll dotierten Referenzstrecke Trumau (Abb. 6.4) erfolgt ebenfalls keine Taxasättigung im Jahresverlauf. Mit 53 Gesamt-taxa bis zum inklusive 30. Mai weist diese Untersuchungsstelle die höchste Screening-Taxazahl auf. Weiters erfolgten durch Mitarbeiter der Arbeitsgruppe «Benthosökologie» zwei Vollanalysen aller Proben des 11. Jänner und der Restwasserstrecke bei Trumau am 26. April 2008. Für diese Taxa ist der Vergleich der Untersuchungsstellen vom 11. Jänner 2008 in Abb. 6.18 zusammengestellt.

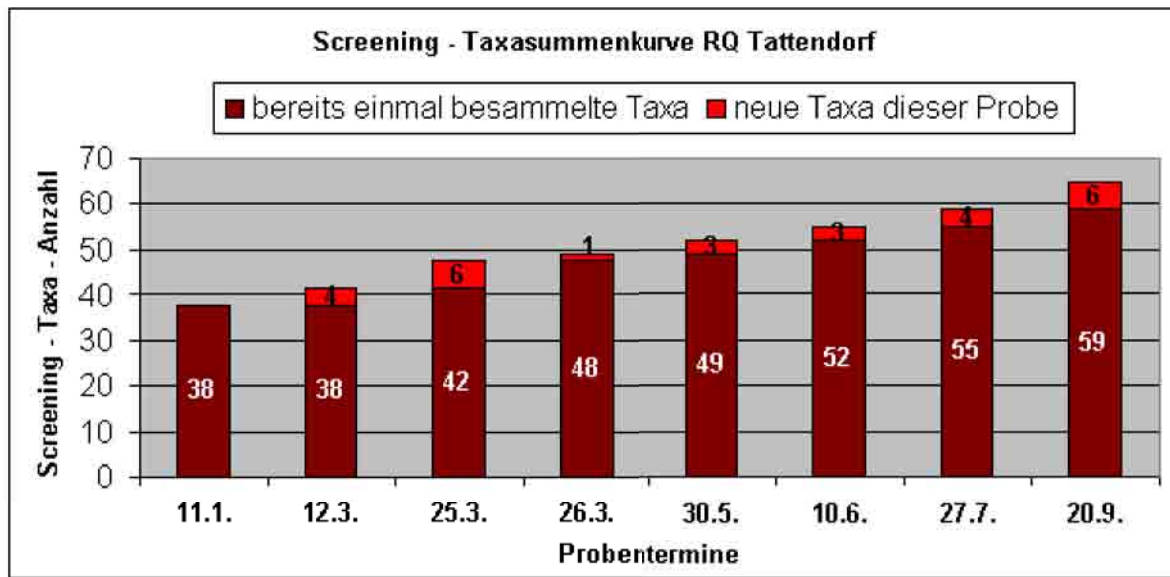


Abbildung 6.2: Screening-Taxa Summenkurve im Jahresverlauf in der Restwasserstrecke bei Tattendorf

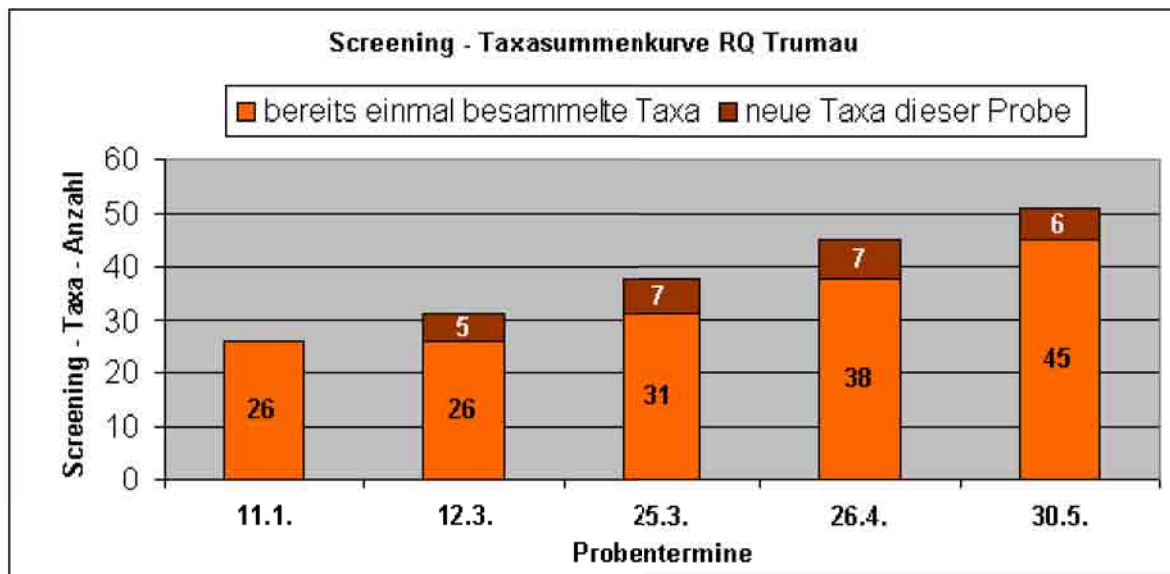


Abbildung 6.3: Screening-Taxa Summenkurve im Jahresverlauf in der Restwasserstrecke bei Trumau

Der Taxa-Vergleich der Vollanalyse am 11. Jänner 2008 (Abb. 6.5) zeigt, dass die Taxaanzahl in der Restwasserstrecke bei Tattendorf mit 81 Taxa fast doppelt so viele Arten aufweist wie die beiden anderen Untersuchungsstellen. Insgesamt wurden am 11. Jänner 2008 an allen drei Untersuchungsstellen 106 Taxa gefunden. Es wurde der Großteil (90%) des Artenspektrums in der Restwasserstrecke bei Tattendorf beprobt.

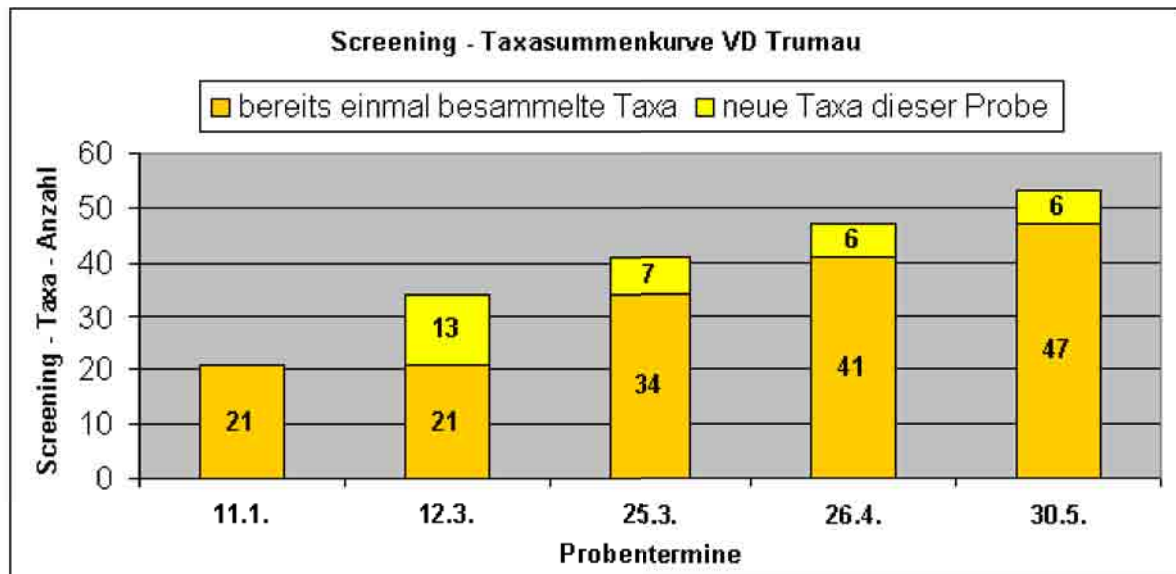


Abbildung 6.4: Screening-Taxa Summenkurve im Jahresverlauf in der voll dotierten Referenzstrecke bei Trumau

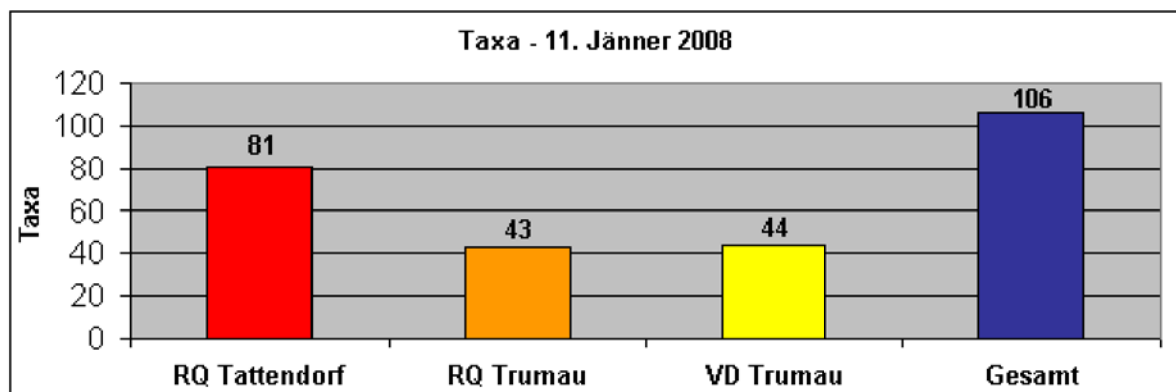


Abbildung 6.5: Taxa-Vergleich Vollanalyse am 11. Jänner 2008 an allen drei Beprobungsstellen RQ Trumau, RQ Tattendorf und Volldotation Trumau, sowie der Gesamttaxazahl aller Untersuchungsstellen vom 11. Jänner 2008

Der Screening-Taxavergleich aller Proben vom 11. Jänner 2008 (Abb. 6.6) zeigt geringere Unterschiede zwischen den Werten sowohl zwischen den Untersuchungsstellen als auch zur Gesamtanzahl im Vergleich zur Detaillierten MZB-Methode, jedoch bleibt der Gesamtrend derselbe: 80% der gesamten Screening-Taxa liegen in der Restwasserstrecke bei Tattendorf. Ursache für die hohen Taxazahlen in der Restwasserstrecke Tattendorf sind die dort zeitweise vorhandenen, naturnahen, hydrologischen Verhältnisse und differenten Strömungsmuster.

Wie aus der Abb. 6.7 ersichtlich, enthält die Taxaliste der Screening-Methode nur knapp ein Drittel aller vorhandenen Taxa.

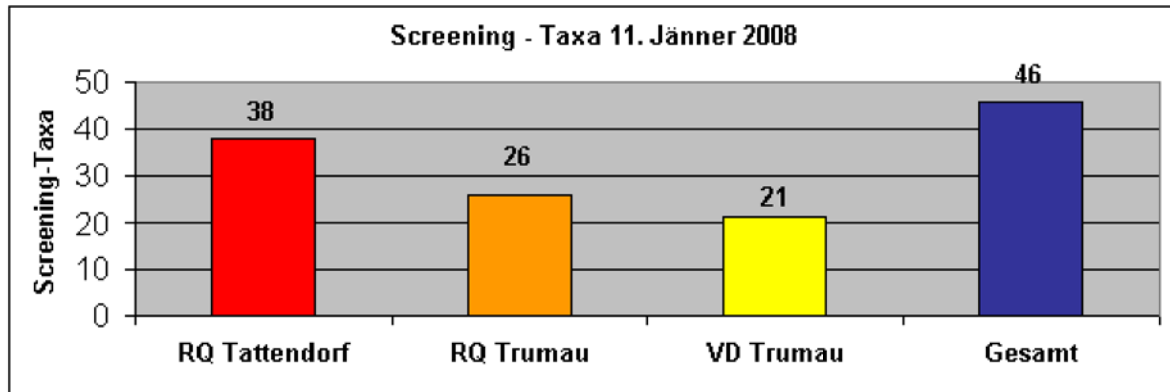


Abbildung 6.6: Screening–Taxavergleich aller Proben vom 11. Jänner 2008. Screening–Taxa getrennt nach Untersuchungsstelle und gesamte Taxa aller Untersuchungsstellen vom 11. Jänner 2008

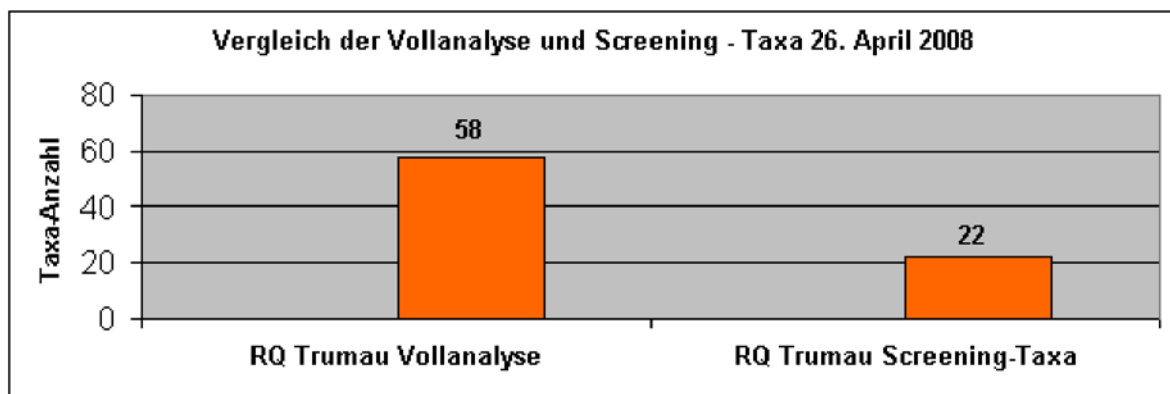


Abbildung 6.7: Vergleich der Taxa–Vollanalyse mit der Screening–Taxazahl vom 26. April 2008 in der Restwasserstrecke Trumau

6.1.2 Diskussion ausgewählter Arten der Triesting

6.1.2.1 Onychogomphus forcipatus

Diese Libellenart ist ein Vertreter der Flussjungfern (Gomphidae) und zählt zu den typischen Flussarten. Vor allem bei sandigem Untergrund, den die Triesting stellenweise aufweist, sind diese stark behaarten Larven (Abb. 6.8) häufig in Flüssen des Metarhithrals bis zum Epipotamal, mit zunehmender Häufigkeit im Längsverlauf, aber auch in der Uferzone, anzutreffen. Die Larven können bis zu 5 Jahre leben und ernähren sich räuberisch. Ein Großteil der Gomphidae–Larven gräbt sich im Sand ein und betreibt Ansitzjagd [Jungwirth et al., 2003]. Diese Larve wurde als einziger Vertreter der Libellen in der Restwasserstrecke bei Trumau bei der Besammlung am 26. April 2008 mit 6 Individuen/ m^2 nachgewiesen. Ihr saprobieller Zeigerwert ist sehr hoch und somit sehr aussagekräftig; der SI beträgt 1.9 [Moog, 2002]. Sie bevorzugt langsam überströmte, sandig–schlammige Flussabschnitte und toleriert auch nied-

rige Sauerstoffgehalte, weil die Larven zur Darmatmung befähigt sind. Diese Lebensraumverhältnisse entsprechen den Bedingungen in der Restwasserstrecke bei Trumau. Durch Hochwasserschutzmaßnahmen, vor allem durch Begradigung und Abflusertüchtigung, sind langsam überströmte, sandig-schlammige Flussabschnitte selten geworden und mit ihnen auch das Vorkommen dieser Taxa. Intakte Tieflandgewässer weisen immer mehrere Libellenarten auf [Jungwirth et al., 2003].



Abbildung 6.8: *Libellenlarve Onychomgomphus forcipatus*

6.1.2.2 *Leuctra geniculata*

Leuctra ist die einzige Gattung der Leuctridae, einer Familie der pflanzenfressenden (Weidengänger, Zerkleinerer, Detritusfresser) Unterordnung Euholognatha (Abb. 6.9). Weltweit sind mehr als 2000 Steinfliegen-Arten bekannt [Graf und Schmidt-Kloiber, 2008]. Der Lebensraum für die Mehrheit der Steinfliegenarten sind sauerstoffreiche und kühle Rhithralgewässer, wie sie in den österreichischen Alpenflüssen zahlreich vertreten sind. Dieses Taxon ist in der biozönotischen Region des Hyporhithrals, Epi- und Metapotamals nachgewiesen und weist einen für diese Insektenordnung hohen Saprobitätsindex von 2 auf [Moog, 2002].

Larven-Vertreter der Leuctridae können aufgrund ihrer schlanken Körperform ins hyporheische Interstitial eindringen. Deswegen gilt ihr verstärktes Auftreten als Indikator für einen gut durchlüfteten Kieslückenraum [Jungwirth et al., 2003].

In den Besammlungen an der Triesting trat diese Art in allen drei Untersuchungsabschnitten am 30. Mai 2008 auf. Am größten war das Vorkommen mit 317 Individuen/m² in der Restwasserstrecke Tattendorf. In den anderen beiden Untersuchungsstellen belief sich die Zahl auf 105 Individuen/m². Infolge der weiteren Beprobung in der Restwasserstrecke bei Tattendorf kam sie hier am 10. Juni 2008 nochmals verstärkt vor.

Die stark behaarte Larve *Leuctra geniculata* wurde als Einzelfund bzw. in geringerer Dichte am 27. Juli bzw. 20. September 2008 nachgewiesen. Sie ist besonders leicht am dicht behaarten und breiten Kopf, v.a. aber an den Fortsätzen an den basalen Antennengliedern erkennbar (Abb. 6.9) und dadurch von den anderen, formähnlichen Familien zu unterscheiden. Diese Art kommt hauptsächlich im Alpenvorland, von Salzburg bis Niederösterreich, und am Alpenostrand vor [Bauernfeind und Humpesch, 2001].



Abbildung 6.9: Larve der *Leuctra geniculata* (Quelle: [Moog und Stubauer, 2007])

Wie die Abb. 6.10 demonstriert, tritt dieses Taxon hauptsächlich in den Sommermonaten auf und wird deswegen als typische Sommerart bezeichnet.

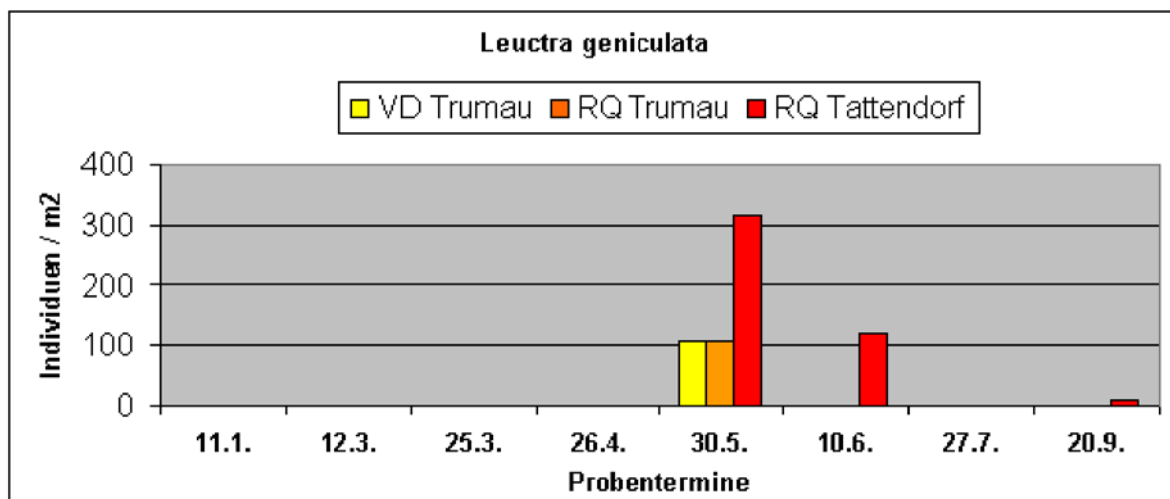


Abbildung 6.10: Vorkommen der *Leuctra geniculata* in den Beprobungen an der Triesting 2008

6.1.2.3 *Ephemerella ignita*

Die Larven der Ephemerellidae, eine Familie der Ephemeroptera, gehören zum Lebensformtyp des «Klettertypes»: diese Larven sind perfekt an ihren Lebensraum angepasst, da sie an die submerse Vegetation gebunden sind und durch die an der dichten Behaarung haften bleibenden Schlammpartikel getarnt werden.

Die Eiablage der Gattung *Ephemerella* erfolgt im Flug: alle Eier werden in einem Ballen als Ganzes ins strömende Wasser abgeworfen, wo sie aufquellen und sich am Substrat festset-

zen. Das Weibchen legt bis zu 1200 Eier, danach stirbt es [Bauernfeind und Humpesch, 2001]. *Ephemerella ignita* hat eine Diapause im Eistadium. Die Larven der Eintagsfliegen ernähren sich rein pflanzlich von Algenaufwuchs, Detritus und Pflanzenteilen [Jungwirth et al., 2003].

Bei 18°C und Kieselalgenahrung beträgt die Wachstumsrate 4.6% der Körperlänge pro Tag, hingegen bei Detritusnahrung nur 1.52% [Bauernfeind und Humpesch, 2001]. Ihr Lebensraum sind Bäche, Flüsse und Seeufer in den Abschnitten obere und untere Forellenregion, Äschenregion und Barbenregion, sowie in Hauptstromen, Augewässern, Uferzonen und Stauen [Bauernfeind und Humpesch, 2001].

Ephemerella ignita wurde in den Besammlungen an der Triesting 2008 ab dem 26. April 2008 in allen drei Untersuchungsstellen nachgewiesen. Die maximale Individuendichte wurde in der Probe der Untersuchungsstelle Restwasserstrecke bei Tattendorf am 30. Mai mit 451 Individuen/m² erreicht. Wie Abb. 6.12 verdeutlicht, wurde mit fortlaufender Beprobung in der Restwasserstrecke Tattendorf bis zum 20. September noch eine abnehmende Individuendichte dieser Taxa nachgewiesen. *Ephemerella ignita* (Abb. 6.11) tritt vorwiegend in den Sommermonaten auf und ist somit eine weitere Sommerart.



Abbildung 6.11: Larve der *Ephemerella ignita*. (Quelle: <http://www.biopix.dk/Temp/JCS/%20Ephemerella/%20ignita/%2039854.jpg>)

Eintagsfliegen sind wichtige aquatische Umweltindikatoren, weil viele Taxa sehr sensitiv auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren [Jungwirth et al., 2003]. *Ephemerella ignita* hat einen saprobiellen Zeigerwert von 2.1.

Der Großteil der Arten fliegt nur zur wärmeren Jahreszeit (*Ephemerella ignita* vorwiegend im Juli–September), aus englischen Gewässern berichtet Kite [1962] die Emergenz von *Ephemerella ignita* im Jänner.

Kommen mehrere Arten einer Gattung in einem Gewässer vor, so treten diese nacheinander auf, ihre Schlüpfmaxima sind zeitlich verschoben. Da Eintagsfliegen sehr empfindlich gegenüber einem niedrigen pH-Wert des Wassers sind, haben saure Fließgewässer eine extrem arme Ephemeropterenfauna. *Ephemerella ignita* kommt in Gewässern mit einem pH-Wert zwischen 5.7 und 7.3 vor [Bauernfeind und Humpesch, 2001].

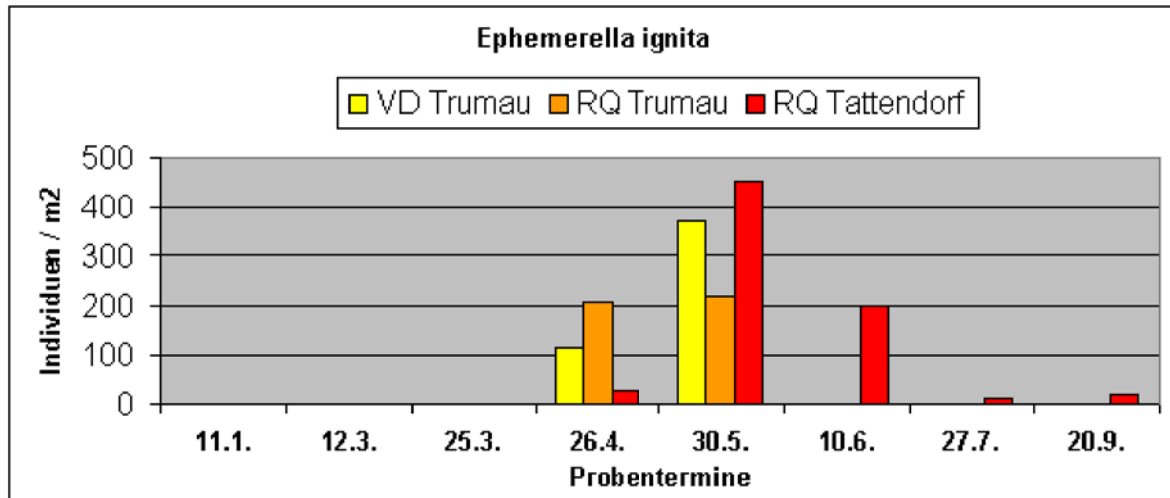


Abbildung 6.12: Vorkommen der *Ephemerella ignita* in den Beprobungen an der Triesting 2008

6.1.2.4 *Ephemerella major*

Die Eintagsfliegenlarve *Ephemerella major* hat ein noch engeres Zeitfenster ihrer Präsenz im Vergleich zu *Ephemerella ignita*. Sie kam nur an zwei Besammlungsterminen, dem 25. März und dem 26. April 2008 an der Triesting vor (Abb. 6.14). Es waren fast immer 10 Individuen/m² in jeder Probe vorhanden. In der Restwasserstrecke bei Tattendorf dürfte die saisonale Entwicklung schon ein wenig früher eingesetzt haben, da bereits am 25. März 2008 10 Larven/m² vorgefunden wurden und am 26. April nur mehr eine. *Ephemerella major* (Abb. 6.13) zählt somit auch zu den typischen Vertretern der Sommerarten. Dieses Taxon zählt genauso zu den Detritusfressern und Weidegängern wie die gattungsverwandte *Ephemerella ignita*. Die Flugzeit von *Ephemerella major* liegt im Mai bis Juni. *Ephemerella major* findet man an Bächen und Flüssen vom Hypokrenal bis zum Epipotamal, jedoch nicht wie die Art *Ephemerella ignita* an Ufern [Bauernfeind und Humpesch, 2001]. Der saprobielle Zeigerwert liegt bei 1.8 [Moog, 2002].



Abbildung 6.13: Larve der *Ephemerella major*. (Quelle: <http://www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserguete/ref/ephmaj.jpg>)

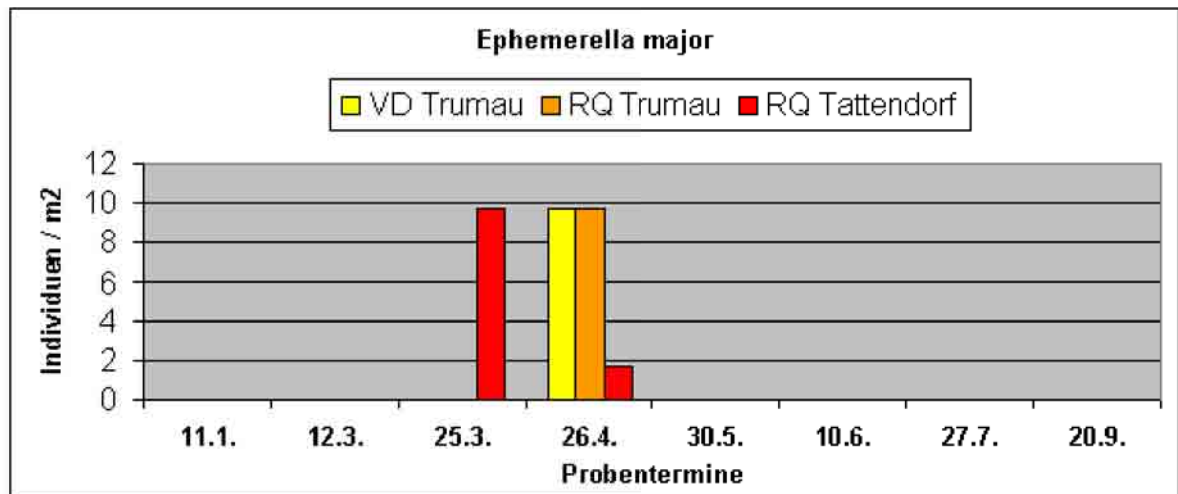


Abbildung 6.14: Vorkommen der *Ephemerella major* in den Beprobungen an der Triesting 2008

6.1.2.5 *Baetis Cloen-Typ*

Die Baetidae, eine weitere Familie der Ephemeroptera, gehören zum Schwimmtyp und können mit ihrer strömungsoptimierten Körperform jedoch auch Bereiche höherer Strömungsgeschwindigkeit aufsuchen. Baetidae (Abb. 6.15) besitzen als einzige Doppelkiemen (Kiemen 1–6) und sind sehr selten. Sie ist nur ein einziges Mal in der Beprobung in der Restwasserstrecke bei Tattendorf vorgekommen.

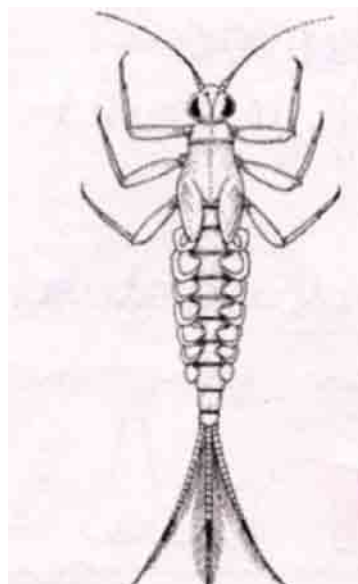


Abbildung 6.15: Larve der *Baetis Cloen-Typ*

6.1.2.6 *Centroptilum*

Ist eine sehr seltene Art der Baetidae, die nur ein einziges Mal in der Probe der Restwasserstrecke bei Tattendorf am 20. September 2008 vorgekommen ist.

6.1.2.7 *Nepa cinerea*

Der Wasserskorpion (Abb. 6.16) zählt zur Familie der Skorpionswanzen, Nepidae, und ist eng mit der Stabwanze verwandt. Charakteristisch ist das 10 mm lange Atemrohr am Abdomenhinterende. Der Wasserskorpion ist grau-braun gefärbt und selten anzutreffen. An dem flachen Abdomen liegen zwei ausgebildete Flügel, die aber nur von wenigen genutzt werden. Die Vorderbeine sind zu Fangbeinen umgebildet, die Hinterbeine dienen zur Fortbewegung. Da ihm aber Schwimmborsten fehlen, ermöglicht ihm eine Luftblase unter den Flügeln eine Fortbewegung an der Wasseroberfläche.

Er bevorzugt langsam fließende, flache und schlammige Gewässer, wo er, auf Wasserpflanzen oder im Schlamm sitzend, seiner Beute auflauert. Zu dieser zählen, Wasserflöhe, Larven, Insekten jeglicher Art sowie Jungfische und Amphibien. Nähert sich die Beute, klappen die Fangbeine schnell aus und fangen diese und halten sie fest, bevor sie angestochen und mit einem Saugrüssel ausgesaugt wird.

Nach der Paarung im Frühjahr legt das Weibchen mehrere Eier ab, die über einige Atemfäden mit der Wasseroberfläche verbunden sind. Von Juli bis August durchlaufen die Larven fünf Stadien, die durch Häutungen getrennt sind. Als Imago überwintert der Wasserskorpion am Gewässergrund. Er wird meist mehrere Jahre alt (www.wikipedia.at).

Dieses Taxon wurde nur einmal an der Triesting, bei der Beprobung am 27. Juli 2008, in der Uferzone der Restwasserstrecke bei Tattendorf gefunden.



Abbildung 6.16: *Nepa cinerea*. (Quelle: <http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/e/e4/Nepa.cinerea.jpg>)

6.1.2.8 *Calopteryx splendens*

Eine Zeigerart für intakte Ufervegetation des Meta-/ Hyporhithrals ist die Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) (Abb. 6.17), da die Larven gerne in den Wurzelbärten von Ufergehölzen

verweilen. Sie wird im unteren Hyporhithral (Triesting bei Tattendorf) und Übergang zum Epipotamal allmählich von der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) abgelöst [Jungwirth et al., 2003]. Bei den Beprobungen am 10. Juni und 27. Juli wurden beide Arten im Uferbereich der Restwasserstrecke bei Tattendorf angetroffen.

Vertreter der Flussjungfern (Gomphidae) sind u.a. typisch für langsam überströmte, sandige Gewässer, weil sich die meisten der stark behaarten Larven in den Sand eingraben und Ansitzjagd betreiben. Intakte Tieflandgewässer weisen mehr als 10 verschiedene, konstant vorhandene, Libellenarten auf [Jungwirth et al., 2003]. Zwei Larven der Gomphidae (*Onychogomphus forcipatus*) wurden in der Probe vom 26. April 2008 in der Restwasserstrecke bei Trumau gefunden.

Die Gebänderte Prachtlibelle gehört zur Familie der Prachtlibellen Calopterygidae und gehören damit zu den größten mitteleuropäischen Kleinlibellen. Adulttiere besitzen einen metallisch glänzenden Körper, die Flügel der Männchen zeigen einen blauschwarzen, metallischen Streifen.



Abbildung 6.17: *Calopteryx splendens* (Quelle: http://de.wikipedia.org/wiki/Gebänderte_Prachtlibelle)

Die Flügel der Weibchen sind grün, ihre Körper glänzen metallisch grün bis bronzefarben. Ihnen fehlt ein Flügelmal. Diese Libellenart ist in Europa, außer auf der Iberischen Halbinsel, weit verbreitet und kommt bis 60° nördlicher Breite vor. Im Flachland geht sie lokal zurück; sie wird in vier Bundesländern Österreichs als «potentiell gefährdet» oder «gefährdet» auf der Roten Liste eingestuft. Der Weltbestand wird von der IUCN 2009 der Roten Liste gefährdeter Arten als «ungefährdet» eingestuft (<http://www.iucnredlist.org/>). In Deutschland steht sie unter Naturschutz.

Die Männchen sind stark territorial. Ein Revier ist im Durchschnitt etwa 3 m lang und gut einen Meter breit, bei hohen Individuendichten auch nur wenige Dezimeter.

Calopteryx splendens benötigt kleinere Flüsse, langsam fließende Wasserläufe mit viel überschwemmter Krautvegetation und ausreichender Sonneneinstrahlung. Für eine optimale Entwicklung sollte die sommerliche Wassertemperatur 18–24°C betragen. Die Eier werden auf schwimmenden Wasserpflanzenblättern abgelegt. Die Larvenentwicklung ist an Unterwasservegetation oder Ufervegetation gebunden, beträgt je nach Bedingungen ein (warme Tieflandbäche) oder zwei Jahre (kühle Bergbäche) und zieht sich über 10–12 Stadien. Das

Larvenstadium der Libellen ist am Beispiel der *Onychogomphus forcipatus* beschrieben, die ebenfalls eine Ansitzjagd betreibt und etwa Chironomidae, Simuliidae und Gammaridae mit einem speziellen Fangschlag erbeutet. Das Schlüpfen (Imaginalhäutung) vollzieht sich in der Uferkrautvegetation, den Höhepunkt erreicht die Schlüpfperiode im Juni. Die Hauptflugzeit dauert von Mitte Mai bis Ende August. Die Larven und Imagines sind auf sehr nährstoffreiches Wasser angewiesen. Die Präsenz dieser Libellenlarve zeugt von einer intakten, krautigen Uferzone (Abb. 6.17). Verschmutzung, Kanalisierung sowie Begradigungen, Verrohrungen und Aufstauungen gefährden die Lebensräume dieser Libellenart [Maibach, 2000].

6.2 Der Einfluss von Hochwässern auf die Benthosfauna

6.2.1 Individuenzahlen

Wie in der Abb. 6.18 ersichtlich, ist die Individuendichte nach einem Hochwasserereignis in den Gewässerabschnitten «Volldotation Trumau» und «Restwasserstrecke Tattendorf» im Vergleich zur Referenzsituation vor einem Hochwasser (wie z.B. am 12. März 2008) deutlich niedriger. Dabei sind die Schwankungen in der Volldotationsstrecke bei Trumau geringer als in den beiden Restwasserstrecken.

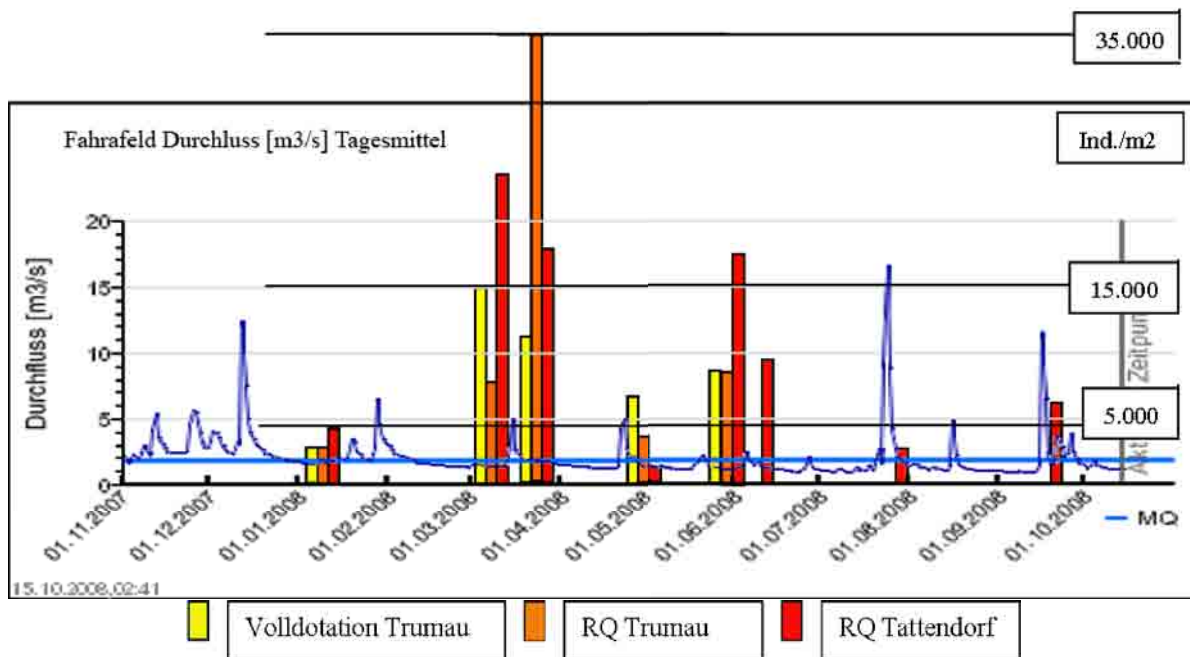


Abbildung 6.18: Individuenzahlen aller Besammlungen an der Triesting 2008

Massenvorkommen von Oligochaeta (12. und 25. März 2008 25.000 Individuen/m²) lassen die Vermutung zu, dass die Vertreter dieser Gruppe in tieferen Sedimentschichten den Hochwasserdurchgang unbeschadet überstanden haben könnten. Aufgrund ihrer schlanken Gestalt ist es für Oligochaeta und auch Chironomidae (zweitstärkste Individuendichte, bis

3888 Individuen/ m^2 am 25. März 2008) leicht, in tiefer liegende Sedimentschichten vorzudringen. Die Dominanz der Oligochaeta in den Proben ist in Abb. 6.19 dargestellt.

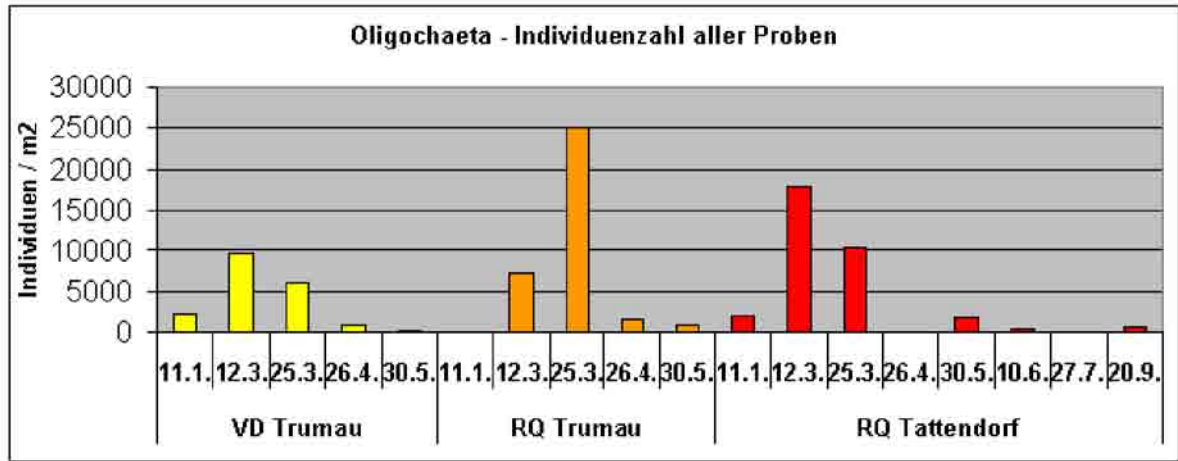


Abbildung 6.19: Anzahl der Oligochaeta aller Besammlungen an der Triesting, 2008

Die Abnahme der Individuenanzahl korreliert mit der Stärke eines Hochwassers. Wie in der Abflussgrafik 2008 (Abb. 4.14) erkennbar, war das größte Hochwasser kurz vor der Beprobung am 27. Juli 2008. In der Grafik mit den Individuenzahlen ist die größte Abnahme an Individuen am 27. Juli 2008 in der Restwasserstrecke bei Tattendorf zu erkennen. Das zweitstärkste Hochwasser in der Besammlungszeit, kurz vor dem 20. September 2008, wies noch über 2 Wochen andauernde Abflusswerte von über $2m^3/s$ auf, was ebenfalls zu einer deutlichen Reduzierung der Individuenmasse/ m^2 in der Restwasserstrecke bei Tattendorf führte. Da beide Besammlungen 3 bis 4 Tage nach einem Abflusswert $>MQ$ stattgefunden haben, sind diese Ergebnisse direkt vergleichbar.

Obwohl das vorangegangene Hochwasser an beiden Beprobungen Ende März und Ende April das gleiche Ausmaß hatte, sind die Ergebnisse unterschiedlich. Dies liegt wohl am unterschiedlichen Beprobungszeitpunkt. Am 25. März wurde zehn Tage nach dem Hochwasser gesammelt, am 26. April lag das Hochwasser nur 3 Tage zurück. Deswegen ist hier die Individuendichte geringer.

Die Abhängigkeit der Individuendichte und der Biomasse vom Abstand des Beprobungszeitpunktes nach den Hochwasserdurchgängen ist in den Abb. 6.20 und Abb. 6.21 dargestellt.

Abb. 6.20 und Abb. 6.21 zeigen, dass die Ergebnisse der Proben vom Abstand des Beprobungszeitpunktes nach einem Hochwasserdurchgang abhängig sind. Je näher der Korrelationskoeffizient R^2 bei 1 liegt, desto größer ist der Zusammenhang beider Variablen. Bei der Biomasse beträgt R^2 0.72, wie die Abb. 6.20 zeigt. Das bedeutet, dass ein Zusammenhang zwischen der Biomasse und dem Beprobungszeitpunkt vorhanden ist. Die lineare Abhängigkeit der Variablen wäre genauso signifikant wie bei der Individuenanzahl, wenn der Ausreißerwert von der Probe am 10. Juni den R^2 nicht auf 0.72 absenken würde, weil die Biomasse für den frühen Zeitpunkt nach einem Hochwasser mit $15.3 g/m^2$ sehr hoch ist.

Die Größe der Biomasse und Individuenanzahl hängen davon ab, am wievielten Tag nach einem Hochwasser gesammelt wurde. Mit zunehmender Zeit nach einem Hochwasser nehmen

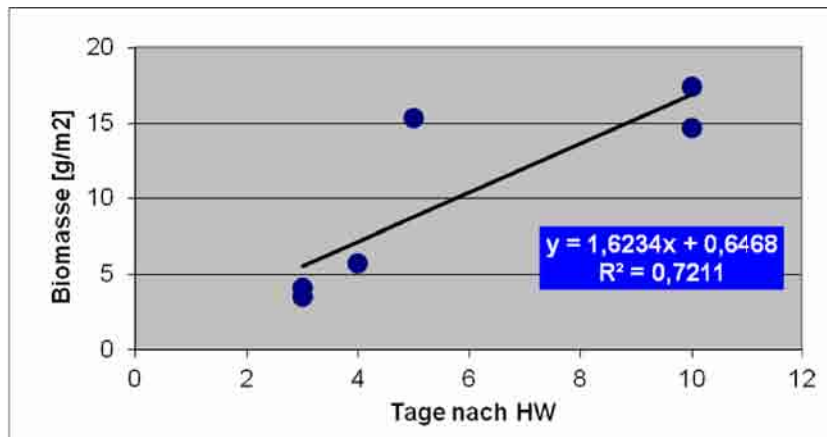


Abbildung 6.20: MZB-Biomasse in Abhängigkeit des Besammlungszeitpunktes nach Hochwasserdurchgängen

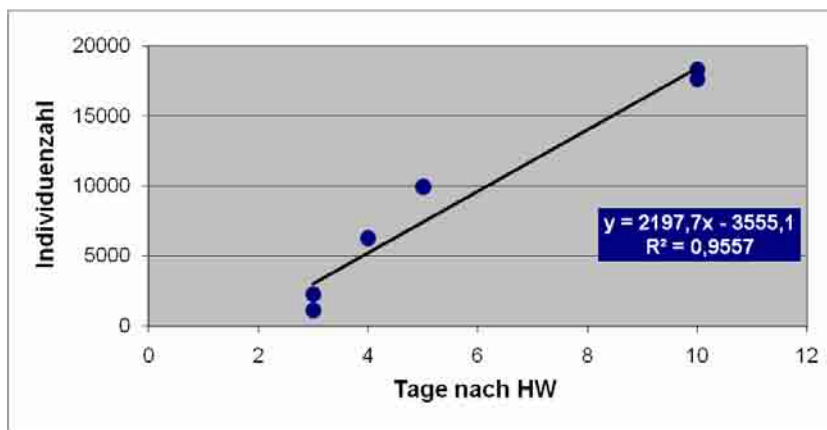


Abbildung 6.21: Individuenzahl Makrozoobenthos in Abhängigkeit des Besammlungszeitpunktes nach Hochwasserdurchgängen

Biomasse und Individuenanzahl zu. Je knapper nach einem Hochwasser gesammelt wurde, desto niedriger sind Biomasse und Individuenanzahl. R^2 beträgt bei der Individuenanzahl 0.96 und symbolisiert einen signifikanten, linearen Zusammenhang zwischen dem Beprobungszeitpunkt und der Individuenanzahl (Abb. 6.21). Diese Abhängigkeit wird durch die Regressionsgerade y verdeutlicht.

Die Besammlungen am 30. Mai und 10. Juni in der Restwasserstrecke bei Tattendorf fanden nach kleinen Hochwässern, jedoch in zeitlich sehr kurzen Abständen statt. Die Individuendichte am 10. Juni nahm fast um die Hälfte im Vergleich zu jener vom 30. Mai 2008 ab und um 61% verglichen mit dem Referenzwert vom 12. März 2008. Die hohe Biomasse und die geringe Individuendichte am 10. Juni lassen die Vermutung zu, dass wenige, große (adulte) Tiere das Hochwasser unbeschadet überstanden haben oder im Zuge des Hochwasserdurchganges eingeschwemmt wurden. Die Individuendichte am 30. Mai ist um 26% kleiner als der Referenzwert. Das erlaubt die Schlussfolgerung, dass mehrere kleine, aufeinanderfolgende

Hochwässer die Individuendichte des Makrozoobenthos beeinflussen.

Da am 11. Jänner 2008 ein Hochwasser einer Schneeschmelze die niedrigen Werte der Makrozoobenthosdichten erklären und den natürlichen Referenzzustand einem Hochwasser verfälscht haben könnte, wird der 11. Jänner 2008 nicht als Referenzzustand herangezogen. Es werden als Referenzwert für die Individuendichte vor einem Hochwasser die Werte vom 12. März 2008 genommen. Diese liegen zeitlich näher zum Untersuchungszeitraum und berücksichtigen die Individuenanzahlen hinsichtlich des Zeitpunktes des Lebenszyklus am besten.

In der Praxis bestätigt diese Beobachtung die Tatsache, dass die Individuendichte starken natürlichen Schwankungen ausgesetzt ist, und die Abundanzen in der österreichischen Bewertungsmethode nicht als Absolutwert in Bewertungen des ökologischen Zustandes (z. B. als Metriken) herangezogen werden [Ofenböck et al., 2008].

6.2.2 Biomasse

In Abb. 6.22 ist die Skala des Durchflusses [m^3/s] mit der Skala für die Biomasse [g/m^2] identisch.

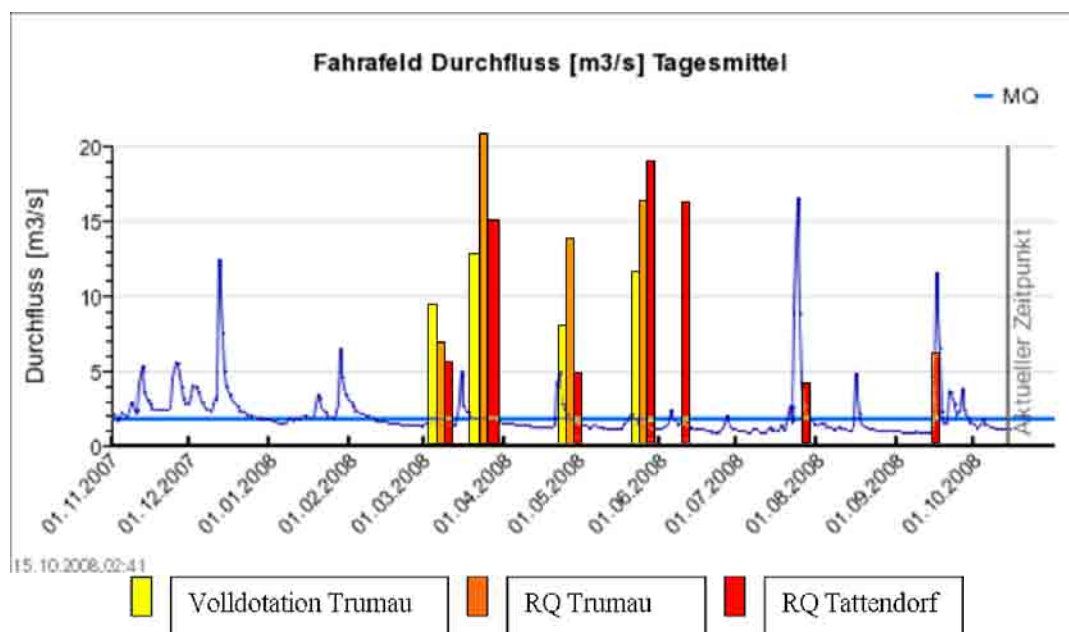


Abbildung 6.22: MZB-Biomasse aller Beprobungsstellen an der Triesting 2008

Als Referenzwert gelten die Biomassedaten von der Besammlung am 12. März 2008 vor einem Hochwasser. Diese Werte sind dem Untersuchungszeitraum und dem damit verbundenen Zeitpunkt des Lebenszyklus näher. Wie in der Grafik (Abb. 6.22) deutlich erkennbar, ist die Biomasse (g/m^2) im Vergleich zur Ausgangssituation vor einem Hochwasser (Referenzwert 12. März 2008) nach einem schwachen Hochwasserereignis erhöht, nach einem starken Hochwasserdurchgang (27. Juli 2008) reduziert. Verglichen mit der Individuengrafik lässt es darauf schließen, dass v.a. kleine, junge und leichte Individuen durch ein Hochwasser eliminiert wurden und ältere, große und schwere Organismen das Hochwasser überlebten.

Die Besammlungen an allen Untersuchungsstellen zeigen den gleichen Trend. In der Volldotationsstrecke sind die Schwankungen ausgeglichener, weil eine ausreichende Wassermenge Hochwasserdurchgänge besser abpuffern kann. In den Restwasserstrecken nimmt die Biomasse bis auf ein Fünffaches des Referenzwertes zu.

Die Stärke eines Hochwassers korreliert auch mit der Biomasse. Wie aus Abb. 6.22 ersichtlich, bewirkte das größte Hochwasser (Beprobung am 27. Juli 2008) den größten Biomasseverlust in der Restwasserstrecke bei Tattendorf. Das zweitstärkste Hochwasser in der Beprobungszeit, kurz vor dem 20. September 2008, führte ebenfalls zur deutlichen Reduzierung der Biomasse in der Restwasserstrecke bei Tattendorf.

Der Biomasseeinbruch am 26. April tritt an allen Untersuchungsstellen auf und ist, wie die Individuenanzahl, mit dem unterschiedlichen Beprobungszeitpunkt nach einem Hochwasser zu erklären.

In der Restwasserstrecke bei Tattendorf sind die größten Biomasseschwankungen zu verzeichnen.

In der Volldotationsstrecke bei Trumau sind durch Hochwasserereignisse keine signifikanten Einbrüche in der Biomasse des Makrozoobenthos erkennbar. Sie schwanken von 33% (Abnahme) bis zu 66% (Zunahme) im Vergleich zum Referenzwert.

6.2.3 Taxazahlen

Abb. 6.23 zeigt, dass sich die Hochwasserdurchgänge an den Taxa-Zahlen geringer auswirken als auf die Biomasse und die Individuen-Zahlen.

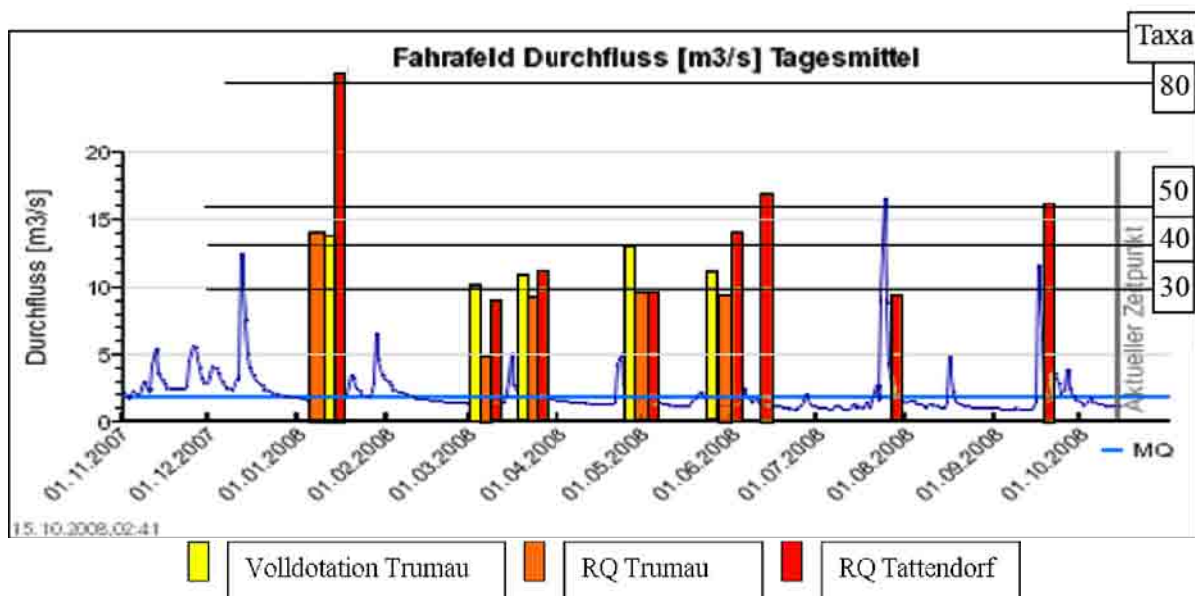


Abbildung 6.23: Screening-Taxa aller Beprobungen an der Triesting 2008

Die Taxa-Schwankungen nach Hochwasserereignissen untereinander und bezüglich des Referenzwertes sind geringer als die Wertdifferenzen zwischen den Individuen-Zahlen.

Die Taxa-Werte vom 11. Jänner 2008 sind, gegenüber den niedrigen Werten für Biomasse und Individuen-Zahl, höher und werden als Referenzwert verwendet. Es liegt die Annahme nahe, dass die Taxa-Zahlen gegenüber natürlichen Schwankungen am stabilsten sind.

Auch hier bewirkt das stärkste Hochwasser vom 27. Juli den stärksten Einbruch. Kleinere Hochwässer, wie die vom 30. Mai 2008 und 10. Juni 2008 wirken sich weniger stark auf die Taxa-Zahl aus: Die Taxa-Zahlen sind indirekt proportional zur Hochwasserstärke.

Es sind immer mindestens 30 Taxa vorhanden. In Bezug auf den saisonalen Aspekt kann man sagen, dass alle Taxa etwa gleich resistent gegenüber Hochwasserdurchgängen sind.

Ursache für den außerordentlich hohen Taxa-Wert der Referenzprobe vom 11. Jänner 2008 ist eine von Institutsmitarbeitern der Arbeitsgruppe «Makrozoobenthos» durchgeführte Vollanalyse, deren Ergebnis daher nicht mit den Screening-Proben verglichen werden kann.

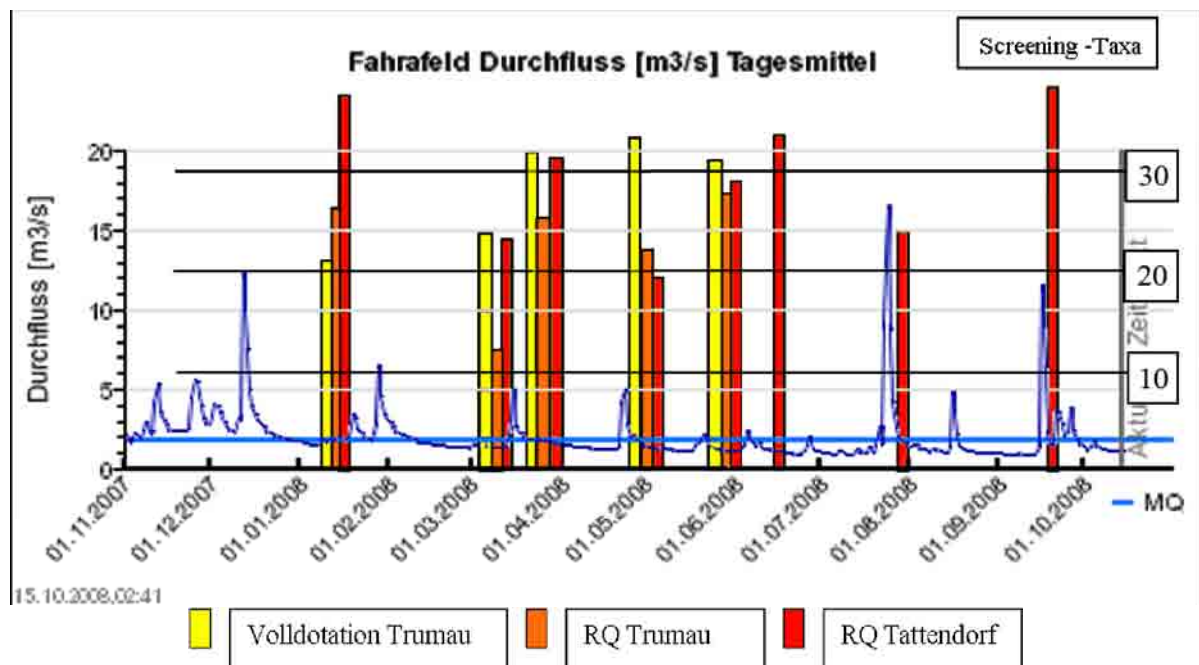


Abbildung 6.24: Screening-Taxa aller Beprobungen an der Triesting 2008

Die Signifikanz der Aussage über die Taxazahlen wird auch durch die Screening-Taxa bestätigt. Wie Abb. 6.24 zeigt, liegen die Werte bei den Screening-Taxa etwas unter 30, sind jedoch annähernd ergebniskonform mit der vorigen Grafik über die Taxa.

6.3 Aspekte der Gewässergüte (Screening-Methode)

6.3.1 Screening

Seit der Übernahme der WRRL in das österreichische Wasserrecht werden in der Screening-Methode, ehemals Modul 1, nicht mehr nur die saprobiellen Aspekte berücksichtigt, sondern es wurden für die Bewertung der «Organischen Belastung» folgende neue Bewertungskriterien hinzugefügt:

- «Anzahl der Screening–Taxa»
- «Anzahl der sensitiven Taxa»
- «Degradationsscore»

Das MHS–Prinzip ist für die Screening–Methode und die Detaillierte MZB–Methode anzuwenden. Die Screening–Methode dient der orientierenden Abschätzung der ökologischen Zustandsklasse der im Freiland bestimmbaren Taxa (Screening–Taxa) und erfolgt in zwei äquivalenten Auswertungsschritten:

1. «Screening–Allgemeine Belastung» und
2. «Screening–Organische Belastung»

Die Bewertungsschiene «Allgemeine Belastung» erfolgt über «Saprobie–Score».

Die Auswertung jeder dieser 3 Kriterien erfolgt über Tabellen, die Grenzwerte (GW) für einen «sehr guten» und «guten ökologischen Zustand», bezogen auf den Fließgewässertyp, anzeigen. In einem weiteren gemeinsamen Auswertungsschritt erhält man das Ergebnis der «Allgemeinen Belastung» [Ofenböck et al., 2008].

6.3.2 Screening–Taxa

Die Anzahl der Screening–Taxa soll die Artenvielfalt einer Untersuchungsstelle charakterisieren. Als Auswertungsbasis wird die Liste der Screening–Taxa herangezogen. Die «Anzahl der Screening–Taxa» ist die Summe der an einer Untersuchungsstelle gefundenen Screening–Taxa und wird als Basis zur Berechnung des «Screening–Allgemeine Belastung» verwendet [Ofenböck et al., 2008].

Da die Bioregionen für die Bewertung zu heterogene Arten aufweisen, werden saprobielle Grundzustände sowie Kriterien der «inneren Differenzierung» [Stubauer und Moog, 2003] zur weiteren Differenzierung der Bioregionen herangezogen. Für den Fließgewässertyp werden somit die Bioregion und der saprobielle Grundzustand verwendet. Alle Gewässerabschnitte an der Triesting gehören demselben Fließgewässertyp an. Für manche Tieflandflüsse (Östliche Flach– und Hügelländer) gelten unterschiedliche Grundzustände für Sommer und Winter. Es werden die Winterwerte für die Gewässertypifizierung herangezogen, gerechnet wird für Proben im Sommer jedoch mit dem saprobiellen GZ–Wert für den Sommer. Dieser beträgt für die Triesting 2.00. Der saprobielle Grundzustand für alle Ökoregionen und Bioregionen ist in Tabelle 4.29 ablesbar. Für alle Untersuchungsabschnitte der Triesting beträgt dieser 1.75. Aufgrund der Beprobungen nach dem 21. Juni in der Restwasserstrecke bei Tattendorf wird für diese Untersuchungsstelle der saprobielle Grundzustand 2.00 verwendet.

Tabelle 6.5 zeigt die Untergrenzen der Anzahl der Screening–Taxa, die gerade noch die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II gewährleisten; festgelegt für den jeweiligen Fließgewässertyp (Kombination aus Bioregion (FH bezeichnet die Bioregion der Östlichen Flach– und Hügelländer), saprobieller Grundzustand (dieser beträgt für alle Untersuchungsabschnitte der Triesting 1.75), optional Seehöhenklasse, Einzugsgebietsklasse für die «innere Differenzierung»); «–» signalisiert, dass der Metric für diesen Fließgewässertyp nicht in die Berechnung eingeht [Ofenböck et al., 2008].

Tabelle 6.5: Erforderliche Anzahl der Screening-Taxa für die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II

Bioregion Fluss- abschnitt	Sap. Grund- zustand	Innere Diff.	GW Screening-Taxa	
			noch (sehr guter Zustand)	noch (guter Zustand)
FH	1.50	EZ-KI 0	–	–
FH	1.50	EZ-KI 1+2	46	31
FH	1.75	EZ-KI 1	–	–
FH	1.75	EZ-KI 2	58	39
FH	1.75	EZ-KI 3	50	40

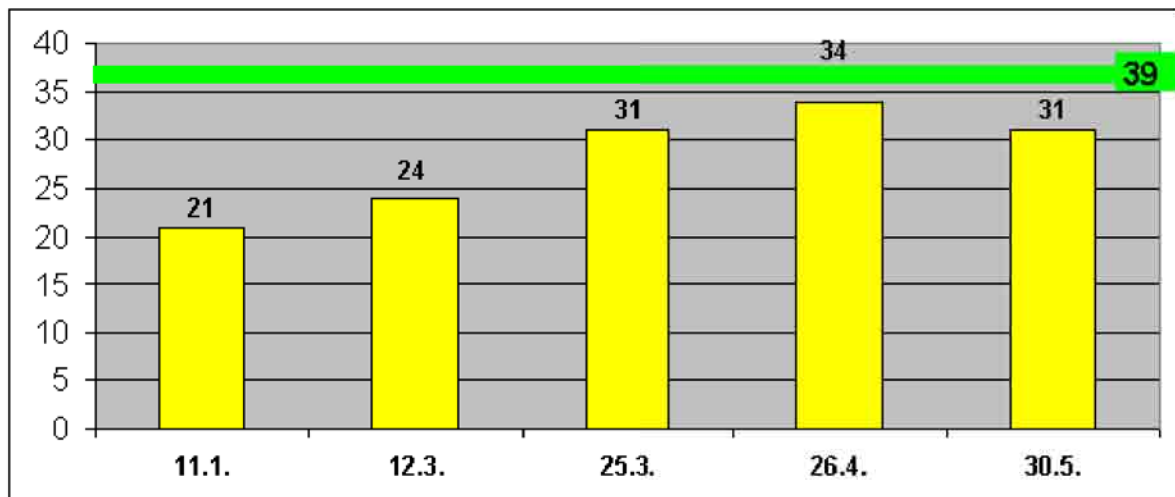


Abbildung 6.25: Ergebnis Screening-Taxa im Untersuchungsabschnitt Volldotation Trumau, Screening-Score ist 39

Wie aus Abb. 6.25 ersichtlich, wird der erwartete Wert «expected Taxa 39», der für eine Ausweisung als «guter» ökologischer Zustand erforderlich ist, nicht erreicht.

Die Artenvielfalt ist zu gering. Somit besteht im Hinblick auf diesen Bewertungsschritt für diesen Gewässerabschnitt ökologisch gesehen ein «Handlungsbedarf».

Abb. 6.26 zeigt, dass auch in der Restwasserstrecke bei Trumau der Referenzwert für die Anzahl der Screening-Taxa nicht erreicht wird. Die Artenanzahl bleibt noch deutlich unter dem Mindestwert für den «guten» ökologischen Zustand als in der Referenzstrecke. Auch hier besteht demnach «Handlungsbedarf».

In der Restwasserstrecke bei Tattendorf (Abb. 6.27) wird der Screening-Score von 32 in 40% der Fälle erreicht. Weiters lässt sich in dieser Abbildung erkennen, dass die Werte zwischendurch unter den Score fallen und zwischen 19 bis 29 schwanken. Die Werte sind grenzwertig und nahe dem «guten» ökologischen Zustand. Durch die natürlichen Schwankungen erfolgt eine Bewertung mit «Handlungsbedarf».

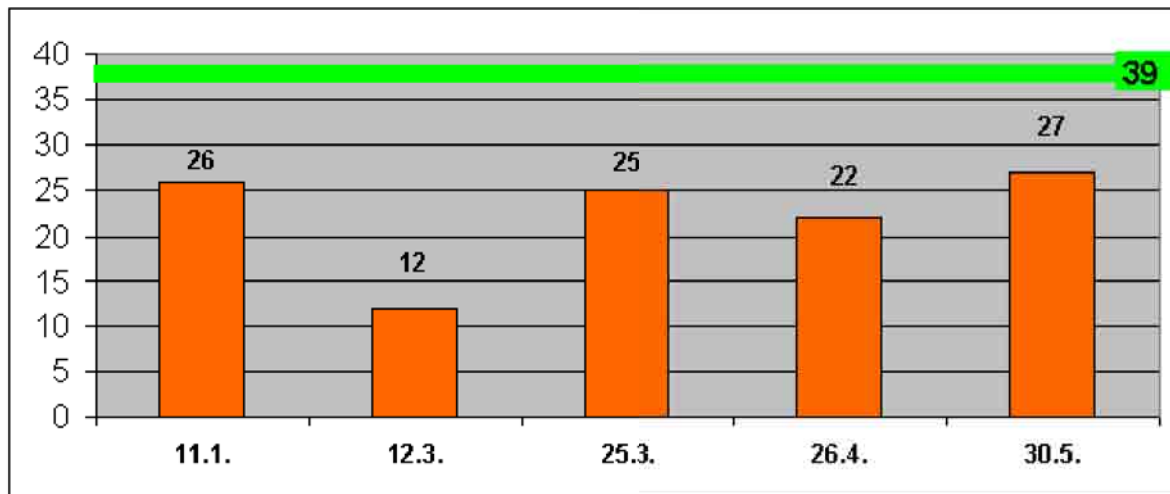


Abbildung 6.26: Ergebnis Screening-Taxa im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke Trumau, Screening-Score ist 39

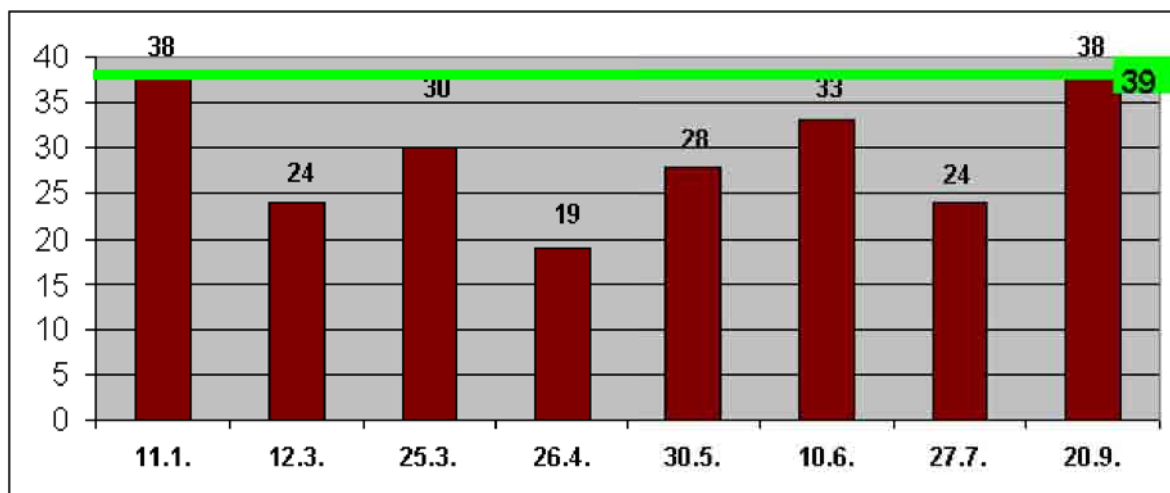


Abbildung 6.27: Ergebnis Screening-Taxa im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke Tatendorf, Screening-Referenzwert ist 39

6.3.3 Sensitive Taxa

Als sensitive Taxa gelten Organismen, die als intolerant gegenüber Umweltfaktoren bekannt sind. Diese wurden von Experten nach folgenden Kriterien ausgewählt: Sie müssen stenök sein (enger Optimal-Bereich gegenüber Umweltfaktoren) und in bekannter und vorhersagbarer Weise sensibel auf Umweltveränderungen physikalischer, chemischer und hydromorphologischer Natur reagieren, indem sie in ihrer Individuenzahl abnehmen oder ganz verschwinden. Von insgesamt 287 im Freiland bestimmbaren Taxa wurden von Ofenböck et al. [2008] 109 als sensitiv eingestuft. Die Tabelle der sensitiven Taxa ist im Anhang (Abb. 9.3) aufge-

6. DISKUSSION

listet. Aufgrund faunistischer Unterschiede in den einzelnen Öko- und Bioregionen, legen auch hier fließgewässertypische Klassengrenzen den «sehr guten» oder «guten» ökologischen Zustand fest. Tabelle 6.6 veranschaulicht die Untergrenzen der Anzahl Sensitiver Taxa, die gerade noch eine Einstufung in die ökologische Zustandsklasse I und II erlauben; festgelegt für den jeweiligen Fließgewässertyp (Kombination aus Bioregion, saprob. Grundzustand, optional Seehöhenklasse und Einzugsgebietsklasse [Ofenböck et al., 2008]).

Tabelle 6.6: *Erforderliche Anzahl der Sensitiven-Taxa, für die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II*

Bioregion Fluss- abschnitt	Sap. Grund- zustand	Innere Diff.	GW Sensitive-Taxa	
			noch (sehr guter Zustand)	noch (guter Zustand)
FH	1.50	EZ-KI 0	14	8
FH	1.50	EZ-KI 1+2	19	8
FH	1.75	EZ-KI 1	16	8
FH	1.75	EZ-KI 2	18	8
FH	1.75	EZ-KI 3	17	8

Abb. 6.28 zeigt, dass in der Volldotationsstrecke Trumau bei jedem Probesternin der Sensitive-Score von 8 erreicht wurde, da mindestens 8 und mehr Sensitive Taxa gefunden worden sind. Somit ist aus diesem Gesichtspunkt der «gute» ökologische Zustand für diesen Gewässerabschnitt erreicht.

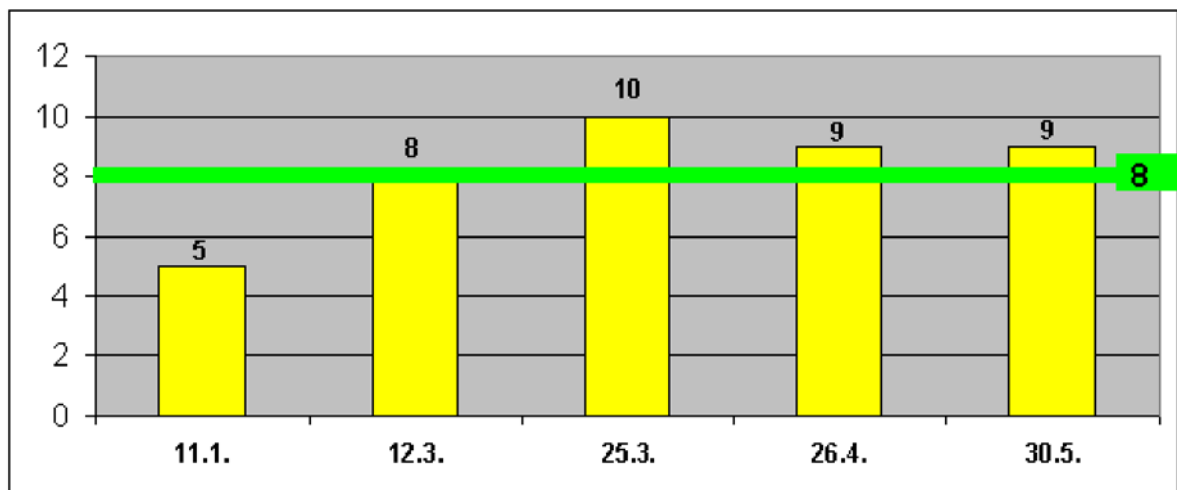


Abbildung 6.28: *Ergebnis Sensitive Taxa im Untersuchungsabschnitt Referenzstrecke bei Trumau, Sensitive-Score ist 8*

In der Restwasserstrecke bei Trumau (Abb. 6.29) wurde nur bei zwei von vier Besammlungen die Mindestanzahl des Sensitive-Score von 8 und damit der «gute» ökologische Zustand erreicht. Aufgrund der Schwankungen im Bereich von 2 bis 6 besteht «Handlungsbedarf».

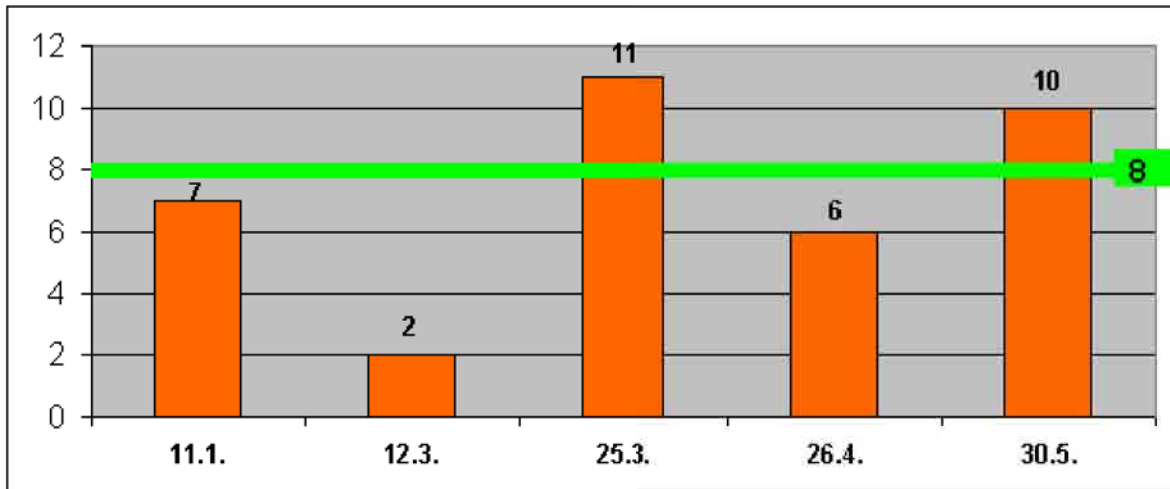


Abbildung 6.29: Ergebnis Sensitive Taxa im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke bei Trumau, Sensitive-Score ist 8

In der Restwasserstrecke bei Tattendorf (Abb. 6.30) wurde fast immer (mit Ausnahme am 12. März) der «gute» ökologische Zustand durch Vorhandensein von mindestens acht sensiblen Taxa in der MHS-Probe gesichert. Am 25. März 2008 wurden 12 sensitive Taxa in der Probe gefunden, sodass der ökologische Zustand zu diesem Zeitpunkt fast «sehr gut» war. Das niedrigste Ergebnis der Sensitive Taxa mit einem Wert von 5 trat bei der Besammlung am 12. März 2008 auf.

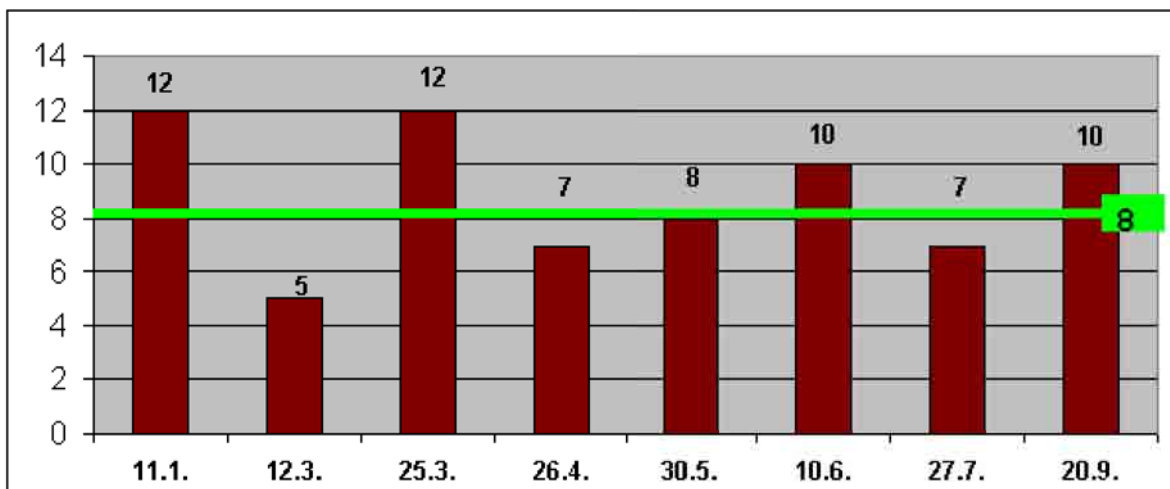


Abbildung 6.30: Ergebnis Sensitive Taxa im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke bei Tattendorf, Sensitive-Score ist 8

6.3.4 Degradationsscore

Der Degradationsscore soll mithilfe der im Freiland bestimmbaren MZB-Organismen Strukturdefizite an Gewässern aufzeigen. Beobachtetes Auftreten, Stetigkeit des Vorkommens sowie Häufigkeit der MZB-Taxa in unterschiedlich beeinträchtigten US-Stellen werden ausgewertet und mit Werten von –5 bis +5 versehen. Hohe positive Punkte erhalten Taxa, die sich vorzugsweise in Referenzstellen und Stellen mit «gutem» Zustand aufhalten, negative Werte werden jenen Taxa zugeteilt, die bevorzugt an stark beeinträchtigten Stellen zu finden sind. Taxa ohne erkennbare Präferenz oder zu geringer Frequenz erhalten den Wert Null.

«Der Degradationsscore wird durch einfaches Aufsummieren der Einstufungen der einzelnen Arten errechnet. Ergibt der Degradationsscore einen Wert unter Null, so wird er auf Null gesetzt. Die Bioregionen werden einem der drei Degradationsscores zugeordnet (Alpen-Index, Mittelgebirgs-Index und Vorländer-Index, siehe Anhang 9.2–9.6)» [Ofenböck et al., 2008].

Analog zur «Anzahl Screening-Taxa» und «Anzahl sensitive Taxa» werden auch hier die Klassengrenzen des Degradationsscores für den «sehr guten» und den «guten» ökologischen Zustand fließgewässertypisch festgelegt und in Tabelle 6.7 dargestellt.

Tabelle 6.7: Grenzwerte des Degradations-Scores für die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II

Bioregion Fluss- abschnitt	Sap. Grund- zustand	Innere Diff.	GW Degradations-Score	
			noch (sehr guter Zustand)	noch (guter Zustand)
FH	1.75	EZ-Kl 1	91	35
FH	1.75	EZ-Kl 2	110	50
FH	1.75	EZ-Kl 3	116	50

Tabelle 6.7 demonstriert die Untergrenze des Degradationsscores, die gerade noch eine Einstufung in die ökologische Zustandsklasse I und II erlaubt, festgelegt für den jeweiligen Fließgewässertyp (Kombination aus Bioregion, sap. Grundzustand, optional Seehöhenklasse, Einzugsgebietsklasse, [Ofenböck et al., 2008]).

Abb. 6.31 zeigt, dass die Werte in der voll dotierten Referenzstrecke Trumau unter dem Degradationsscore von 50 und folglich noch im «guten» ökologischen Zustand liegen.

In der Restwasserstrecke Trumau sind größere Schwankungen im Degradationsscore-Ergebnis zu erkennen, was auf unterschiedlich schwere Strukturdefizite schließen lässt. Da die Ergebniswerte unter dem Höchstwert von 50 liegen (Abb. 6.32), kann ein «guter» ökologischer Zustand erreicht werden.

Abb. 6.33 zeigt, dass die Struktursituation in der Restwasserstrecke bei Tattendorf etwas ausgeglichener ist als an den anderen beiden US-Stellen: ein Mindestmaß an Strukturangebot ist vorhanden, der Grenzwert für den «guten» ökologischen Zustand wird nur zwei Mal erreicht.

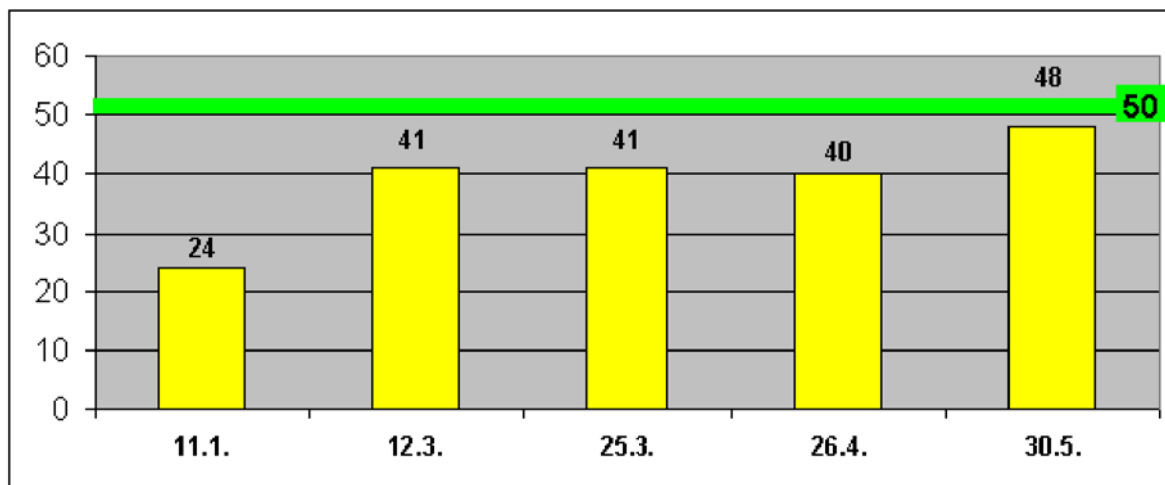


Abbildung 6.31: Ergebnis Degradationsscore im Untersuchungsabschnitt Referenzstrecke Trumau, Degradations-Score ist 50

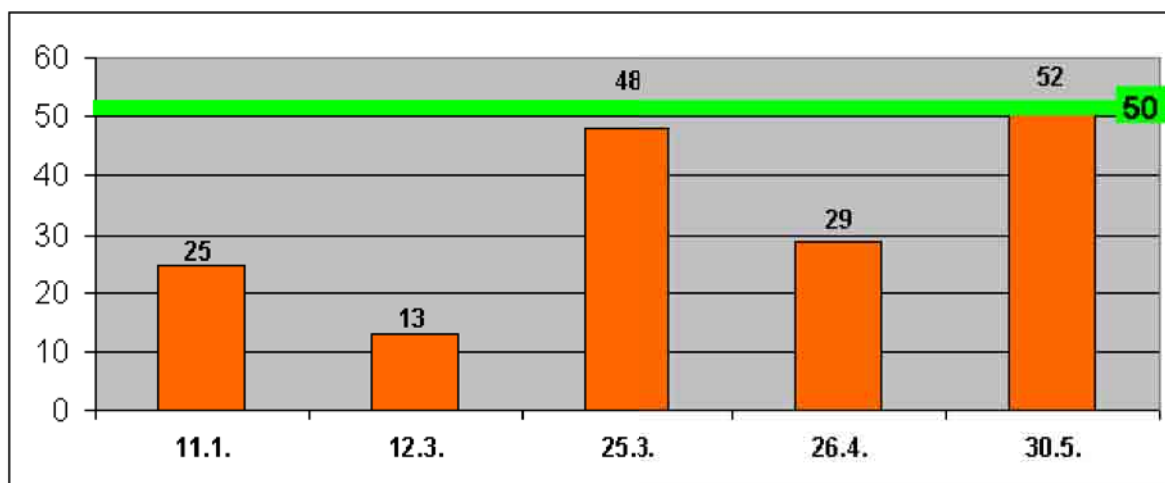


Abbildung 6.32: Ergebnis Degradationsscore im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke Trumau, Degradations-Score ist 50

6.3.5 Saprobiescore

Der «Saprobie-Score» wird als eigenständiges Modul («Screening-Organische Belastung») für die Bewertung des ökologischen Zustandes hinzugezogen. Diese Vorgangsweise erlaubt neben der Abschätzung des ökologischen Zustandes auch die traditionelle Diskussion des Aspektes der organischen Belastung. Der Saprobie-Score gibt Aufschluss über die saprobielle Toleranz eines Organismus. Der Saprobie-Score der einzelnen Taxa reicht von 0 (keine saprobielle Toleranz) bis 200 (hohe saprobielle Toleranz). Der Scorewert steigt mit zunehmender Toleranz gegenüber saprobieller Belastung an. Für 196 von insgesamt 287 im Freiland bestimmbare Taxa konnte ein Saprobie-Score vergeben werden. Die meisten Taxa sind als Indi-

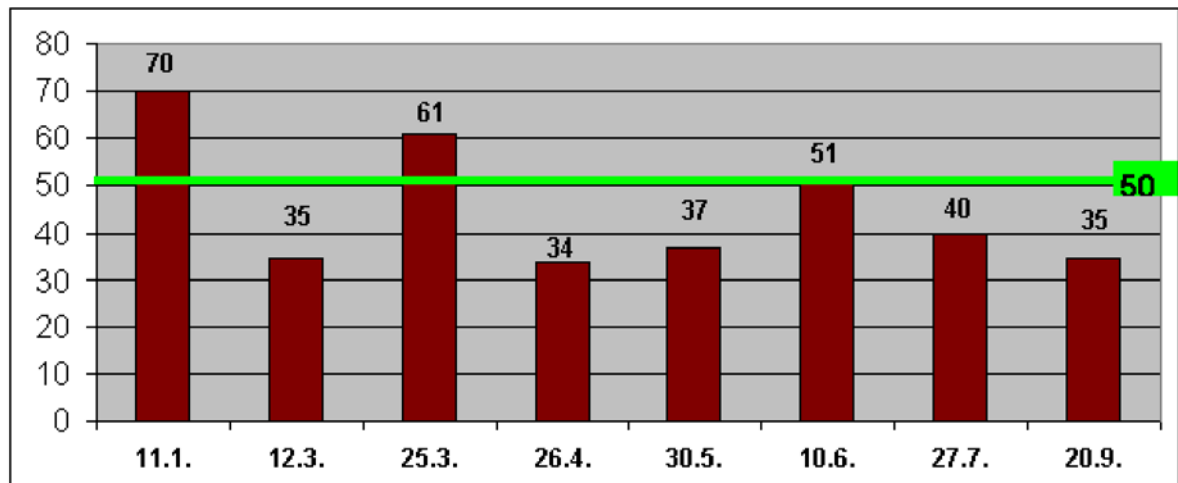


Abbildung 6.33: Ergebnis Degradationsscore im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke Tattendorf, Degradations-Score ist 50

katoren für die traditionellen Güteklassen I, I-II, II und II-III eingestuft, da mit zunehmender saprobieller Belastung die Anzahl toleranter Arten stark abnimmt. Darüber hinaus stehen nur wenige saprobionte Taxa zur Verfügung, da Oligochaeta und Chironomidae im Freiland nicht näher bestimmbar sind [Ofenböck et al., 2008]. Die Klassengrenzen für den «sehr guten» und «guten» ökologischen Zustand erhält man anhand des saprobiellen Grundzustandes (Tabelle 4.29).

Tabelle 6.8 zeigt die Untergrenze des Saprobie-Scores in Abhängigkeit vom saprobiellen Grundzustand, die gerade noch eine Einstufung in die ökologische Zustandsklasse I und II erlaubt [Ofenböck et al., 2008].

Tabelle 6.8: Grenzwerte des Saprobie-Scores für die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II

Sap. Grund- zustand	GW Saprobie-Scores	
	(noch sehr guter Zustand)	(noch guter Zustand)
1.25	62.5	92
1.50	70.5	100
1.75	83.5	115
FH	102.5	127.5

Alle Gewässerabschnitte an der Triesting gehören demselben Fließgewässertyp an, jedoch wird, aufgrund der Besammlungstermine im Sommer, für den Untersuchungsabschnitt Restwasser bei Tattendorf der Sommerwert 2.00 für den saprobiellen Grundzustand herangezogen.

Der Saprobie-Score bezeichnet in der voll dotierten Referenzstrecke bei Trumau einen Bereich zwischen 90 und 102 (Abb. 6.34) und liegt immer unter dem möglichen Maximalwert von 115, der den «guten» ökologischen Zustand begrenzt. Da der Saprobiewert mit zuneh-

mender organischer Belastung steigt, spricht der Wert von 90 für gute organische Verhältnisse, die auch noch Organismen mit hoher Intoleranz gegenüber organischer Belastungen einen Lebensraum bieten.

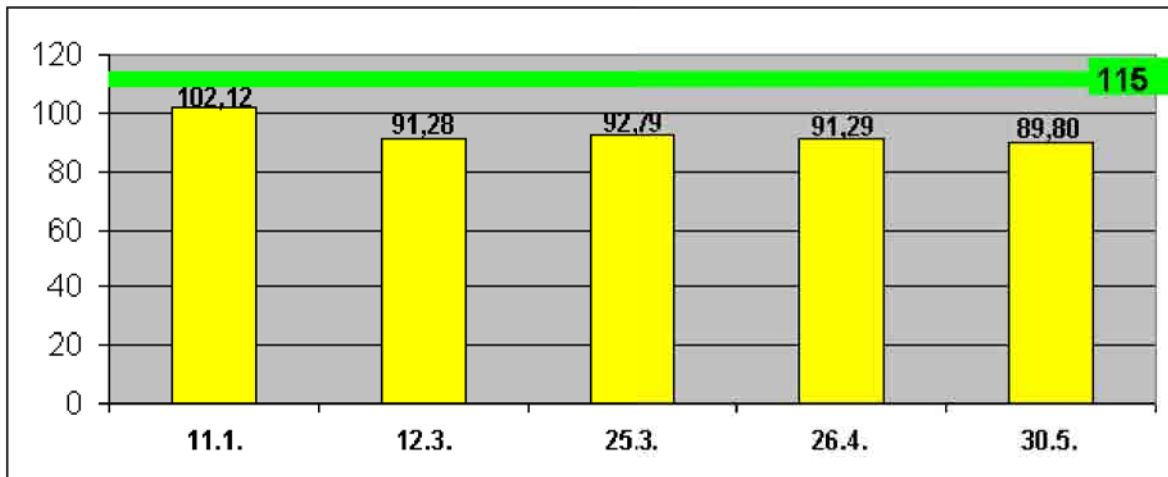


Abbildung 6.34: *Saprobie-Ergebnis im Untersuchungsabschnitt Referenzstrecke Trumau, Saprobie-Score ist 115*

Wie in Abb. 6.35 deutlich erkennbar, erreicht die Referenzstrecke Trumau hinsichtlich der saprobiellen Belastung einen «guten» ökologischen Zustand und damit das gleiche Ergebnis wie in der Referenzstrecke Trumau. Die Werte des Saprobie-Score liegen im Bereich von 87 bis 96.

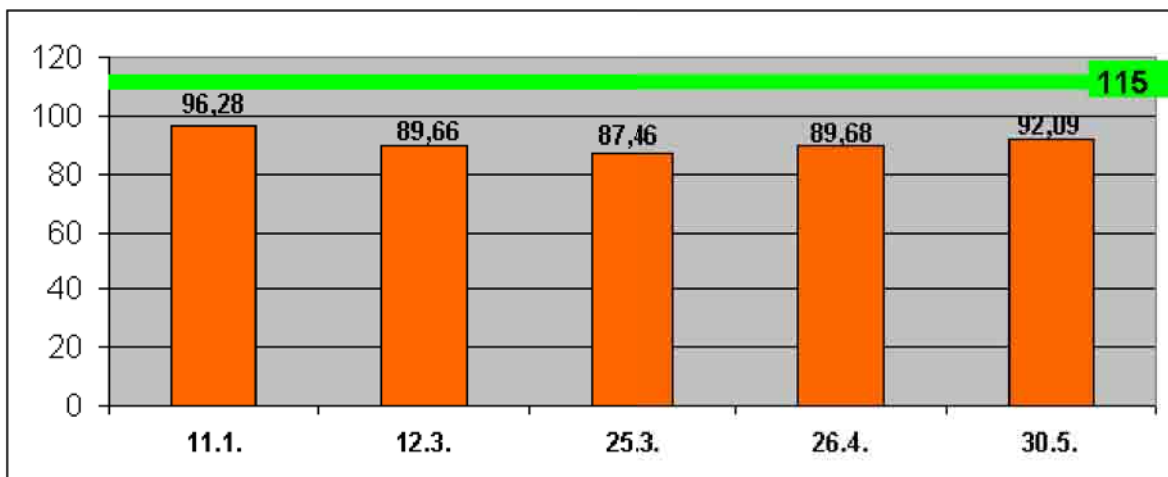


Abbildung 6.35: *Saprobie-Ergebnis im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke Trumau, Saprobie-Score ist 115*

Auch in der Restwasserstrecke Tattendorf (Abb. 6.36) liegen die Saprobie-Scores immer deutlich unter dem Grenzwert von 115 bzw. 127.5, der oberen Klassengrenze des «guten»

ökologischen Zustandes. Die Ergebnisse der Sommerproben vom 27. Juli und 20. September liegen nicht nur innerhalb des guten ökologischen Bereiches, sondern erreichen sogar die «sehr gute» ökologische Zustandsklasse (Obere Klassengrenze ist 102.5). Ein leichter Anstieg des Saprobie–Wertes nach einem Hochwasserereignis (Proben ab dem 25. März 2008) ist dadurch zu erklären, dass mit der Hochwasserwelle auch mehr organische Stoffe transportiert werden, die sich danach absetzen.

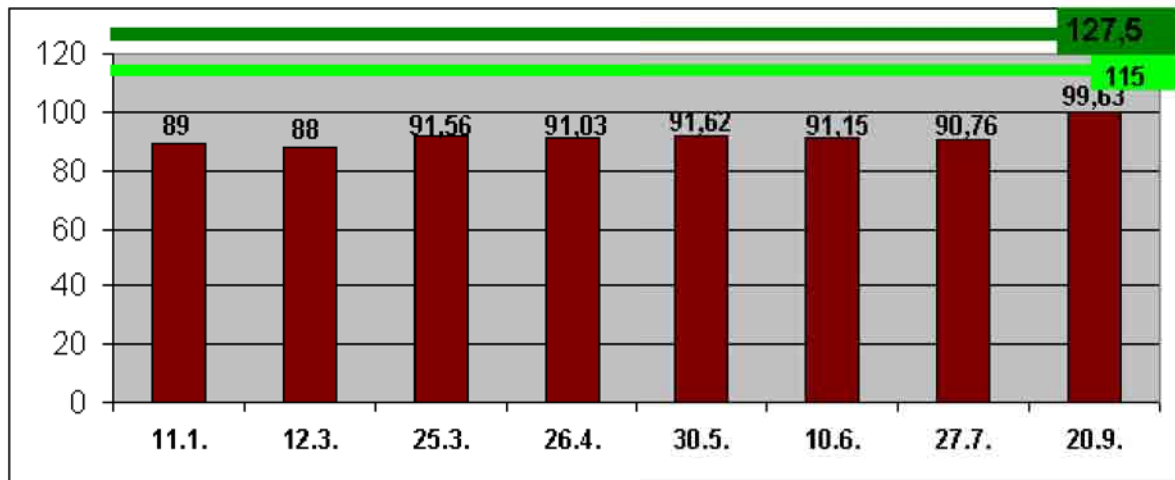


Abbildung 6.36: Saprobie–Ergebnis im Untersuchungsabschnitt Restwasserstrecke Tatten-dorf, Saprobie–Score ist 115, Saprobie–Score mit dem saprobiellen Grundzustand für den Sommer ist 127.5

6.3.6 Gesamtergebnis Screening–Methode

Nachdem alle vier Metriken «Anzahl Screening–Taxa», «Anzahl Sensitive–Taxa», «Degrada-tionsscore» und «Saprobiescore» bestimmt worden sind, werden diese jeweils in einen Einheitswert, den «Ecological Quality Ratio»(EQR) transformiert (Abb. 6.37). Dies ermöglicht eine weitläufige, einheitliche Vorgangsweise und direkte Vergleiche. Der EQR spiegelt das Verhältnis zwischen dem ermittelten Metricwert «Observed value» (Oij) und dem für den Fließgewässertyp erwarteten Leitbildwert «Expected Value» (Eij) wieder [Ofenböck et al., 2008].

Die erwarteten Werte sind in den Tabellen 6.5–6.8 ausgewiesen.

Die Werte für «Screening–Allgemeine Belastung» und «Screening–Organische Belastung» werden gemittelt. Anschließend wird das schlechteste Auswertungsergebnis (worst–case Betrachtung) hinzugezogen und dieses gewertet.

Der EQR nimmt Werte zwischen 0 und 1 an und wird dementsprechend der Kategorie «sehr guter ökologischer Zustand», «guter ökologischer Zustand» oder «Handlungsbedarf» zugeordnet.

Da die WRRL fordert, zukünftig das Hauptaugenmerk nur mehr auf biologische Quali-täts-elemente zu legen, und diese von der Bewertung des Milieuzustandes zu trennen, werden

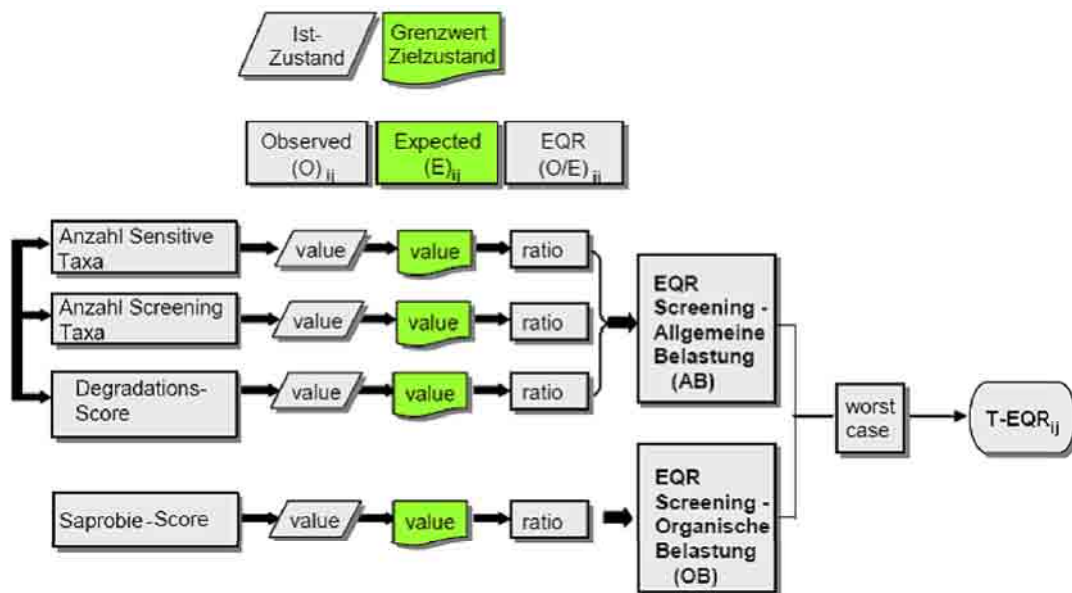


Abbildung 6.37: Methodik der Berechnungen für die Screening-Methode [Ofenböck et al., 2008]

die sensorischen Kriterien für eine orientierende Abschätzung nicht mehr berücksichtigt. Es sei denn, diese Kriterien sind eindeutig auf biologische Vorgänge zurückzuführen und werden fließgewässertypisch und der MHS-Methode (5%-Regel) entsprechend bewertet. Denn gerade im kritischen Übergangsbereich vom «guten» ökologischen Zustand zum «Handlungsbedarf» führt das sensorische Bewertungskriterium «Reduzierte Bedingungen» zu einer sichtbaren Schärfung der Ergebnisse [Ofenböck et al., 2008].

Tabelle 6.9 zeigt an, wann das K.O.-Kriterium zulässig ist. Diese sensorischen Angaben werden bei einer Probennahme an einem Untersuchungsabschnitt im Feldprotokoll erfasst (Feldprotokoll siehe Anhang 9.7–9.9).

Tabelle 6.10 demonstriert das Ergebnis der Screening-Methode: In der Volldotations- und der Restwasserstrecke bei Trumau besteht zum Referenzzeitpunkt und bei allen Beprobungen nach einem vorangegangenen Hochwasser «Handlungsbedarf». In der Restwasserstrecke bei Tattendorf wechselt «guter Zustand» mit «Handlungsbedarf» ab. Diese Ergebnisse sind auf die lotischen und lenitischen Beprobungsbereiche zurückzuführen und werden in 6.3.7 näher behandelt. Die Tabelle 6.10 verdeutlicht, dass kein Zusammenhang zwischen der Hochwasserstärke und dem Screening-Ergebnis festgestellt werden konnte.

6.3.7 Aspekte der Ökomorphologie

Abb. 6.38 (die gesamte Karte befindet sich im Anhang, Abb. 9.10) kennzeichnet die Triesting in ihrem Verlauf, farblich in Abschnitte getrennt, die einer ökologischen Wassergüte nach NÖ-MORPH entsprechen. Das Ergebnis dieser Kartierungen nach Stockinger [1999], spiegelt die Ergebnisse der Untersuchungen der Diplomarbeit wieder: Der Untersuchungsabschnitt 1 bei

Tabelle 6.9: Grenzwerte des Saprobie–Scores für die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse I und II

Kriterium	Verwendung als K.O.–Kriterium
Reduzierte Bedingungen lenitisch (<0.25 m/s)	
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	immer
Faulschlamm ohne aerober Oberschicht	immer
Lithal Unterseite (%Schwarzfärbung))	wenn >25% Schwarzfärbung
Lithal Unter– & Oberseite, Schwarzfärbung	immer
Reduzierte Bedingungen lotisch (0.25 m/s – 0.75 m/s)	
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	immer
Faulschlamm ohne aerober Oberschicht	immer
Lithal Unterseite (%Schwarzfärbung))	immer
Lithal Unter– & Oberseite, Schwarzfärbung	immer
Reduzierte Bedingungen lotisch (>0.75 m/s)	
Lithal Unterseite (%Schwarzfärbung))	immer
Lithal Unter– & Oberseite, Schwarzfärbung	immer

Tabelle 6.10: Screening–Gesamtergebnis für alle Untersuchungsstellen mit den vier Bewertungskriterien für den «noch guten Zustand»: Screening–Taxa, Sensitive–Taxa, Degradations–Score und Saprobie–Score

Screening–Ergebnisse Güteklasse			
Datum	VD	RQ Trumau	RQ Tattendorf
11. Jänner	HB	HB	gut
12. März	HB	HB	HB
25. März	HB	HB	gut
26. April	HB	HB	HB
30. Mai	HB	HB	HB
10. Juni	keine Probe	keine Probe	gut
27. Juli	keine Probe	keine Probe	HB
20. August	keine Probe	keine Probe	gut

Tattendorf erreicht mit einer Zuordnung zur ökomorphologischen Zustandsklasse 2 das beste Ergebnis der drei Untersuchungsabschnitte. Das dürfte auf den lotischen Teilbereich zurückzuführen sein (siehe Kapitel 6.4). Wie die Legende zeigt, weisen die anderen beiden Untersuchungsstellen, Volldotation Trumau und Restwasser Trumau, die ökologische Zustandsklasse II–III auf, was mit den Screening–Ergebnissen, die im Vergleich zu der Untersuchungsstelle Restwasser Tattendorf deutlich schlechter ausfallen, konform ist. Obwohl diese beiden Abschnitte in dieselbe Zustandskategorie fallen, schneidet die Referenzstrecke in der Ecoprof–

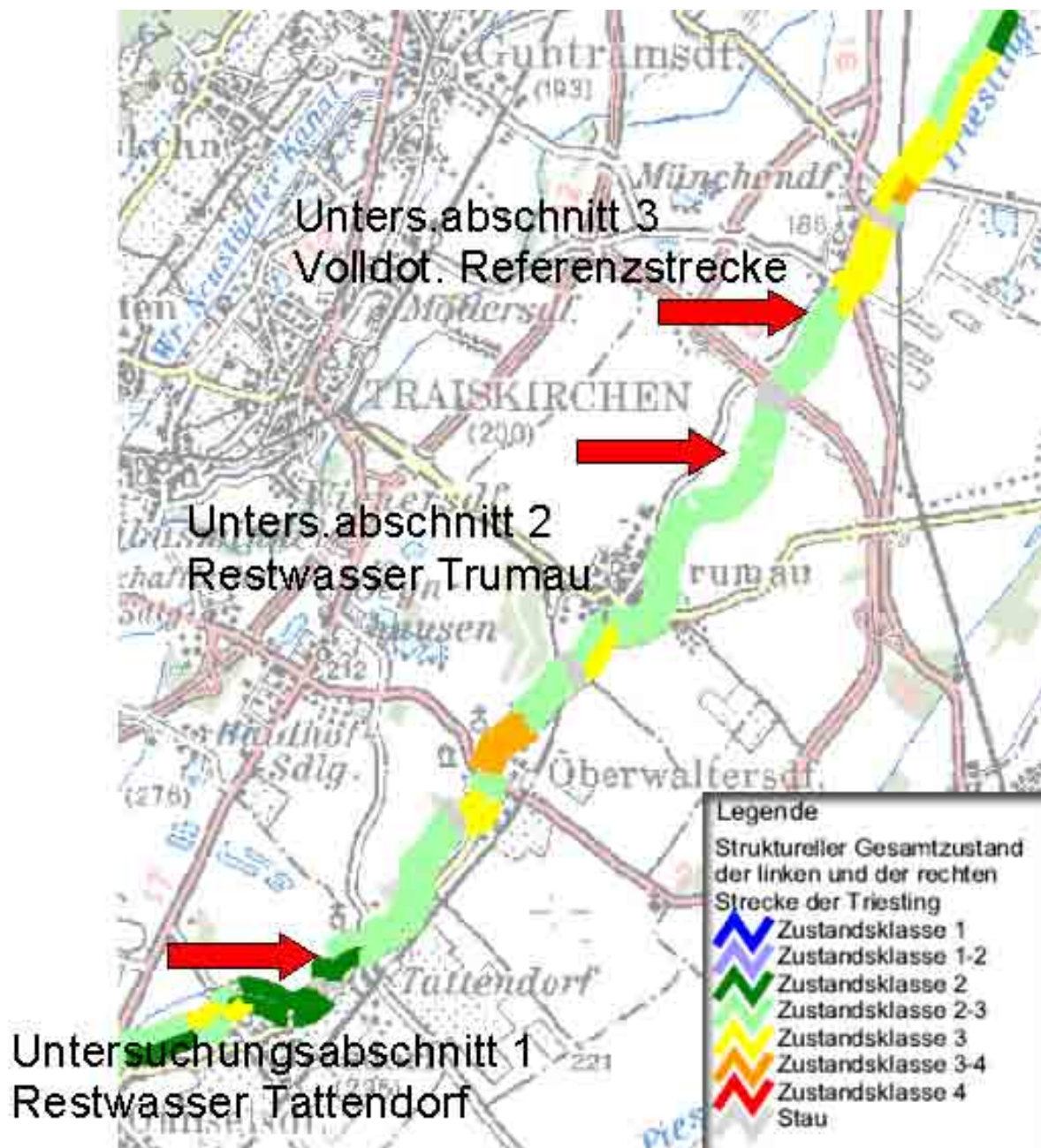


Abbildung 6.38: ÖK 50 mit dem nach ökomorphologischen Zustandsklassen bewerteten Trieslingverlauf im Untersuchungsgebiet; M 1:150000 (Quelle: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung: NÖMORPH-Kartierung 2000BEV, Gruppe L, 1080 Wien: ÖK 200)

Auswertung geringfügig besser ab. Die nachhaltig negativen Auswirkungen von Wehranlagen auf das aquatische System sind in Abb. 6.38 (gelb und orange eingefärbt) erkennbar: Im Bereich der Wehranlagen kommt es zu einem Abfall der ökologischen Güteklasse auf Stufe 3 und schlechter. Es könnte ein Zusammenhang zwischen den Ecoprof-Ergebnissen, den in vorlie-

gender Arbeit ermittelten Ergebnissen und den externen ökomorphologischen Bewertungen nach ÖNORM festgestellt werden. Das bedeutet, dass die Bewertung der Ökomorphologie in der Ecoprof–Auswertung genauso bewertet und berücksichtigt wird wie nach der Zustandsklassenbewertung nach NÖMORPH. Es weisen naturnahe Abschnitte bessere Ergebnisse auf als anthropogen veränderte Gewässerabschnitte.

6.4 Einflussgröße Strömung und Hochwasser

Um an die Studienergebnisse von Bolkart und Assmann [2008] anzuschließen, wurde eine getrennte Untersuchung des lotischen und lenitischen Bereiches, wann immer es die Abflusssituation nach einem Hochwasser zuließ (11. Jänner, 12. März, 30. Mai, 10. Juni und 20. September 2008), mit jeweils 10 MHS–Proben pro Bereich durchgeführt. Die Teilergebnisse des lotischen und lenitischen Bereiches sind in Tabelle 6.11 ablesbar.

Der lotische Bereich weist bezüglich der allgemeinen Belastung fast immer bessere Zahlenwerte auf als der lenitische. Am 10. Juni 2008 wies der Metrik «Sensitive Taxa» für den lotischen Bereich ein gutes Teilergebnis auf. Damit erreichte der lotische Gewässerbereich eine bessere Bewertung als der lenitische. Die «Organische Belastung» war immer «gut», im lotischen Teil vor einem Hochwasser jedoch niedriger und nach einem Hochwasser immer etwas höher als im lenitischen Teilbereich. Dies ist mit einem erhöhten Transport von organischen Partikeln und Schwebstoffen durch eine Hochwasserwelle erklärbar. Die Endergebnisse sind in Tabelle 6.12 aufgelistet: Es konnte für die Teilergebnisse beider Untersuchungsbereiche keine signifikant unterschiedlichen Bewertungen, jedoch konstant bessere Werte für den lotischen Bereich bestätigt werden. Es wird aufgrund dieser besseren Ergebnisse für höhere Dotationsmengen plädiert.

Allgemein betrachtet, sinkt die Gesamtbiomasse mit zunehmender Stärke eines Hochwassers. Nach schwachen Hochwasserereignissen, MQ Ende Mai und Anfang Juni 2008, war die Biomasse im Sommer am höchsten.

Im **lotischen** Besammlungsbereich (insgesamt nur vier) korreliert die Biomasse invers mit der Stärke des Hochwassers. Das bedeutet, dass die Biomasse mit der Stärke eines Hochwassers abnahm.

Die Menge der **Biomasse** verhält sich im **lenitischen** Untersuchungsbereich anders in Bezug auf die Hochwasserdurchgänge: in 50% der Beprobungen weist der lotische Bereich signifikant höhere Biomassewerte auf als der lenitische. Diese Werte sind um das 2 bis 3 fache höher. In den beiden Beprobungen vom 10. Juni und 20. September 2008, in denen der lenitische Bereich höhere Biomassewerte als der lotische erzielt, sind die Unterschiede minimal und nicht signifikant.

Überwiegend bessere Screening–Ergebnisse des lotischen Untersuchungsbereiches (lotische Teilergebnisse weisen ein besseres Ergebnis auf, bis auf eine Ausnahme der Sensitiven Taxa am 12. März 2008) bei der Organischen wie auch bei der Allgemeinen Belastung, bestätigen einen qualitativen Einfluss der Strömung auf die Habitatqualität. Dies rechtfertigt eine höhere Dotationsmenge in Restwasserstrecken, die die Wasser– und Lebensraumqualität deutlich verbessern könnten.

Tabelle 6.11: Teilergebnisse der Auswertung «Screening-Methode» Tattendorf für den lenitischen und lotischen Teillebensraum

11. Jänner 2008	lenitisch			lotisch		
Metrik «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	28	39	0.72	28	39	0.71
Sensitive Taxa	9	8	1.13	10	8	1.25
Degradations-Score	58	50	1.16	63	50	1.26
Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)			1			1.07
Saprobie-Score	85.66	115	0.74	84	115	0.73
12. März 2008	lenitisch			lotisch		
Metrik «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	18	39	0.46	20	39	0.5
Sensitive Taxa	4	8	0.5	3	8	0.4
Degradations-Score	28	50	0.56	33	50	0.7
Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)			0.51			0.5
Saprobie-Score	91.03	115	0.79	86.11	115	0.74
30. Mai 2008	lenitisch			lotisch		
Metrik «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	21	39	0.54	26	39	0.67
Sensitive Taxa	6	8	0.75	7	8	0.88
Degradations-Score	31	50	0.62	39	50	0.78
Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)			0.64			0.77
Saprobie-Score	91.57	115	0.8	92	115	0.8
10. Juni 2008	lenitisch			lotisch		
Metrik «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	25	39	0.64	30	39	0.77
Sensitive Taxa	6	8	0.75	9	8	1.13
Degradations-Score	42	50	0.84	44	50	0.88
Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)			0.74			0.77
Saprobie-Score	88.36	115	0.77	94.49	115	0.82
20. September 2008	lenitisch			lotisch		
Metrik «noch guter Zustand»	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	26	39	0.66	30	39	0.77
Sensitive Taxa	7	8	0.88	7	8	0.88
Degradations-Score	24	50	0.48	37	50	0.74
Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)			0.67			0.8
Saprobie-Score	96.7	127.5	0.76	100.19	127.5	0.78

Tabelle 6.12: *Gesamtergebnis der Auswertung «Screening-Methode» für Tattendorf Gesamt, den lotischen und lenitischen Teillebensraum*

RQ Tattendorf			
Screenings-Ergebnis	Lotisch	Lenitisch	Gesamt
11. Jänner	gut	gut	gut
12. März	HB	HB	HB
25. März			gut
26. April			HB
30. Mai	HB	HB	HB
10. Juni	HB	HB	gut
27. Juli			HB
20. September	HB	HB	

Es sind bei allen Probennahmen immer mindestens 30 Taxa vorhanden. Die Schwankungen dieser Artenanzahlen durch Hochwasserereignisse fallen geringer aus als jene der Biomasse. Der lotische Untersuchungsbereich schneidet bei den **Taxazahlen** auch deutlich besser ab. Der höchste Taxawert in der gesamten Beprobung ist im lotischen Strömungsbereich am 11. Jänner 2008 vor einem Hochwasser mit 59 Taxa zu verzeichnen.

Aufgrund der besseren Ergebnisse des lotischen Untersuchungsbereiches hinsichtlich der Biomasse, der Taxazahlen und des Screenings, ist die Annahme gerechtfertigt, dass eine höhere Pflichtwasserdotation zu einem besseren ökologischen Zustand führt.

7. Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit ist die Beschreibung saisonaler Aspekte und des Einflusses von Hochwässern auf die Quantität und Qualität des Makrozoobenthos (MZB) in der unteren Triesting. Hierfür wurde das Makrozoobenthos an drei Untersuchungsstellen der Triesting mittels der Multi-Habitat-Sampling-Methode beprobt.

Zwei Untersuchungsstellen (in Tattendorf und Trumau) sind infolge von Wasserausleitungen zur Stromerzeugung als Restwasserstrecken zu bezeichnen. Die Stelle «Volldotation bei Trumau» wurde aufgrund der ungestörten Wasserführung in diesem Abschnitt als Referenzstrecke ausgewählt.

Um die Wirkung des Hochwassers auf die Zusammensetzung und Häufigkeit des MZB zu untersuchen, wurden Proben vor und nach Hochwasserdurchgängen genommen und mit einem vom IHG-Institut entwickelten Programm namens «Ecoprof» ausgewertet (www.ecoprof.at). Diese Software dient als Datenspeicher, erlaubt aber auch eine Zustandsbewertung der beprobten Gewässerstrecken gemäß den Ansprüchen des österreichischen Wasserrechtsgesetzes 2003. Im vorliegenden Fall wurden die «Screening-Methode», eine schnelle, einfache Auswertung für eine erste Güte-Einschätzung vor Ort, und die «Detaillierte MZB-Auswertung», eine genauere Beurteilung des ökologischen Zustandes, angewendet. Eine parallele Auswertung (Methodenvergleich) beider Methoden ergab, dass die «Screening-Methode» genauso effizient ist wie die «Detaillierte MZB-Auswertung».

Aufgrund der größeren Habitatvielfalt in der Restwasserstrecke bei Tattendorf verwundert es nicht, dass die ökologische Wertigkeit hier besser ausfällt als jene in der Restwasserstrecke Trumau. Die Ergebnisse der hydrologischen Referenzstrecke in Trumau weisen die höchste Artenvielfalt (Taxazahlen) auf. Die besseren Ergebnisse in der voll dotierten Fließstrecke belegen eindrucksvoll die Notwendigkeit einer Pflichtwasserabgabe in die Restwasserstrecken.

Verschiedene Strömungsmuster mit unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten bewirken differente Ergebnisse. So konnte in der getrennten Untersuchung des lotischen und lenitischen Bereiches in der Restwasserstrecke «Tattendorf» nachgewiesen werden, dass in den stärker durchflossenen (lotischen) Fließabschnitten bessere ökologische Bedingungen und Zustände herrschen. Die besseren Screening-Ergebnisse der lotischen Bereiche, v.a. in der «Allgemeinen Belastung», befürworten im Sinne der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie auch hier eine Pflichtdotation. Die organische Belastung ist in allen drei Untersuchungsabschnitten «gut». Dies ist umso bemerkenswerter, als die voll dotierte Strecke die gereinigten Abwässer der ausgezeichnet funktionierenden Kläranlage des GAV Trumau-Schönau aufnimmt.

Die Ergebnisse zeigten, dass ein starkes Hochwasser das MZB sowohl quantitativ, hin-

sichtlich der Biomasse und der Individuenzahlen, als auch qualitativ bezüglich der Präsenz vieler Arten (Taxa) beeinflusst. Große Hochwasserdurchgänge zeigen einen stärkeren Einfluss auf das MZB, als ein Hochwasser kleineren Ausmaßes. Mit zunehmendem Abstand vom letzten Hochwasserereignis nehmen Dichte und Artenzahl des Makrozoobenthos zu.

Die Stärke eines Hochwasserdurchganges oder der Zeitpunkt der Probenahme nach einem Hochwasserereignis beeinflussten nicht die Qualität des Screening-Ergebnisses. Für ausgewählte Arten wurde das Auftreten und Vorkommen im Jahresverlauf diskutiert.

8. Literaturverzeichnis

- ARTHINGTON, A. und WELCOMME, R.: *The condition of large river systems of the world*. S. 44–75. ARMANTROUT, N. (Hrsg.): *Condition of the world s aquatic habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 1*, Science Publishers Inc., Lebanon, USA, 1995
- BAUERNFEIND, E. und HUMPECH, U.: *Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera)– Bestimmung und Ökologie*. Verlag Naturhistorisches Museum (NMW), Wien, 2001
- BOLKART, P. und ASSMANN, S.: *Triesting–Gütebeurteilung und Wirtschaftlichkeitsberechnungen*. Projektarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, 2008
- BRAUKMANN, U. und BISS, R.: Conceptual study–an improved method to assess acidification in German streams by using benthic macorinvertebrates. *Limnologica* 34 (2004), Nr. 4, S. 433–450
- BRETSCHKO, G. und MOOG, O.: *Downstream effects of intermittent power generation*. MOOG, O. (Hrsg.) , JUNGWIRTH, M. (Hrsg.) , MUHAR, S. (Hrsg.) und SCHÖNBAUER, B. (Hrsg.): *Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke*, Österreichische Wasserwirtschaft (ÖWW), Wien, 1993
- CLIFFORD, H.: Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. *Quaestiones Entomologicae* 18 (1982), S. 15–90
- DÜCKELMANN, H.: *Seehöhen–Biomassen–Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fließgewässern*, Universität für Bodenkultur, Wien, Diplomarbeit, 2001
- GRAF, W. und SCHMIDT-KLOIBER, A.: *Taxonomie und Verbreitung von Steinfliegen–Plecoptera in Österreich*. Unterlagen zu Ökologie und Taxonomie aquatischer wirbelloser Organismen Teil VII, 2008
- HEISKANEN, A. , BUND, W. van de , CARDOSO, A. C. und NÖGESS, P.: Towards good ecological status of surface waters in Europe–interpretation and harmonisation of the concept. *Water Science and Technology* 49 (2004), Nr. 7, S. 169–177
- ILLIES, J. und BOTOSANEANU, L.: Problèmes et methodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Ver-*

- handlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*
Mitteilungen 12 (1963), S. 1–57
- JUNGWIRTH, M. , HAIDVOGEL, G. , MOOG, O. , MUHAR, S. und SCHMUTZ, S.: *Angewandte Fließökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien, 2003
- JUNGWIRTH, M. , MOOG, O. und SCHMUTZ, S.: *Auswirkung der Stauregelung großer Flüsse auf die aquatische Tierwelt (Fische und Makrozoobenthos)*. Kap. 6, S. 79–98. MÜLLER, D. (Hrsg.) , SCHÖL, A. (Hrsg.) , BERGFELD, T. (Hrsg.) und STRUNCK, Y. (Hrsg.): *Limnologie aktuell: Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge*. Band 12, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 2006
- KARR, J.: Protecting ecological integrity: an urgent societal goal. *Yale Journal of International Law* 18 (1993), Nr. 1, S. 297–306
- KITE, O.: Notes on the emergence of Ephemeropteran subimagines in 1961. *Salmon and Trout Magazine* 165 (1962), S. 123–139
- LEBENSMINISTERIUM: *Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2002*. 110. Band. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VII 3–Wasserhaushalt, Wien, 2005
- MADER, H. , STEIDL, T. und WIMMER, R.: Abflußregime österreichischer Fließgewässer. (1996), S. 1–192
- MAIBACH, A.: Calopteryx. *Artenschutzblatt* (2000), S. 1–11
- MOOG, O.: Das Konzept der biozönotischen Regionen–ein Hilfsmittel zur Charakteristik anthropogener Einflüsse auf benthische Fließgewässerzönosen. *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung, Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL), Konstanz, BRD* (1992), S. 622–626
- MOOG, O.: *Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs*. 2. Lieferung, Wasserwirtschaftskataster. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2002
- MOOG, O.: Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS). (2004)
- MOOG, O. , CHOVANEC, A. , HINTEREGGER, J. und RÖMER, A.: *Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern (Richtlinie «Saprobiologie»)*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 1999
- MOOG, O. , JUNGWIRTH, M. , MUHAR, S. und SCHÖNBAUER, B.: Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke. *Österreichische Wasserwirtschaft (ÖWW)*, Wien 45 (1993), Nr. 7/8, S. 197–210
- MOOG, O. und PENDL, O.: *Unsere Triesting–im Licht der EU–Wasserrahmenrichtlinie*. 2007

- MOOG, O. und PENDL, O.: *Unsere Triesting auf dem Weg zur ökologischen Funktionsfähigkeit*. 2008
- MOOG, O. , SCHMIDT-KLOIBER, A. , OFENBÖCK, T. und GERRITSEN, J.: *Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs—eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos—Zönosen*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2001b
- MOOG, O. und STUBAUER, I.: *Arbeitsunterlagen zu «Lunz II», «Biologische Gütebeurteilung von Fließgewässern» (VU)*. WS 2007/08. Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Arbeitsgruppe Benthosökologie und Gewässerbewertung, 2007
- MOOG, O. , WIESNER, C. , PENDL, O. und PURTSCHER, U.: *Die Fische der Triesting*. 2005
- MUHAR, S.: *Möglichkeiten und Grenzen einer landschaftsökologischen Begleitplanung für Flusskraftwerke—dargestellt am Beispiel Kraftwerk Edt/Traun*, Universität für Bodenkultur, Wien, Dissertation, 1989
- OFENBÖCK, T. , MOOG, O. , HARTMANN, A. und STUBAUER, I.: *Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A2—Makrozoobenthos*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Sektion VII. Wien, 2008
- SCHWEDER, H.: Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI)—ein Parameter zur Beschreibung und Bewertung der Ernährungsbeziehungen von Makroinvertebraten in kleinen Fließgewässern. (1992), S. 5 S.
- STOCKINGER, W.: Gewässerbeschreibung und ökomorphologischer Zustand der Triesting. Datenerhebung im Rahmen der Untersuchungen zum Landesmessnetz "Biologische Gewässergüteuntersuchungen Niederösterreich. (1999)
- STUBAUER, I. und MOOG, O.: *Saprobielle Grundzustände österreichischer Fließgewässer*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2003
- TRUMAU: *Wasserentwicklungsplan — Marktgemeinde Trumau*, 2008
- VORWAHLNER, C. , SCHMID, M. , HUBER, J. und HASLGRÜBLER, P.: Projekt über die Bachökologie im Bereich des Kleinkraftwerkes der Landschule Schönau/Triesting. (2007), S. 1–47
- ZELINKA, M. und MARVAN, P.: Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57 (1961), Nr. 3, S. 389–407

9. Anhang

Tabelle 9.1: *Taxonomische Mindestanforderungen (verändert nach ÖNORM M 6232)*

Organismengruppe	Bestimmungsniveau
Mollusca (ohne Sphaeriidae)	Artniveau
Oligochaeta	Art-(Gattungs-)Niveau
Hirudinea	Art-(Gattungs-)Niveau
Crustacea (Amphipoda, Decapoda, Isopoda)	Artniveau
Ephemeroptera	Art-(Gattungs-)Niveau
Plecoptera	Gattungs-(Art-)Niveau
Trichoptera (ohne Limnephilinae)	Art-(Gattungs-)Niveau
Coleoptera	Art-(Gattungs-)Niveau
Odonata	Art-(Gattungs-)Niveau
Heteroptera	Gattungs-(Art-)Niveau
Megaloptera	Gattungs-(Art-)Niveau
Chironomidae	Art-(Gattungs-)Niveau
Simuliidae	Artniveau
Blephariceridae	Artniveau
Limoniidae	Gattungs-(Art-)Niveau
Restliche Diptera	Gattungs-(Familien-)Niveau
Bryozoa	Art-(Gattungs-)Niveau

Abbildungen 9.2, 9.3, 9.4, 9.5 und 9.6 zeigen die Screening-Taxaliste im Hinblick auf den Saprobie-Score und den Degradationsscore [Ofenböck et al., 2008].

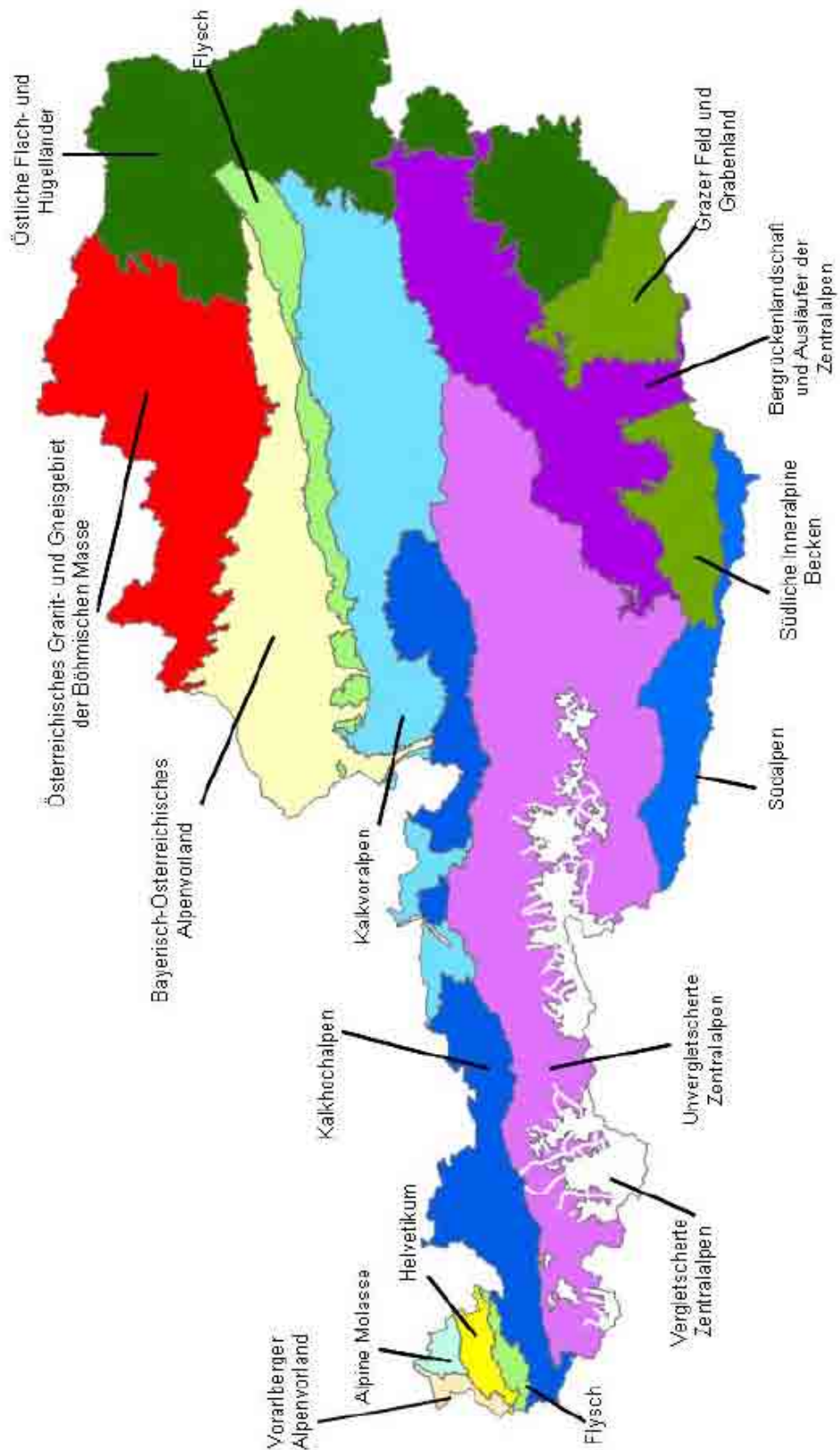


Abbildung 9.1: Fließgewässer-Bioregionen und «große Flüsse» Österreichs

Tabelle 9.2: «Wiegelliste Excel-Tabelle»

		Fraktion			
		7/30	Hauptprobe	Postsorting	
		Individuen	Gewicht (g)	Individuen	Gewicht (g)
TURBELLARIA					
NEMATODA	Gastropoda				
	Bivalvia				
OLIGOCHAETA		270			
POLYCHAETA					
HIRUDINEA		1			
HYDRACHNIDIA		65			
ISOPODA					
AMPHIPODA		62			
EPHEMER	Baetidae	84			
OPTERA	Heptageniidae	11			
	Caenidae	63			
	Leptophlebiidae	2			
	Ephemerellidae	73			
	Ephemeridae	1			
	Ephem. Rest				
ODONATA					
PLECOPTERA	räuberisch				
	nicht räuberisch	319			
HETEROPTERA					
MEGALOPTERA					
COLEOPTERA	räuberisch				
	nicht räuberisch	84			
	adult räuberisch				
	adult nicht räuberisch	190			
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	112			
	Polycentropodidae				
	Rhyacophilidae	1			
	Psychomyiidae				
	Philopotamidae				
	Glossosomatidae				
	Goeridae				
	Puppen				
	Trich. Rest	4			
DIPTERA	Chironomidae	679			
	Simuliidae	18			
	Blephariceridae				
	Dipt. Rest	58			
SUMME		2097	0.0000	0	0.0000

Tabelle 9.3: *Individuenanzahl-Tabelle*

		Fraktion		
		7/30	Postsorting	
				HOCHRECHNUNG
TURBELLARIA				
NEMATODA				
MOLLUSCA	Gastropoda			0.0
	Bivalvia			0.0
OLIGOCHAETA				
POLYCHAETA				
HIRUDINEA				
HYDRACHNIDIA				
ISOPODA				
AMPHIPODA				
EPHEMEROPTERA	Baetidae			0.0
	Heptageniidae			0.0
	Caenidae			0.0
	Leptophlebiidae			0.0
	Ephemerellidae			0.0
	Ephemeridae			0.0
	Ephem. Rest			0.0
ODONATA				
PLECOPTERA	räuberisch			0.0
	nicht räuberisch			0.0
HETEROPTERA				
MEGALOPTERA				
COLEOPTERA	räuberisch			0.0
	nicht räuberisch			0.0
	adult räuberisch			0.0
	adult nicht räuberisch			0.0
TRICHOPTERA	Hydropsychidae			0.0
	Polycentropodidae			0.0
	Rhyacophilidae			0.0
	Psychomyidae			0.0
	Philopotamidae			0.0
	Glossosomatidae			0.0
	Goeridae			0.0
	Puppen			0.0
	Trich. Rest			0.0
DIPTERA	Chironomidae			0.0
	Simuliidae			0.0
	Blephariceridae			0.0
	Dipt. Rest			0.0
SUMME		0		0

Einstufungen der „Screening-Taxa“ (Screening-Methode) im Hinblick auf den Saprobie-Score und die Degradations-Scores für Alpen, Mittelgebirge und Vorländer.

Screening-Taxon	Sensitives Taxon	Saprobie-Score	Degradations-Score		
			Alpen-Index	Mittelgeb.-Index	Vorländer-Index
Spongillidae Gen. sp.		105	-2	-1	1
Hydrozoa		90			
<i>Craspedacusta sowerbyi</i>		125			
Turbellaria					
<i>Dendrocoelum lacteum</i> -Typ (weisslich)		135	-5	-4	-4
<i>Dugesia zigrina</i>		110			
Nematomorpha-Gordiidae Gen. sp.					
Nematoda-Mermithidae Gen. sp.					
Gastropoda					
<i>Theodoxus</i> sp.	X	90	5	5	5
<i>Viviparus</i> sp.	X	105	3	4	5
Hydrobiidae Gen. sp. excl. <i>Potamopyrgus</i> sp. & <i>Lithoglyphus</i> sp.	X	10	5	5	5
<i>Bythinella</i> sp.	X	10	5	5	5
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		140	-5	-5	-5
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	X	110			5
<i>Bithynia</i> sp.		110	-3	-3	-1
Melanopsidae Gen. sp. (<i>Microcolpia</i> sp., <i>Esperiana</i> sp.)			4	4	4
<i>Holandriana holandrii</i>		10	1	1	1
Thiaridae Gen. sp. (<i>Melanoides tuberculata</i>)					
Valvatidae Gen. sp.		115	-3	-3	-3
<i>Acroloxus lacustris</i>		110	-2	-2	-2
Lymnaeidae Gen. sp.			-2		2
<i>Lymnaea stagnalis</i>		100	-4	-4	-4
<i>Stagnicola</i> sp.		95	-4	-4	-2
<i>Radix ampla/euriculana</i>		115	-4	-4	
<i>Radix ovata/peregra</i>		100	-4	-2	
<i>Physa fontinalis</i>		75	-4	-4	-4
<i>Physella acuta/heterostrophia</i>		135	-4	-4	-4
<i>Aplexa hypnorum</i>		80			
Planorbidae Gen. sp.		110			
<i>Ancylus fluviatilis</i>		90	1	1	4
<i>Planorbarius corneus</i>		110			
Bivalvia			3	3	3
<i>Margaritifera margaritifera</i>	X	40		5	5
<i>Unio</i> sp.			5	5	5
<i>Unio crassus</i> ssp.	X	85	5	5	5
<i>Unio pictorum</i> ssp.		95	5	5	5
<i>Unio tumidus</i> ssp.	X	120	5	5	5
Anodontinae Gen. sp.		105	2	2	2
<i>Dreissena polymorpha</i>		95			
<i>Corbicula</i> sp.					
Pisidiidae Gen. sp.			-4	-4	-4
<i>Sphaerium</i> sp.		120	-4	-4	-4
<i>Musculium lacustre</i>		120	-4	-4	-4
Polychaeta					
<i>Hypania invalida</i>		115			
Oligochaeta					
<i>Haplotaxis gordioides</i>			3	3	3
<i>Eiseniella tetraedra</i>		100			
<i>Nais</i> sp. (nur Belastungszeiger)		140	-5	-5	-5
<i>Branchiura sowerbyi</i>		120			
<i>Limnodrilus</i> sp./ <i>Tubifex</i> sp. - Aspekt		180	-5	-5	-5
<i>Stylodrilus heringianus</i> u./o. <i>Propappus volki</i>					
Hirudinea			-5	-5	-5
Pisicolididae Gen. sp.			-5	-5	-5

Abbildung 9.2: Einstufung der Screening-Taxa

9. ANHANG

Screening-Taxon	Sensitives Taxon	Saprobie-Score	Degradations-Score		
			Alpen-Index	Mittelgeb.-Index	Vorländer-Index
Glossiphoniidae Gen.sp.		135	-5	-5	-5
<i>Alboglossiphonia/Glossiphonia</i> sp.		125	-5	-5	-5
<i>Helobdella stagnalis</i>		140	-5	-5	-5
Haemopidae/Hirudinidae Gen. sp.			-5	-5	-5
Erpobdellidae Gen. sp.		150	-5	-5	-5
<i>Erpobdella octoculata</i>		150	-5	-5	-5
<i>Dina punctata</i>		110	-5	-5	-5
Branchiobdellidae Gen. sp.	X	75			
Crustacea					
<i>Argulus</i> sp.		125			
Anostraca, Conchostraca, Notostraca Gen. sp.	X		5	5	5
Mysidacea Gen. sp.					
<i>Corophium curvispinum</i>		105	-2	-2	-2
Gammaridae Gen. sp.					
<i>Gammarus fossarum/pulex</i>		85			
<i>Gammarus roeselii</i>		120			
<i>Niphargus</i> sp. (excl. <i>N. hrabei</i>)	X	5	5	5	5
<i>Asellus/Proasellus</i> sp.		140	-4	-4	-4
<i>Proasellus cavaticus</i>	X	5	5	5	5
<i>Jaera istri</i>		100			
<i>Atyaephyra desmaresti</i>		115			
Astacidae Gen. sp.			2	2	2
<i>Astacus astacus</i>	X	90	5	5	5
<i>Astacus leptodactylus</i>	X	115	2	2	2
<i>Pacifastacus leniusculus</i>		120			
<i>Austropotamobius torrentium/pallipes</i>	X	60	4	4	4
<i>Orconectes limosus</i>		120	-3	-3	-3
<i>Eriocheir sinensis</i>					
Arachnida					
Hydrachnidia Gen. sp.					
<i>Argyroneta aquatica</i>	X				
Uferspinnen (z.B. <i>Dolomedes</i> sp., <i>Pirata</i> sp.)					
Ephemeroptera					
Siphonuridae Gen. sp.	X		3	3	3
<i>Ametropus fragilis</i>	X		5	5	5
Baetidae Gen. sp.			3	3	3
<i>Baetis muticus</i>	X	70	4	4	4
<i>Baetopus tenellus</i>			4	4	4
<i>Cloeon</i> sp.		135	-4	-4	-4
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	X	95	4	4	4
<i>Arthroplea congener</i>					
Heptageniidae Gen. sp.	X		5	5	5
<i>Epeorus</i> sp.	X		5	5	5
<i>Epeorus alpicola</i>	X	25	5	5	5
<i>Epeorus assimilis</i>	X	70	5	5	5
<i>Rhithrogena</i> sp.	X	50	5	5	5
<i>Ecdyonurus</i> sp.	X	70	5	5	5
<i>Electrogena/Heptagenia</i> sp.	X	100	5	5	5
<i>Heptagenia coerulans</i>	X	110	5	5	5
<i>Heptagenia sulphurea</i>		100	5	5	5
Leptophlebiidae Gen. sp.	X		4	4	4
<i>Leptophlebia</i> sp.	X	110	4	4	4
<i>Habroleptoides/Paraleptophlebia</i> sp.	X		4	4	4
<i>Habrophlebia</i> sp.	X		4	4	4
<i>Potamanthus luteus</i>	X	110	5	5	5
<i>Ephoron virgo</i>	X	115	5	5	5
<i>Ephemera</i> sp. excl. <i>E. danica</i>	X	105	3	3	3
<i>Ephemera danica</i>	X	90	3	3	3
<i>Ephemerella</i> sp.	X		2	2	2
<i>Ephemerella ignita</i>		105	2	2	2
<i>Ephemerella major</i>	X	90	3	3	3
Caenidae Gen. sp.		105	1	1	1
<i>Brachycercus harrisella</i>	X	110	1	1	3
Odonata					
Zygoptera Gen. sp.					
<i>Calopteryx</i> sp.	X	100	1	1	1

Abbildung 9.3: Einstufung der Screening-Taxa

Screening-Taxon	Sensitives Taxon	Saprobie-Score	Degradations-Score		
			Alpen-Index	Mittelgeb.-Index	Vorländer-Index
<i>Calopteryx splendens</i>	X	110	1	1	1
<i>Calopteryx virgo</i>	X	90	1	1	1
<i>Chalcolestes/Lestes</i> sp.			-1	-1	-1
<i>Platycnemis pennipes</i>		100	-2	-2	-2
<i>Erythronema</i> sp.		100			
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		100			
Anisoptera Gen. sp.					
Aeshnidae Gen. sp.					
Gomphidae Gen. sp.	X	90	4	3	3
<i>Cordulegaster</i> sp.	X	70	4	4	3
<i>Corduliidae/Libellulidae</i> Gen. sp.			-1	-1	-1
<i>Sympetrum pedemontanum</i>		100	-1	-1	-1
Plecoptera					
<i>Perlidae</i> Gen. sp.	X		4	4	4
<i>Dictyogenus/Perlodes</i> sp.	X	65	5	5	5
<i>Isoperla</i> sp.	X		3	3	3
<i>Perlidae</i> Gen. sp.	X		4	4	4
<i>Dinocras</i> sp.		100	4	4	4
<i>Perla</i> sp.	X		5	5	5
<i>Chloroperlidae</i> Gen. sp.	X	50	4	4	5
<i>Isoptera serricornis</i>	X		5	5	5
<i>Taeniopterygidae</i> Gen. sp.	X	65	3	3	5
<i>Brachyptera/Rhabdiopteryx</i> sp.	X	60	3	3	5
<i>Taeniopteryx</i> sp.	X		3	3	5
<i>Taeniopteryx auberti/hubaulti</i>	X	10	3	3	5
<i>Taeniopteryx kuestreieri/schoenemundi</i>	X	65	3	3	5
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	X	85	3	3	5
<i>Nemouridae</i> Gen. sp.			1	1	3
<i>Amphinemura</i> sp.	X	50	5	5	5
<i>Nemoura/Nemurella</i> sp.			1	1	3
<i>Protonemura</i> sp.	X	40	5	5	5
<i>Capniidae/Leuctridae</i> Gen. sp.		75	5	5	5
<i>Leuctra geniculata</i>	X	100	2	2	3
Heteroptera					
<i>Nepa cinerea</i>		125	-1	-1	-1
<i>Ranatra linearis</i>			-1	-1	-1
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	X	90	-2	3	4
<i>Ilyocoris cimicoides</i>		125			
<i>Plea minutissima</i>		125	-1	-1	-1
<i>Notonecta</i> sp.			-1	-1	-1
<i>Corixidae</i> Gen. sp.		110	-2	-2	-2
<i>Mesovelia</i> sp.			1	1	1
<i>Hebrus</i> sp.			-1	-1	-1
<i>Hydrometra</i> sp.			-1	-1	-1
<i>Velidae</i> Gen. sp.			2	2	2
<i>Gerridae</i> Gen. sp.			-1	-1	-1
<i>Megaloptera/Sialis</i> sp.		105	-1	-1	-1
<i>Neuroptera/Osmylus fulvicephalus</i>	X	75	3	3	3
<i>Neuroptera/Sisyra</i> sp.	X	100	-2	-1	2
Coleoptera					
<i>Dytiscidae</i> Gen. Sp.			-1	-1	-1
<i>Oreodytes</i> sp.	X	75	3	3	3
<i>Platambus maculatus</i>		115	2	2	
<i>Elmidae</i> Gen. sp.	X	75	3	3	4
<i>Elmis</i> sp.	X	70	3	3	4
<i>Esolus/Oulimnius/Riolus</i> sp.	X	75	3	3	4
<i>Limnius</i> sp.	X	75	3	3	4
<i>Macronychus quadrituberculatus</i>	X	100	5	5	5
<i>Gyrinidae</i> Gen. sp.		100	2	2	2
<i>Halipidae</i> Gen. sp.			-2	-2	-2
<i>Brychius elevatus</i>		85	-2	-2	-2
<i>Peltodytes caesus</i>		125	-2	-2	-2
<i>Helophoridae</i> Gen. sp.			2	2	2
<i>Hydraena</i> sp.	X	60	4	4	4
<i>Hydrophilidae</i> Gen. sp.			-1	-1	-1
<i>Spercheus emarginatus</i>	X	105	-2	-2	-2

Abbildung 9.4: Einstufung der Screening-Taxa

9. ANHANG

Screening-Taxon	Sensitives Taxon	Saprobie-Score	Degradations-Score		
			Alpen-Index	Mittelgeb.-Index	Vorländer-Index
Dryopidae Gen. sp.			3	3	3
Scirtidae Gen. sp.			3	3	3
Chrysomelidae (Donaciinae Gen. sp.)					
<i>Eubria palustris</i>	X	25	2	2	2
"Uferkäfer" (z.B. Carabidae Gen. sp., Staphylinidae Gen. sp.)					
Lepidoptera Gen. sp.		125			
Trichoptera					
Rhyacophiliidae Gen. sp.			1	1	2
<i>Rhyacophila elbardana/torrentium</i>	X	55	5	5	5
<i>Rhyacophila aquitana/tristis</i>		70	5	5	5
<i>Rhyacophila (Hyporhyacophila) sp.</i>	X	25	5	5	5
<i>Rhyacophila bonaparti/meyeri</i>	X	5	5	5	5
<i>Rhyacophila intermedia</i>	X	25	5	5	5
<i>Rhyacophila laevis</i>	X	30	5	5	5
<i>Rhyacophila producta</i>	X	15	5	5	5
<i>Rhyacophila s. str. sp.</i>		75	1	1	2
Glossosomatidae Gen. sp.	X		4	4	4
<i>Ptilocolepus granulatus</i>	X	5	4	4	4
<i>Synagapetus sp.</i>	X	15	4	4	4
Hydroptilidae Gen. sp.			-1	-1	-1
<i>Hydroptila sp.</i>			-1	-1	-1
<i>Ithytrichia lamellaris</i>		50	2	2	2
Philopotamidae Gen. sp.	X	50	4	4	4
<i>Philopotamus sp.</i>	X	50	4	4	4
<i>Wormaldia sp.</i>	X	25	4	4	4
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		110	1	1	1
<i>Hydropsyche sp.</i>		125	1	1	1
Polycentropodidae Gen. sp.		75			
<i>Cyrmus trimaculatus</i>		120	-1	-1	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	X	105	3	3	3
<i>Plectrocnemia sp.</i>	X		2	2	2
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		100			
Psychomyiidae Gen. sp.					
<i>Lype sp.</i>	X		3	3	2
<i>Ecnomus tenellus</i>		135	-3	-3	-3
Phryganeidae Gen. sp.		125	-1	-1	-1
Brachycentridae/Lepidostomatidae Gen. sp. (quadratische Köcher)			4	4	4
<i>Brachycentrus montanus</i>	X	60	4	4	4
<i>Brachycentrus subnubilus</i>		105	4	4	4
<i>Micrasema longulum</i>	X	55	4	4	4
<i>Micrasema minimum</i>	X	75	4	4	4
<i>Micrasema morosum</i>	X	45	4	4	4
<i>Oligoplectrum maculatum</i>		80	4	4	4
Limnephilidae Gen. sp.			2	2	2
<i>Anabolia furcata/nervosa</i>		105	-3	-3	1
<i>Apatania sp.</i>	X	20	5	5	5
<i>Drusus chrysotus</i>	X	30	5	5	5
<i>Drusus discolor</i>	X	40	5	5	5
<i>Halesus sp.</i>		75	3	3	3
<i>Potamophylax rotundipennis</i>		90	5	5	5
Goeridae Gen. sp.	X		3	3	3
<i>Crunoecia sp.</i>	X	10	4	4	4
<i>Lasiocephala basalis</i>	X	85	4	4	4
<i>Lepidostoma hirtum</i>		90	3	3	4
Leptoceridae Gen. sp.					
<i>Ceraclea nigronervosa</i>	X	115			
Sericostomatidae Gen. sp.		65	4	4	4
Beraeidae Gen. sp.	X	15	2	2	2
<i>Odontocerum albicorne</i>	X	60	3	3	3
Molannidae Gen. sp.		100	1	1	1
Diptera					
Athericidae Gen. sp.		60	4	4	4
Blephariceridae Gen. sp.	X	45	5	5	5
<i>Blepharicera fasciata</i>	X	70	4	4	4

Screening-Taxon	Sensitives Taxon	Saprobie-Score	Degradations-Score		
			Alpen-Index	Mittelgeb.-Index	Vorländer-Index
<i>Haplothrix lugubris</i>	X	50	4	4	4
<i>Liponeura</i> sp.	X	50	5	5	5
<i>Brachycera</i> Gen. sp. (Maden)		190			
Bezzia-Gruppe		125	-4	-4	-4
<i>Chaoborus</i> sp.		150	-1	-1	-1
<i>Mochlonyx</i> sp.		150	-1	-1	-1
Chironomidae Gen. sp.					
Tanyptodinae Gen. sp.					
<i>Diamesa</i> sp.		70	2	2	2
<i>Diamesa steinboeckii</i> , <i>Diamesa latitarsis</i> -Gr.		20	5	5	5
<i>Prodiamesa olivacea</i>		135	-3	-3	-3
Orthocladinae Gen. sp.					
<i>Brillia bifida</i>		90			
<i>Cardiocladius capucinus</i>		125	-2	-2	-2
<i>Chironomus</i> sp. ("rote Formen")		190	-5	-5	-5
rote Non- <i>Chironomus</i> Zuckmücken		150	4	4	4
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		100	1	1	1
Culicidae Gen. sp.		150	-3	-3	-3
Cylindrotomidae Gen. sp.			-1	-1	-1
Dixidae Gen. Sp.	X	50	2	2	2
Empididae Gen. sp.	X	75	4	4	4
Ephydridae Gen. sp.		200			
Limonidae/Pediciidae Gen. sp.		85	5	5	5
Psychodidae Gen. sp.			3	3	3
Psychodidae Gen. sp. "heller Typ"		175	-5	-5	-5
Psychodidae Gen. sp. "schwarzer Typ"	X	50	3	3	3
<i>Boreella/Berdeniella</i> sp.	X	50	3	3	3
Ptychopteridae Gen. sp.		200			
Simuliidae Gen. sp.					
<i>Prosimulium</i> sp./ <i>Simulium monticola</i> /maximum		65	2	2	2
Stratiomyidae Gen. sp.		150	-1	-1	-1
Syrphidae/Eristalinae Gen. sp. ("Rattenschwanzlarven")		200	-5	-5	-5
Tabanidae Gen. sp.		125	-1	-1	-1
Thaumaleidae Gen. sp.	X	50	2	2	2
Tipulidae Gen. sp.		100	2	2	2
Bryozoa Gen. sp.		110	-1	-1	

Abbildung 9.6: Einstufung der Screening-Taxa

Flußperlmutschel - Aufnahme 1997

Feldprotokoll					
Gewässernummer (Nr.): Waldalst			Datum: 97		Wetter
Untersuchungsstelle:					
Höhenlage m		Flußtyp:		Wasserstand	
Gewässernutzung:			Einleitungen:		
Charakterist.		Max. Breite m		Max. Tiefe m	
Mega (40)		Mittl. Breite m		Mittl. Tiefe m	
Makro (20-40)		Linienführung:		Umlandnutzung	
Meso (10-20)		Reduktion:			
Mikro (2-6,3)		Fotos (wer? Filmur? Fotour?)			
Mak (0,2-2)					
Psammal (0,2)		Ström.geschw.:		Strömungsbild.	
Pelal		Beschattung			
Hochungsstruktur:					
Verbauung:					
Geruch:		Färbung/Trübung:		Optischer Befund	
Temp. Wasser:		Leitfähigkeit:		Muscheln:	
Temp. Luft:		pH - Wert:			
Bes. (Fe-ocker, etc):		GII:		Uferbewuchs (Art, %):	
Aufwuchs:		Detritus:			
Makrophyten		Holz			
Moose		Laub			
Fadenalgen		CPOM			
Algen (B,G,D)		FPOM		Protokollführer:	
Pilze		Bes. feindl. Faktoren:			
Geologische Bes.:					
Verbale Beschreibung, Sonstiges:			Lageskizze:		

Abbildung 9.7: Feldprotokoll–Untersuchungsstelle, Zustandsaufnahme

SAPROBIELE KURZCHARAKTERISTIK		Gewässergüteklassen							
Mehrfachangaben möglich		X	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Organoleptischer Befund		vom natürlichen unbelasteten Gewässertyp abweichend (v)							
Nicht mineralische Trübe						*	*	++	++
Verfärbung					+	+	+	++	++
Schaumbildung					+	+	+	+	+
Schwimm- & Schwebstoffe				+	+	++	++	++	++
Geruch (Wasser)					+	++	++	++	++
Erkennbare Grobverunreinigungen ¹⁾				+	+	+	+	+	+
Reduzierte Bed. lentisch (< 0,25 m/s)		-	-	-					
Faulschlamm mit aerober Oberschicht					+	+++	++		
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht							++	+++	+++
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)					< 25 %	< 75 %	75-100 %	100 %	100 %
Lithal Unter- & Oberseite, Schwarzfärbung							+	++	++
Reduzierte Bed. lotisch (0,25 - 0,75 m/s)		-	-	-	-				
Faulschlamm mit aerober Oberschicht						+	+++	+	
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht							+	++	+++
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)						< 50 %	50-100 %	100 %	100 %
Lithal Unter- & Oberseite, Schwarzfärbung								++	+++
Reduzierte Bed. lotisch (> 0,75 m/s)									
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)						< 25 %	25-50 %	50-100 %	ca. 100 %
Lithal Unter- & Oberseite, Schwarzfärbung								+	+++
Abwasserbakterien, -pilze, frei sichtbar		(-)	(-)	(-)	(-)	spärlich	mehrfach	zahlreich +++	mehrfach/spärlich
Schwefelbakterien, frei sichtbar (Substrat/Ström!)		(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	+	spärlich/mehrfach	zahlreich +++
Vegetationsfärbung (dünner Aufwuchs) ²⁾		keine	spärlich/mehrfach	mehrfach/zahlreich	zahlreich+++				
% Aufwuchsalgen, deutliche Lager ³⁾		keine	sehr spärlich	<25 %	25-75 %	75-100 %	75-100 %	spärlich	spärlich
Hydrurabodeckung (nur Gewässer < 16°C)		-	+	+++	++	+	(-)	(-)	(-)
Fädige grüne Algen-Zotten (Substrat/Typ-Bezug)		(-)	(-)	(-)	Fäden, Zotten	große Zotten	(große) Zotten	+	+
Wimpertier-Kolonien frei sichtbar (Hartsubstrat)		(-)	(-)	(-)	(-)	+	+++	+	+
Sap. Eindruck "Aufwuchsbefund" (+++) ⁴⁾									
Makrozoobenthos									
Artenmannigfaltigkeit (Bezug zu Typ & Abfluss)		gering	mittel	hoch	(sehr) hoch	mittel	gering	sehr gering	extrem gering
Dichte/Menge (Bezug zu Typ & Abfluss) ⁵⁾		spärlich	spärlich/mehrfach	mehrfach	zahlreich	mehrfach/zahlr.	(mehrfach/zahlr.)	(mehrfach/zahlr.)	(spärlich)
12	xeno-/oligosaprobe Zeigerarten (> spärlich)	ja+++	ja	+	-	-	-	-	-
	Anzahl der Steinfliegen-Taxa ¹⁾	hoch	sehr hoch	sehr hoch	hoch/mittel	nur tolerante Taxa ²⁾	gering (tol. Taxa ³⁾)	0	0
12	Hydropsychidae, Polycentropus flavomac.	-	-/spärlich	spärlich/mehrfach	mehrfach/zahlreich	zahlreich+++	mehrfach	0/vereinzelt	0
	α-mesosaprobe Egelaspekt (> mehrfach)	(-)	(-)	(-)	(-)	+	+++	++	(-)
12	Aetolus aquaticus (> mehrfach)	(-)	(-)	(-)	(-)	+	+++	+	(-)
	Phytolithothrophile Chironomidae (Rhithral)	-	spärlich	mehrfach	zahlreich	zahlreich	mehrfach	spärlich	+
12	rote Non-Chironomus Zuckm. (> mehrfach)				+	++	++	++	+
	Chironomus sp. ("rote Formen")					spärlich	mehrfach	zahlreich	spärlich
12	tolerante Simuliidae (> mehrfach)				++	+++	+	+	+++
	luftatmende Arten ("Rattenschwanzlarven")							+	+++

Abbildung 9.8: Feldprotokoll—saprobielle Kurzcharakteristik

9. ANHANG

SAPROBIELLE KURZCHARAKTERISTIK		Gewässergüteklassen						
Mehrfachangaben möglich		X	I	II-III	II	II-III	III	III-IV
Makrozoobenthos-Arten								
	<i>Epeorus alpicola</i>	++	++	+				
	<i>Epeorus sylvicola</i>		+	++	+			
	<i>Oligoneuriella rhinana</i>				+			
	<i>Potamanthus luteus</i>				++	+		
	<i>Leuctra geniculata</i>			+	+++	+		
	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>			+	+++	++		
	<i>Macronychus quadrinotatus</i>				++	+		
	<i>Philopotamus</i> spp.	+	++	++	+			
	<i>Odonocerum albicorne</i>		++	++	+			
	<i>Physella acuta</i>				+	++	+++	++
	<i>Rhyacotriton</i> sp.				++	+		
	<i>Procladius olivaceus</i> (≥ mehrfach)				+	++	++	+
M2	<i>Eukiefferiella clariipennis</i> (nur Rhithral)			+	spärlich	mehrf./zahlr.+++	mehrf./zahlr.+++	spärlich
M2	<i>Stylo heringiana</i> u./o. <i>Propagatus volckii</i>	+	spärlich/mehrfach	zahlreich	zahlreich	spärlich	+	(-)
M2	<i>Limnodrilus</i> sp./ <i>Tubificoides</i> sp. - Aspekt			vereinzelt	spärlich	spärlich/mehrfach	mehrfach/zahlreich	zahlreich
M2	<i>Nais</i> sp. (nur Belastungszeiger)			+	spärlich	> 25 %	> 25 %	spärlich/mehrfach
	Sap. Eindruck "MZB - Zönose" (+++) ¹⁾							+
Ergebnis - Klassensummen								

Die Tabelle „saprobielle Kurzcharakteristik“ visualisiert den subjektiven Eindruck des Bearbeiters. Die erreichte Nachvollziehbarkeit vermindert nicht die Unschärfe von Modul 1.

Im Feld sind nur jene Kriterien heranzuziehen, die zweifelsfrei erhebbare sind. Die Bewertung der Kriterien hat sich am Gewässertyp zu orientieren. Wertungen sind allerdings nur dann vorzunehmen, wenn das Kriterium im Feld ansprechbar ist bzw. am Standort auftreten kann (z. B. entfällt eine Bewertung des Nicht-Vorkommens von Schwefelbakterien, Eggen oder „roten Zuckmücken“, wenn diese am Standort nicht vorkommen können). Am Standort nicht exakt zutreffende Kriterienangaben sind nicht in die Bewertung aufzunehmen. Beispielsweise sind die organoleptischen Kriterien nicht zwingend einzutragen, wenn sie für die Beschreibung des Standortes nicht relevant sind. Vor allem eine Bewertung des „Nicht-Zutreffens“ durch „-“ ist im Hinblick auf die Relevanz am Standort zu relativieren. Diese Kriterien sind durch Klammernausdruck (-) besonders gekennzeichnet. Jede zutreffende Beobachtung der in vorliegender Tabelle ausgewiesenen Kriterien wird durch Markierung in der entsprechenden Spalte „Gewässergüteklassen“ festgehalten. Gewisse Kriterien treffen nur für eine Güteklasse zu (z. B. variierende quantifizierende Angaben), andere Kriterien (meist bei Angabe von +, ++ oder +++) erstrecken sich über mehrere Güteklassen. Trifft ein Beobachtungskriterium für mehrere Güteklassen zu, sind Mehrfacheinträge (entsprechend der Zahl der +) vorzunehmen. Kreuze sowie „-“ Zeichen (≠ Kriterium trifft nicht zu) werden entsprechend ihrer Anzahl gewertet. Alle Ziffern oder Wort-Einträge (auch bei verbalen Doppelangaben (z. B. spärlich/mehrfach)) werden mit „2“ gewertet. Die verbalen Häufigkeitsangaben richten sich nach Tab. 7.2. Angaben zur Artenmannigfaltigkeit und Dichte sind in Bezug zum Standort zu setzen. Für die Auswertung wird jeder Eintrag pro Spalte „Gewässergüteklassen“ summiert. Für die Güteabschätzung gemäß „saprobieller Kurzcharakteristik“ ist die Mehrheit der Klassensummen entscheidend.

M2: Zusätzliches Merkmal zur saprobiellen Kurzcharakteristik auf Basis MZB-Erhebung ab Modul 2

¹⁾ Berücksichtigung von Menge und saprobieller Auswirkung ²⁾ Angabe von Deckungsgraden im Bachbett, exkl. *Hydrurus foetidus*

³⁾ Für den saprobiologischen Eindruck „Aufwuchsbeobachtung“ und „Makrozoobenthos-Zönose“ können 3 Punkte innerhalb einer oder je 1 bzw. 2 Punkte innerhalb zweier benachbarter Zellen vergeben werden. Auf diese Weise können der subjektive Eindruck des Bearbeiters und die nicht in der Tabelle „saprobielle Kurzcharakteristik“ enthaltenen Kriterien pauschal in die Bewertung eingegeben. Eine Grundlage für die Beurteilung der „Makrozoobenthos-Zönose“ ist die im Feld festgestellte Artengamitur (Formblatt „Modul 1 - Benthoshebung“).

⁴⁾ Beim Überwiegen von Abbauprozessen (ab inkl. Güteklasse II-III) ist die Bewertung dieses Kriteriums hinsichtlich der Biomasseentwicklung hemmender Prozesse zu relativieren.

⁵⁾ Gilt nicht für potamale Gewässer und Sonderstandorte ⁶⁾ Wenn innerhalb der Steinfliegenfauna ausschließlich Vertreter der Gattung *Leuctra* spp., *Nemoura* spp. und *Dmocras* spp. vorgefunden werden.

Abbildung 9.9: Feldprotokoll—saprobielle Kurzcharakteristik

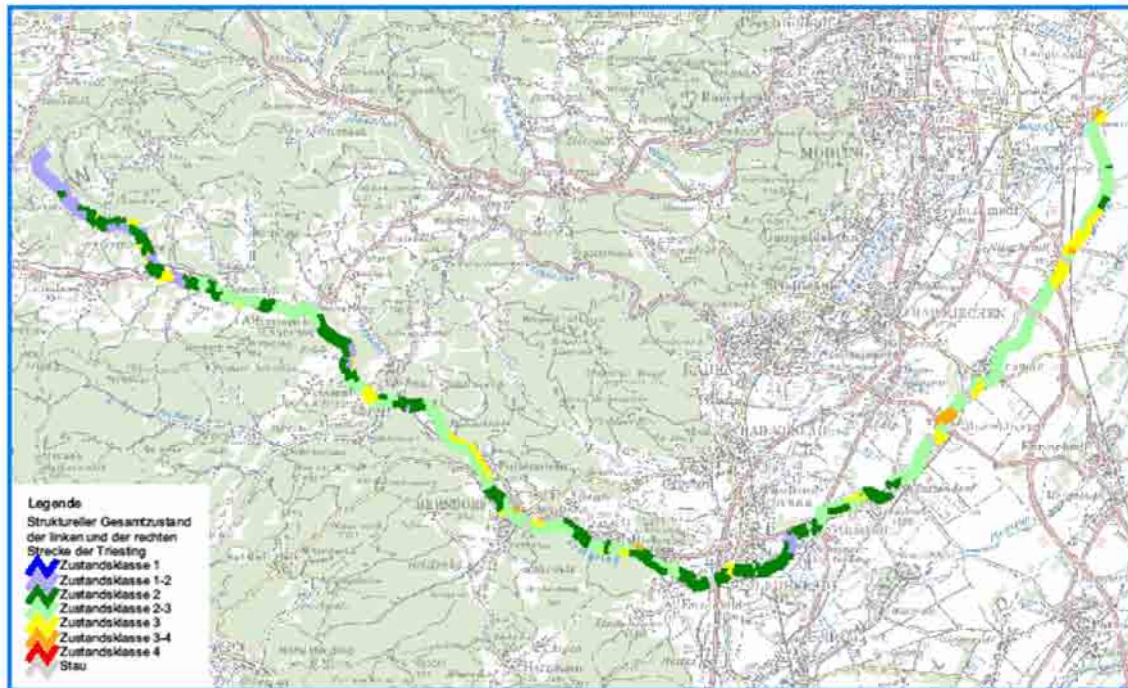


Abbildung 9.10: Struktureller Gesamtzustand der Triesting laut NÖMORPH

10. Lebenslauf

Persönliche Daten

Name	Astrid Kölbl
Geburtsdaten	10.01.1983, Wien

Schule und Studium

1989–1993	Private Volksschule der Dominikanerinnen, 1130 Wien
1993–2001	Besuch des Gymnasiums der Dominikanerinnen
Juni 2001	Ablegung der Reifeprüfung
Seit Oktober 2001	Landschaftsplanung und –pflege an der Universität für Bodenkultur

Praktika

Juni 2004	Ferialpraxis bei STRÖCK–BROT Ges.m.b.H, 1220 Wien
Juli 2006	Ferialpraktikum bei AVL–ARGE Vegetationsökologie und Landschaftsplanung GmbH

Studienbegleitende Tätigkeiten

Bis 2001	Leistungssport Eiskunstlauf
seit 2001	Leistungssport Leichtathletik
Seit 2003	Leistungssport Synchronized Skating
Seit 2006	geprüfte NLV–Kampfrichterin (Leichtathletik)
2007–2008	Ausbildung zum staatlich geprüften Lehrwart für Eiskunstlauf
Seit 2008	Kindereislaufkurse
Seit Mai 2009	GEWISTA Werbegesellschaft m.b.H.
2008–2010	SKATE SHOP Kunsteisbahn Engelmann
