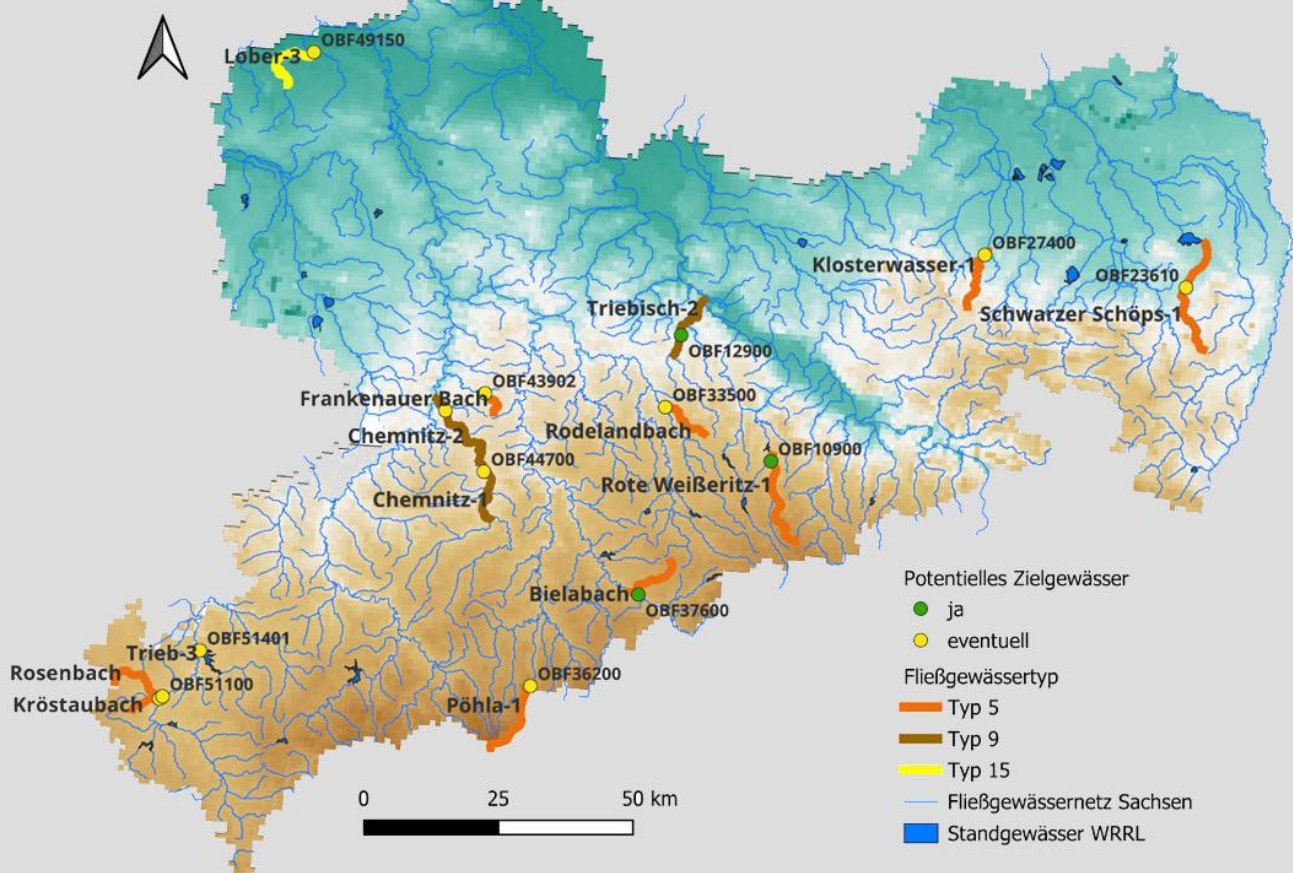


Aktive Wiederbesiedlung von Gewässern

Schriftenreihe, Heft 7/2026

Mögliche Zielgewässer MZB



Möglichkeiten und Grenzen einer aktiven Wiederbesiedlung von Gewässern mit gewässertypspezifischen Arten durch Besatz- und Bepflanzungsmaßnahmen

IDUS Umweltlabor GmbH: Dipl.-Biol. Tine Berg, M.Sc. Nora Franzke, M.Sc. Lukas Gunzelmann,
Dipl.-Biol. Rainer Kruspe

team ferox GmbH: Dipl.-Ing. (FH) Elisabeth Meinel, Dipl. Ing. (FH) Daniel Schmidt

LIMNOSA: Dipl.-Biol. Norbert Große

PNS Planungen in Natur und Siedlung: Dr. Dietrich Hanspach

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	13
1 Zusammenfassung	14
2 Einleitung	23
3 Darstellung der rechtlichen Rahmenbedingungen	25
3.1 Anlass des Vorhabens (Bewirtschaftungsziele).....	25
3.1.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	25
3.1.2 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)	26
3.1.3 Sächsisches Wassergesetz (SächsWG).....	27
3.1.4 Oberflächengewässerverordnung (OGewV).....	27
3.2 Wiederansiedlung – Einbringen von Organismen in Gewässer.....	28
3.2.1 Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD)	28
3.2.2 Grundgesetz/Bürgerliches Gesetzbuch (BGB).....	28
3.2.3 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)	29
3.2.4 Sächsisches Naturschutzgesetz (SächsNatSchG)	30
3.2.5 Sächsisches Fischereigesetz (SächsFischG)	30
3.2.6 Sächsische Fischereiverordnung (SächsFischVO).....	31
3.2.7 Fischseuchenverordnung (FischSeuchV)	31
3.3 Entnahme von Organismen aus Gewässern.....	32
3.3.1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)	32
3.3.2 Tierschutztransportverordnung (TierSchTrV).....	33
4 Fachliche Rahmenbedingungen	34
4.1 Fische	37
4.1.1 Allgemein	37
4.1.2 fiBS – fischbasiertes Bewertungssystem.....	39
4.2 Makrozoobenthos.....	44
4.3 Makrophyten.....	48
5 Literaturrecherche	50
5.1 Methodik	50
5.1.1 Recherche nach wissenschaftlich publizierter Literatur	50
5.1.2 Recherche nach „grauer“ Literatur und veröffentlichten Projekten.....	51
5.1.3 Auswertung der Literatur	51

5.2	Ergebnisse der Recherche.....	52
5.2.1	Auswertung.....	55
5.2.2	Wiederansiedlung allgemein	56
6	Bearbeitungskonzeption Grundlagen.....	58
6.1	Datengrundlage.....	58
6.2	Ableitung potentieller Zielgewässer.....	59
6.2.1	Vorauswahl potentieller Zielgewässer	59
6.2.1.1	Konzeption.....	59
6.2.2	Restriktionsanalyse potentieller Zielgewässer	61
6.2.3	Detailanalyse Zielgewässer Sachsen.....	63
6.3	Identifizierung geeigneter Arten und Lebensgemeinschaften	64
6.4	Erstellung von Verbreitungskarten.....	64
7	Fische.....	66
7.1	Literaturrecherche	66
7.2	Ableitung potentieller Zielgewässer und Identifizierung geeigneter Arten.....	68
7.2.1	Vorauswahl potentieller Zielgewässer	68
7.2.2	Restriktionsanalyse	73
7.2.3	Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften	81
7.2.4	Ergebnis des iterativen Prozesses	83
7.2.5	Detailanalyse Zielgewässer Sachsen.....	87
7.3	Ableitung geeigneter und zuverlässiger Herkünfte	87
7.3.1	Genetische Management-Einheit	87
7.3.2	Anforderungen an Besatzfische.....	88
7.3.3	Priorisierung der Herkunft	89
7.4	Besatzstrategie und Umsetzung.....	92
7.4.1	Klärung der planerischen und rechtlichen Rahmenbedingungen.....	94
7.4.2	Fischökologische Untersuchung des Zielgewässers.....	94
7.4.3	Prüfung der Habitateignung des Zielgewässers	96
7.4.4	Planung des Besatzzeitraums.....	97
7.4.5	Fischökologische Untersuchung der möglichen Spenderpopulation	97
7.4.6	Entnahme von Individuen aus der Spenderpopulation und Definition der Besatzmenge ..	100
7.4.7	Entnahmemenge	100
7.4.8	Transport der Individuen zum Zielgewässer.....	101
7.4.9	Adaption an das Zielgewässer	104
7.4.10	Erfolgskontrolle	104

7.5	Risiken und Wissensdefizite	105
7.5.1	Genetik.....	107
7.5.2	Defizite in der Datenerhebung	107
7.5.3	Wanderungen von Besatzfischen	108
7.5.4	Innerartliche Konkurrenz	109
7.5.5	Zwischenartliche Konkurrenz	109
7.6	Maßnahmenvorschläge zur aktiven Wiederansiedlung in Sachsen.....	110
7.6.1	Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	112
7.6.1.1	Wiederansiedlungsprojekte	113
7.6.1.2	Habitatanforderungen der Groppe.....	115
7.6.1.3	Zielgewässer	120
7.6.1.4	Mögliche Spendergewässer bzw. Herkunft.....	122
7.6.1.5	Vergleich Bedingungen Spender- und Zielgewässer	122
7.6.1.6	Vorschlag zur Methodik (Anzahl, Dauer, Wiederholungen)	123
7.6.2	Elritze (<i>Phoxinus morella</i>).....	123
7.6.2.1	Wiederansiedlungsprojekte	125
7.6.2.2	Habitatanforderungen der Elritze	128
7.6.2.3	Zielgewässer	131
7.6.2.4	Mögliche Spendergewässer bzw. Herkunft.....	135
7.6.2.5	Vergleich Bedingungen Spender- und Zielgewässer	135
7.6.2.6	Vorschlag zur Methodik (Anzahl, Dauer, Wiederholungen)	136
7.7	Sonderfall: Schneider.....	136
7.7.1	Ökologie.....	137
7.7.2	Wiederansiedlungsprojekte	137
7.7.2.1	Wesersystem – Nord- und Osthessen (Regierungspräsidium Kassel)	138
7.7.2.2	Rheinsystem – Mittelhessen (Regierungspräsidium Gießen).....	139
7.7.2.3	Rheinsystem – Südhessen (Regierungspräsidium Darmstadt)	139
7.7.3	Zielgewässer	141
7.7.4	Mögliche Spendergewässer bzw. Herkunft.....	144
7.7.5	Vorschlag zur Methodik (Anzahl, Dauer, Wiederholungen)	145
8	Makrozoobenthos	146
8.1	Literaturrecherche	146
8.1.1	Überblick.....	146
8.1.2	Geeignete Arten	150
8.1.3	Geeignete Spender- und Empfängergewässer	152

8.1.4	Geeignete Methodik	153
8.1.5	Ursachen für Erfolg / Misserfolg.....	156
8.1.6	Geeignetes Monitoring	157
8.1.7	Zulässigkeit der aktiven Wiederansiedlung	158
8.1.8	Wissensdefizite und weiterer Untersuchungsbedarf.....	159
8.2	Ableitung potentieller Zielgewässer.....	160
8.2.1	Vorauswahl potentieller Zielgewässer	160
8.2.2	Restriktionsanalyse	163
8.2.3	Detailanalyse Zielgewässer Sachsen.....	168
8.3	Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften	174
8.4	Ableitung geeigneter und zuverlässiger Herkünfte	181
8.5	Geeignete Ansiedlungsmethoden	181
8.6	Maßnahmenvorschläge zur aktiven Wiederansiedlung in Sachsen.....	183
8.6.1	Zielgewässer Bielabach.....	183
8.6.2	Zielgewässer Rote Weißeritz-1.....	186
8.6.3	Vorschlag zur Methodik.....	188
8.6.4	Wissensdefizite, Risiken und Monitoring.....	189
9	Makrophyten	190
9.1	Literaturrecherche	190
9.1.1	Überblick.....	190
9.1.2	Geeignete Arten / Artengruppen.....	190
9.1.3	Geeignete Spender- und Empfängergewässer	192
9.1.4	Geeignete Methodik	193
9.1.5	Ursachen für Erfolg / Misserfolg.....	195
9.1.6	Geeignetes Monitoring	197
9.1.7	Zulässigkeit der aktiven Wiederansiedlung	198
9.1.8	Wissensdefizite und weiterer Untersuchungsbedarf.....	199
9.2	Ableitung potentieller Zielgewässer.....	199
9.2.1	Vorauswahl potentieller Zielgewässer	199
9.2.2	Restriktionsanalyse	203
9.2.3	Detailanalyse Zielgewässer Sachsen.....	212
9.3	Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften	216
9.4	Ableitung geeigneter und zuverlässiger Herkünfte	232
9.5	Geeignete Ansiedlungsmethoden	233
9.6	Risiken und Wissensdefizite.....	237

9.7	Maßnahmenvorschläge zur aktiven Wiederansiedlung in Sachsen.....	238
9.7.1	Oberreichenbacher Bach	238
9.7.2	OWK Pöhla-2	240
9.7.3	OWK Bobritzsch-1	240
10	Prüfschema für die aktive Wiederbesiedlung	241
	Literaturverzeichnis.....	245
	Gesetze/Verordnungen	262
	Digitale Daten.....	263

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anthropogene Einflüsse die für den Rückgang und das Verschwinden von Fischpopulationen verantwortlich sind (verändert nach Cowx 1994, in HOLZER et al. 2003).....	38
Abbildung 2: Qualitätsmerkmale und zugehörige Einzelmetrics des fischbasierten Bewertungssystems (fiBS)	40
Abbildung 3: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von ≥ 10 Arten;	43
Abbildung 4: Anzahl wissenschaftlicher Publikationen zur aktiven Wiederbesiedlung	52
Abbildung 5: Schema der Restriktionsanalyse Fische	73
Abbildung 6: fehlende Leit- und typspezifische Arten (Fische, Neunaugen) in den potentiellen Zielgewässern (Oberflächenwasserkörper) in den Berichtszeiträumen 2015 und 2021 in Sachsen.....	75
Abbildung 7: Analyse der frei fließenden Strecke am Beispiel des OWK Kleine Röder-1 (Daten LfULG, Luftbild GeoSN)	81
Abbildung 8: Mögliche Zielgewässer Fische nach Restriktionsanalyse	86
Abbildung 9: Aufbau einer intakten Bachforellenpopulation (HOLZER et al. 2003).....	90
Abbildung 10: Aufbau einer gestörten Bachforellenpopulation (HOLZER et al. 2003).....	90
Abbildung 11: Besatzleitlinie zur Wiedereinbürgerung angepasst nach BAER et al. (2007)	93
Abbildung 12: Workflow von eDNA-Analysen an Gewässern nach SCHENEKAR et al. (2020).....	96
Abbildung 13: Wandermuster vieler Süßwasserfische (HOLZER et al. 2003).....	108
Abbildung 14: Grenzwerte für Fraß (Prädation) von Forellenbrütlingen durch Groppen, untersucht für unterschiedliche Längen der Groppen (x-Achse) und der Forellenbrütlinge (y-Achse) (GAUDIN 1985)	110
Abbildung 15: Natürliche Habitate der Groppe im Laufe eines Lebenszyklus (nach HOFFMANN 1996). Tiefe Zone (1), mitteltiefe, strömungsarme (2) und strömungs-exponierte (3) Zonen	117
Abbildung 16: Ausschnitt aus einem idealisierten Groppen-Ökotop. Aufsicht mit Strukturen (BECKER & ORTLEPP 2019)	118
Abbildung 17: Ausschnitt aus einem idealisierten Groppen-Ökotop. Aufsicht mit eingezeichneten Teilhabitaten und Tiefenlinien (BECKER & ORTLEPP 2019)	119
Abbildung 18: Ausschnitt aus einem idealisierten Groppen-Ökotop, Querschnitt mit Detailansicht eines Laichhabitats und Wasserstandsmarkierung für MQ und MNQ (BECKER & ORTLEPP 2019)	119

Abbildung 19: Untersuchte morphologische Merkmale der Elritze: (I) Brustschuppenflecken, (II) Brustflossenstrahlen, (III) Rückenflossenstrahlen, (IV) gemessene Abstände: a) Schnauzenlänge b) Augendurchmesser, c) Kopflänge, d) Standardlänge, e) Gesamtlänge, f) Länge des Schwanzstiels, g) Tiefe des Schwanzstiels, h) Körpertiefe (ROTHE et al. 2019)	124
Abbildung 20: Unterschiede in den Brustschuppen-feldern zwischen den Populationen der beiden Typstandorte, (I) Bodebach und (II) Sieg und Agger (ROTHE et al. 2019)	124
Abbildung 15: Habitatnutzung der Elritze im Frühjahr/Sommer im Herbst/Winter (BLESS 1992).....	130
Abbildung 21: Mögliche Zielgewässer für eine Wiederansiedlung des Schneiders auf Grundlage der Nennung in der jeweiligen Fischreferenzzönose	143
Abbildung 22: Anzahl wissenschaftlicher Studien zur aktiven Wiederansiedlung für verschiedene Gruppen des Makrozoobenthos	147
Abbildung 23: Fließschema wichtiger Aspekte zur Wiederansiedlung von Makrozoobenthos aus CLINTON et al. 2022	150
Abbildung 24: Schematische Darstellung der Natursubstrat-Exposition im Spenderstrom (DUMEIER et al. 2020)	154
Abbildung 25: Potentielle Zielgewässer Makrozoobenthos nach Restriktionsanalyse	168
Abbildung 26: Habitatindex für das Zielgewässer Bielabach (Daten LfULG Sachsen 2016)	171
Abbildung 27: Habitatindex für das Zielgewässer Rote Weißeritz-1 (Daten LfULG Sachsen 2016)	172
Abbildung 28: Auswertung der Datengrundlage 2021 hinsichtlich der Anzahl und Dichte von Leitarten des Gewässertyps 5 (Arten mit Faunaindex 05 = +1 / +2) in sächsischen Gewässern	176
Abbildung 29: Potentielle Zielgewässer und geeignete Spendergewässer für MZB für den Gewässertyp 5	180
Abbildung 30: Potentielle Zielgewässer für Makrophyten nach Restriktionsanalyse.....	212
Abbildung 31: Verbreitung <i>Brachythecium rivulare</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	218
Abbildung 32: Verbreitung <i>Chiloscyphus polyanthos</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	219
Abbildung 33: Verbreitung <i>Hygrohypnum ochraceum f. ochraceum</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	220
Abbildung 34: Verbreitung <i>Fissidens pusillus</i> Sachsen (WRRL-Monitoring)	221
Abbildung 35: Verbreitung <i>Fontinalis squamosa</i> Sachsen (WRRL-Monitoring)	222
Abbildung 36: Verbreitung <i>Scapania undulata</i> Sachsen (WRRL-Monitoring)	223
Abbildung 37: Verbreitung <i>Callitriche brutia var. hamulata</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	227
Abbildung 38: Verbreitung <i>Glyceria fluitans</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	228
Abbildung 39: Verbreitung <i>Myriophyllum spicatum</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	229
Abbildung 40: Verbreitung <i>Veronica beccabunga</i> Sachsen (WRRL-Monitoring).....	230

Abbildung 41: Entscheidungsmatrix zum Mischen verschiedener Herkünfte (aus RICHTER & GRÄTZ 2018, nach FRANKHAM et al. 2011)	233
Abbildung 42: Fließschema zur Prüfung der Machbarkeit und Notwendigkeit von Maßnahmen der aktiven Wiederbesiedlung mit dem Ziel der ökologischen Zustands- verbesserung	244

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Qualitätskomponenten zur Ermittlung des ökologischen Zustands für Fließgewässer nach Anhang V WRRL und Anlage 3 OGewV	35
Tabelle 2: Auswahlempfehlung Biokomponenten und deren indikative Eignung (Rolauffs 2011).....	36
Tabelle 3: Einteilung normierter, einheitsloser Indices (z.B. Deutscher Fauna Index, Rheoindex normiert und Multimetrischer Index „Allgemeine Degradation“) in Zustandsklassen gemäß dem Handbuch Fließgewässerbewertung (MEIER et al. 2006), farbliche Darstellung nach DIN EN ISO 8689-2 (2000).	46
Tabelle 4: Einteilung des Referenzindex Makrophyten in Zustandsklassen gemäß GUTOWSKI et al. (2024), farbliche Darstellung nach DIN EN ISO 8689-2 (2000).	49
Tabelle 5: Übersicht über die von den Landesfachämtern übermittelten Informationen zu eigenen Projekten zur Wiederansiedlung von Makrozoobenthos und Makrophyten.....	53
Tabelle 6: Ergebnisse Vorauswahl potentieller Zielgewässer	61
Tabelle 7: Optionen für die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für die Fische	69
Tabelle 8: Vorauswahl OWK für Wiederbesiedlung mit Fischen	70
Tabelle 9: Übersicht über die Länge der freien Fließstrecke im Bereich der Referenzstrecken	79
Tabelle 10: Übersicht potentielle Zielgewässer und Arten (L = Leitart, T = Typspezifische Art).....	82
Tabelle 11: Ergebnis der Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer und Identifizierung geeigneter Arten für Fische (Ref.=Referenzmessstrecke).....	83
Tabelle 12: Anforderungen an Besatzfische (BAER et al. 2007)	89
Tabelle 13: Richtwerte für einen max. 10-stündigen Transport von Fischen in 50 Liter-Plastiksäcken mit einer Befüllung mit Wasser und reinem Sauerstoff im Verhältnis von ca. 1:2 bis 1:3 (ADAM et al. 2013)	101
Tabelle 14: Richtwerte für einen max. 12-stündigen Brüttings- und Setzlingstransport (Salmoniden) in 50 Liter-Plastiksäcken mit einer Befüllung mit Wasser und reinem Sauerstoff im Verhältnis von ca. 1:2 bis 1:3 (ADAM et al. 2013).....	102
Tabelle 15: Richtwerte für die Transportdichte in einem offenen Transportbehälter , (ADAM et al. 2013)	102
Tabelle 16: Auswirkungen von Art 1 auf die Fitness von Art 2 (BEGON et al. 1997).....	109
Tabelle 17: Übersicht Groppe und Elritze (vgl. FÜLLNER et al. 2005)	111
Tabelle 18: Groppenbesatz und Ergebnisse der Erfolgskontrolle im Emscher-Einzugsgebiet (ergänzt nach STEMMER & JACOBS 2015)	113
Tabelle 19: Anzahl der besetzten Ostgroppen im Schmalen Luzin (vgl. KRAPPE et al. 2021).....	114

Tabelle 20: Zielgewässer für die Wiederansiedlung der Groppe (nat. WBP=natürliches Wiederbesiedlungspotential)	120
Tabelle 21: Mögliche Spendergewässer – Groppe	122
Tabelle 22: Besatz Wiederansiedlung Schleswig-Holstein (LAV 2025).....	125
Tabelle 23: Umsiedlung im Rahmen der Wiederansiedlung Schleswig-Holstein (LAV 2025)	127
Tabelle 24: Nachweis von Elritzen im Wiederansiedlungsprojekt Schleswig-Holstein (LAV 2025)	127
Tabelle 26: Zielgewässer für die Wiederansiedlung der Elritze (nat. WBP=natürliches Wiederbesiedlungspotential)	131
Tabelle 27: Mögliche Spendergewässer – Elritze.....	135
Tabelle 28: Übersicht Schneider (vgl. FÜLLNER et al. 2005)	137
Tabelle 29: Besatz Wiederansiedlungsprojekt im BR Hessische Rhön (vgl. DÜMPELMANN 2021).....	138
Tabelle 30: Besatz Wiederansiedlungsprojekt Mittelhessen (RP=Rheinland-Pfalz) (vgl. HMUKLV & HESSEN FORST FENA 2014)	139
Tabelle 31: Besatz Wiederansiedlungsprojekt Südhessen (BW=Baden-Württemberg, RP=Rheinland-Pfalz) (vgl. HMUKLV & HESSEN FORST FENA 2014).....	140
Tabelle 32: Mögliche Zielgewässer für die Wiederansiedlung des Schneiders (Stand WRRRL Daten: 3. Bewirtschaftungsplan).....	141
Tabelle 33: Ergebnisse der Literaturrecherche gelistet nach Erfolg und Misserfolg der Wiederansiedlung und Monitoring von Makrozoobenthos	148
Tabelle 34: Publierte Projekte mit einzelnen EPT-Arten in Fließgewässern.....	150
Tabelle 35: Publierte Projekte mit MZB-Artengemeinschaften in Fließgewässern	152
Tabelle 36: Optionen für die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für Makrozoobenthos	161
Tabelle 37: Anzahl OWK nach Vorauswahl für potentielle Zielgewässer MZB.....	161
Tabelle 38: Vorauswahl OWK für Wiederbesiedlung mit Makrozoobenthos	161
Tabelle 39: Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer für Makrozoobenthos	164
Tabelle 40: Potentielle Spendergewässer für Makrozoobenthos des Gewässertyps 5 unterteilt nach Höhenlage	178
Tabelle 41: Vergleich Bielabach und nächstgelegene Spendergewässer.....	184
Tabelle 42: Vergleich Rote Weißeritz-1 und nächstgelegene Spendergewässer	187
Tabelle 43: Optionen für die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für Makrophyten	200
Tabelle 44: Vorauswahl OWK für Wiederbesiedlung mit Makrophyten	201
Tabelle 45: Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer für Makrophyten	204
Tabelle 46: Einstufung der A-Arten nach PHYLIB hinsichtlich einer Eignung für eine Wiederansiedlung in sächsischen Fließgewässern des Makrophyten-Typs MRS	218
Tabelle 47: Vergleich Oberreichenbacher Bach und nächstgelegene Spendergewässer.....	239

Abkürzungsverzeichnis

ACP	allgemeine chemisch-physikalische Parameter
Anteil EPT	Anteil Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren an Gesamtbiozönose
BGB	Bürgerliches Gesetzbuch
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BQK	biologische Qualitätskomponente nach EG-WRRL (Fische, Makrozoobenthos, Makro- phyten/Phytobenthos, Phytoplankton)
BWZ	Bewirtschaftungszeitraum
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitatrichtlinie
FI	Deutscher Fauna-Index
FischSeuchV	Fischseuchenverordnung
GG	Grundgesetz
GME	Genetische Management-Einheiten
LAWA	Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LTV	Landestalsperrenverwaltung
MMI	Multimetrischer Index
MZB	Makrozoobenthos
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OVG	Oberverwaltungsgericht
OW	Orientierungswert der OGewV
OWK	Oberflächenwasserkörper
QBW	Querbauwerk
Ref	Referenzstrecke
TierSchTrV	Tierschutztransportverordnung
TP	Gesamtphosphor
SächsFischG	Sächsisches Fischereigesetz
SächsFischVO	Sächsische Fischereiverordnung
SächsNatSchG	Sächsisches Naturschutzgesetz
SächsWG	Sächsisches Wassergesetz
UNB	Untere Naturschutzbehörde
UWB	Untere Wasserbehörde
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Zusammenfassung

Ziel dieses vom LfULG Sachsen beauftragten F&E-Projektes war die landesweite Prüfung der Möglichkeiten von aktiver Wiederansiedlung von Arten / Artengemeinschaften der Fische, der Makrophyten und des Makrozoobenthos an sächsischen Fließgewässern. Der Fokus des Projekts lag dabei auf einer mit der aktiven Wiederansiedlung einhergehenden Verbesserung der ökologischen Zustandsbewertung, also insbesondere der Wiederansiedlung von Leitarten gemäß den aktuellen Bewertungsverfahren für die genannten biologischen Komponenten.

Eine intensive Literaturrecherche zum Stand der Wissenschaft und Erfahrungen aus Projekten zur aktiven Wiederbesiedlung von Fließgewässern bildete den Ausgangspunkt. Neben der Recherche wissenschaftlich publizierter Literatur wurden Informationen der Landesfachämter der Bundesländer, der Fischereiverbände und von wissenschaftlichen Institutionen im gewässerökologischen Bereich erfragt und ausgewertet.

Für die Datenanalyse zur Identifikation potentieller Zielgewässer, geeigneter Spendergewässer und geeigneter Arten / Artengemeinschaften wurden Daten aus dem sächsischen WRRL-Monitoring für je eine Messstelle bzw. die jeweiligen Befischungsabschnitte pro Oberflächenwasserkörper (OWK) genutzt, die vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt wurden. Neben den Bewertungen des ökologischen Zustands / Potentials nach EG-WRRL der biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrophyten/Phytobenthos und Makrozoobenthos standen Daten zur Bewertung der unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten, der ubiquitären und flussgebietspezifischen Schadstoffe, des chemischen Zustands und der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter (ACP) gemäß OGewV (2016) zur Verfügung.

Den **Fischen** kommt in Bezug auf eine Wiederansiedlung eine besondere Stellung zu, da zum einen Fischbesatz bereits über einen sehr langen Zeitraum hinweg eine klassische Maßnahme bei der Bewirtschaftung der Bestände darstellt und mit dem Sächsischen Fischereigesetz ein eigenständiges Gesetzeswerk vorliegt, in dem zahlreiche Belange geregelt werden. Zum anderen ist bereits seit Jahrhunderten eine intensive Nutzung und Veränderung der Fisch- und Neunaugenbestände durch den Menschen erfolgt. Für die fischereiliche Hege, die den Aufbau und Erhalt eines der Größe, der Güte, der Art und der sonstigen Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden heimischen, ausgeglichenen Fischbestandes zum Ziel hat, sind die Fischereiberechtigten zuständig. Ein ausgeglichener Fischbestand bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Dominanzverhältnisse annähernd den Anteilen in der Referenz-

zönose entsprechen und dass sich der vorhandene Fischbestand nicht negativ auf das Gewässer auswirken kann. Die Fischereiberechtigten müssen sowohl der Entnahme als auch dem Besatz zustimmen und sind deshalb frühzeitig in die Planung von Wiederansiedlungen einzubeziehen.

Aktive Wiederbesiedlung bzw. Wiederansiedlung bedeutet dabei

- die zielgerichtete Wiedereinführung eines Organismus an einen Ort seiner natürlichen Verbreitung, von welchem er verschwunden ist bzw. ausgelöscht wurde und für den eine natürliche Wiederbesiedlung innerhalb eines absehbaren Zeitraums ausgeschlossen werden kann,
- wobei das Ziel die Etablierung einer dauerhaften, sich selbst reproduzierenden Population ist
- und das Einbringen zeitlich befristet erfolgt.

Die Wiederansiedlung von Fischen kann auf der Grundlage der folgenden Aspekte zielführend sein:

- Wiederansiedlung aus Artenschutzgründen, z.B. von ausgestorbenen Arten => Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) zur Erhöhung der Biodiversität
- Wiederansiedlung als ergänzende Maßnahme zur Klimafolgenbewältigung => Ansiedlung von kaltstenothermen Arten in den Oberläufen (z.B. Groppe)
- Wiederansiedlung vor dem Hintergrund der Zielerreichung WRRL => Bewirtschaftungsziele guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential

Eine wesentliche Voraussetzung für aktive Wiederbesiedlungsmaßnahmen ist dabei ein fehlendes natürliches Wiederbesiedlungspotential z.B. aufgrund der fehlenden ökologischen Durchgängigkeit (serielle Diskontinuität). Neben den rechtlichen Rahmenbedingungen sind bei jeder Wiederansiedlung für jede einzelne Art am jeweiligen Zielgewässer die IUCN-Kriterien sowie die Vorgaben der guten fachlichen Praxis für fischereiliche Besatzmaßnahmen (BAER et al. 2007) zu berücksichtigen. Eine wesentliche Voraussetzung für die Wiederansiedlung von Fischen stellt das Vorhandensein eines für die Art geeigneten Lebensraums (Biotops) mit den für alle Lebensstadien der Zielart erforderlichen Teil- und Schlüsselhabitaten dar. Die für den vollständigen Lebenszyklus der Art erforderlichen Habitate müssen in ausreichender Qualität und Quantität vorhanden sein, damit sie die Anforderungen an funktionsfähige Fischökotope im Sinne von BECKER & ORTLEPP (2019) erfüllen. Sofern diese Voraussetzungen nicht vollumfänglich erfüllt sind, sollte eine Wiederansiedlung unterbleiben und der Fokus zunächst auf die Aufwertung des Lebensraums und die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit gelegt werden. Durch derartige Maßnahmen kann auch die Wahrscheinlichkeit für natürliche Wiederbesiedlungsprozesse erhöht werden.

Bei der Vorauswahl potentieller Zielgewässer für die aktive Wiederbesiedlung mit Fischen werden diejenigen OWK identifiziert, in denen in einem der beiden Bewirtschaftungszeiträume die Fische eine mäßige Bewertung und gleichzeitig die beiden weiteren Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten die Bewertung gut bzw. besser als gut aufwiesen. Eine weitere Bedingung für die Vorauswahl ist, dass der Fischbestand in keinem der beiden Bewirtschaftungszeiträume im ökologischen Zustand gut / besser als gut war, da in diesen OWK der gute Zustand / das gute Potential ohne aktive Wiederansiedlung erreicht werden kann. Insgesamt wurden demnach 28 OWK identifiziert.

Die im Rahmen des F&E-Vorhabens entwickelte und durchgeführte Analyse, die mehrere Schritte beinhaltet und anhand der flächendeckend zur Verfügung stehenden Datensätze durchgeführt wurde, ermöglicht grundsätzlich die Identifikation von geeigneten Gewässern (Oberflächenwasserkörpern) und Arten in Sachsen. Die landesweit durchgeführte Restriktionsanalyse hat ergeben, dass vor allem die beiden Kleinfischarten Groppe und Elritze für potentielle Wiederansiedlungen geeignet sind. Für beide Arten kann unterstellt werden, dass sie aufgrund ihrer fehlenden Bedeutung für die fischereiliche Nutzung der Gewässer in der Regel bei der Hege der Fischbestände eine geringere Beachtung finden. Für eine Ansiedlung der Groppe konnten 7 und für die Elritze 9 Gewässer identifiziert werden. Im Detail handelt es sich um folgende OWK:

Groppe: Brunndöbrabach (Ref. 2), Butterwasser (Ref. 2), Kemnitzbach (Ref. 1), Langes Wasser (Ref. 1 und 2), Prießnitz-2 (Ref. 1), Steinbach (Ref. 1), Zufluss v. Mahlteich/Wiedwasser (Ref. 1 und 2)

Elritze: Brunndöbrabach (Ref. 2), Kleine Röder-1 (Ref. 1), Langes Wasser (Ref. 1 und 2), Lausitzer Neiße-8 (Ref. 1), Lausitzer Neiße-9 (Ref. 1), Lausitzer Neiße-10 (Ref. 1), Schwarzer Schöps-3 (Ref. 2), Zufluss v. Mahlteich/Wiedwasser (Ref. 1)

Sowohl die Elritze als auch die Groppe weisen aufgrund ihrer geringen Mobilität in den überwiegend stark fragmentierten Gewässern in Sachsen nur ein sehr geringes natürliches Wiederbesiedlungspotential auf. Dies gilt insbesondere für die Oberläufe. Gerade die Oberläufe können aber im Hinblick auf die prognostizierten Klimaveränderungen wichtige Refugialräume für kaltstenotherme Arten darstellen.

Jedoch stellt jede Wiederansiedlung einer spezifischen Art an einem Gewässer(-abschnitt) sehr hohe Anforderungen, damit der Erfolg bestmöglich gewährleistet werden kann. Aus diesem Grund ist eine fischökologische Untersuchung sowohl des Zielgewässers als auch des Spendergewässers erforderlich. Bei den Zielgewässern ist durch die Kombination geeigneter Maßnahmen der Nachweis zu führen, dass die Zielart mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit nicht vorkommt. Hierfür werden Elektrofischungen und Untersuchungen der Umwelt-DNA (eDNA) empfohlen. Beim Spendergewässer muss dagegen sichergestellt werden, dass die Entnahme der Tiere für die Wiederansiedlung nicht die lokale Po-

pulation gefährdet. Hierfür sollte eine Abschätzung der dortigen Populationsgröße mittels der quantitativen Entnahme (catch depletion estimates) mit Hilfe von Elektrofischungen erfolgen. Darüber hinaus werden an die Gesundheit der Besatztiere hohe Anforderungen gestellt, es dürfen keine Krankheiten oder Parasiten in das Zielgewässer übertragen werden. Für das Zielgewässer muss eine ausreichende Lebensraumfunktion für die Zielart gegeben sein. Dies kann durch eine Kartierung der Teilhabitate (Mikro- und Mesohabitate) erfolgen, die für den Lebenszyklus der Zielart essentiell sind. Die Spenderpopulationen sollten sich so nah wie möglich bei den Zielgewässern befinden.

Da das Einbringen einer neuen Art erhebliche Auswirkungen auf die rezenten Arten haben kann, sind im Vorfeld mögliche Auswirkungen zu bewerten und ggf. Anpassungen an der Besatzstrategie vorzunehmen. Um den Erfolg der Wiederansiedlung erfassen zu können, sind geeignete Meilensteine wie z.B.

- Überleben der Besatzfische im Zielgewässer
- Reproduktionsnachweis
- Aufbau einer Populationsbasis und eigenständige autochthone Reproduktion im Sinne einer minimal überlebensfähigen Population (MVP – minimal viable population) mit entsprechender Altersstruktur
- Ausbreitungsnachweis
- (langfristige) Etablierung der Art entsprechend der Klassifizierung als Leitart, Typspezifische Art oder Begleitart mit den entsprechenden Anteilen an der Referenzzönose

zu definieren und durch geeignete Untersuchungen zu dokumentieren.

Es ist festzustellen, dass in Sachsen geeignete Arten und Gewässer für Wiederansiedlungen identifiziert werden können. Jedoch stellt jede Wiederansiedlung ein eigenes Projekt mit spezifischen Rahmenbedingungen dar und der Erfolg der Maßnahmen kann, wie bereits durchgeführte Wiederansiedlungen gezeigt haben, nicht garantiert werden, da sehr viele Einflussfaktoren relevant sind.

Neben den beiden genannten Arten wurde die in Sachsen ausgestorbene Art Schneider (FÜLLNER et al. 2016) als potentiell wiederanzusiedelnde Art identifiziert. Die Art ist in mehreren OWK in der jeweiligen Fischreferenzzönose enthalten, sodass eine erfolgreiche Wiederansiedlung einen relevanten Beitrag zur Erhaltung der biologischen Diversität in den sächsischen Fließgewässern darstellen würde. Darüber hinaus handelt es sich beim Schneider um eine Art, die bereits in Hessens erfolgreich in Fließgewässern wiederangesiedelt wurde. Da keiner der 25 potentiellen OWK für die Wiederansiedlung des Schneiders den Anforderungen der Kriterien zur Vorauswahl der Zielgewässer entspricht, wird für diese Gewässer eine abweichende Vorgehensweise als zielführend erachtet. Bei allen potentiellen Zielgewässern für eine Wiederansiedlung mit dem Schneider ist detailliert zu prüfen, ob eine ausreichende Lebensraum-

funktion gegeben ist. Zuerst ist eine Prüfung vorhandener Daten zum Zustand der Gewässer durchzuführen (Wasserbeschaffenheit, Strukturgüte, Abfluss) und vorliegende Defizitanalysen sowie Planungen (z.B. Vorhabens- und Sanierungspläne) zu sichten. Anschließend sind Ortsbegehungen an geeigneten Gewässern erforderlich. Die am besten geeigneten Gewässer werden dabei identifiziert und sollten in die weitere Planung auch zur gegebenenfalls erforderlichen Aufwertung der Lebensräume einbezogen werden. Gewässer, an denen sich in absehbarer Zeit kein ausreichendes Habitatpotential einstellen wird bzw. deren Habitatpotential mittelfristig nicht mit geeigneten Maßnahmen soweit verbessert werden kann, dass eine Wiederansiedlung der Art möglich scheint, werden zurückgestellt.

Eine Wiederansiedlung von **Makrophyten** ist in der Literatur für Samenpflanzen im submersen bis emersen Bereich mit konkreter Handlungsempfehlung und umfangreichen Erfahrungsberichten aus Pilotprojekten gut beschrieben, was zusammengefasst dargestellt wird. Zur Identifizierung geeigneter Oberflächenwasserkörper (OWK) für eine aktive Wiederansiedlung von Makrophyten-Leitarten in Sachsen wurden harte und weiche Kriterien formuliert. Ziel war die Filterung von OWK, die nur durch mangelndes natürliches Wiederbesiedlungspotential, nicht dagegen durch vorhandene Belastungen hydromorphologischer bzw. physikalisch-chemischer Art Defizite bezüglich der Makrophyten aufweisen. Nach diesen Kriterien erfolgten Abfragen aus Datenbanken zu Messwerten, Artenlisten und Bewertungen von Landesmessstellen. Diese Datenauswertung ergab für Sachsen 68 mögliche Zielgewässer vor allem im Bereich der silikatischen Mittelgebirge.

Bei einer Detailbetrachtung dieser Vorauswahl anhand von Artenlisten, Bemerkungen von Kartierern, Luftbildern, Gewässersteckbriefen, eigener Ortserfahrung und weiteren, nicht automatisiert auswertbaren Grundlagen, reduzierte sich die Zahl möglicher Zielgewässer auf drei OWK, die alle dem Typ MRS (silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge) zuzuordnen sind. Ausschlusskriterien waren dabei insbesondere erhöhte Einträge von Feinsedimenten (Verschlammung / Versandung) aus Siedlung und Landwirtschaft, Dominanz konkurrenzstärkerer Belastungszeiger mit ähnlicher ökologischer Nische wie die fehlenden Leitarten, Rückstaubereiche (ungeeignetes Habitat) und hohe Beschattung (natürlich makrophytenfrei). Neben den drei gut geeignet erscheinenden Zielgewässern ergaben sich 25 OWK, deren bestehende Belastungen durch überschaubare Maßnahmen in absehbarer Zeit durch Sanierungs- und Gewässerentwicklungsmaßnahmen behebbar erscheinen. Es zeigt sich, dass die Eingrenzung von Zielgewässern nicht allein automatisiert über Filterung von Datenbanken funktioniert, sondern weitergehende Betrachtungen notwendig sind.

Es scheint, dass im aktuellen Zustand der sächsischen Fließgewässer Zerschneidungseffekte bei der Verhinderung einer natürlichen Wiederbesiedlung von Makrophyten überwiegend eine nachrangige Rolle spielen. Auch bei den nach Detailanalyse als mögliche Zielgewässer identifizierten OWK verbleiben Unwägbarkeiten. So zeigen sich in manchen Gewässern erhebliche Schwankungen in der Dichte

und Artenzusammensetzung zwischen verschiedenen Jahren, teils bedingt durch natürliche Effekte (z.B. Hochwasser oder langanhaltende Dürre mit Niedrigwasser), teils anthropogen bedingt (z.B. Sanierungsmaßnahmen) und selten auch ohne erkennbare Ursache. Weiterhin betreffen die vorliegenden Daten ausschließlich die repräsentative Landesmessstelle, welche sich häufig am Ende des jeweiligen OWK befindet. Es bleibt damit offen, ob lokal fehlende Leitarten eventuell oberhalb der Landesmessstelle in besser geeigneten Fließabschnitten vorkommen. Vor der konkreten Planung einer aktiven Wiederansiedlung ist daher eine vorherige Ortsbegehung mit stichprobenartigen Kartierungen unerlässlich. Am sinnvollsten erscheint eine aktive Wiederansiedlung, wenn nach Abschluss von Entwicklungs- und Sanierungsvorhaben anschließend über mehrere Jahre der gewünschte Erfolg einer natürlichen Wiederbesiedlung von Leitarten aufgrund nicht behebbarer, isolierend wirkender Faktoren ausbleibt. Primär ist jedoch die Durchgängigkeit und Vernetzung von Biotopen für eine natürliche Ausbreitung und Wiederansiedlung von Makrophyten anzustreben.

Die im Bewertungsverfahren PHYLIB als Leitarten (A-Arten) gelisteten Makrophyten wurden hinsichtlich ihrer Eignung für eine aktive Wiederansiedlung geprüft. Für die identifizierten Zielgewässer im silikatischen Mittelgebirgsraum kommen demnach als fehlende Makrophyten-Leitarten ausschließlich Moose in Frage. Eine aktive Wiederansiedlung von Moosen im aquatischen Bereich ist bisher nicht dokumentiert. Die Prüfung des Vorkommens geeigneter Leitarten ergab eine ausreichend dichte Verbreitung mehrerer sehr gut geeigneter Arten in Sachsen, so dass geeignete Spendervorkommen in räumlicher Nähe bzw. im gleichen Flusseinzugsgebiet (Vermeidung einer Florenverfälschung) für alle Zielgewässer vorhanden sind.

Die drei nach der Detailanalyse aller verfügbarer Daten und Luftbilder als geeignet für eine Wiederansiedlung von Makrophyten verbliebenen Gewässer sind der OWK Oberreichenbacher Bach (sehr geringe Dichte an Makrophyten, Isolation durch zwei direkt durchflossene Teiche unterhalb der Landesmessstelle), der OWK Bobritzsch-1 (Makrophytenverödung) und der OWK Pöhla-2. Bei dem OWK Oberreichenbacher Bach ist eine Wiederansiedlung von Moosen der Art *Chiloscyphus polyanthos* aus der Großen Striegis denkbar. Es erscheinen Voruntersuchungen notwendig, die insbesondere Kartierarbeiten vor Ort (Verbreitung von Makrophyten und Störstellen / Störfaktoren bezüglich Ausbreitung) beinhalten. Beim OWK Pöhla-2 (Pöhlbach) müssten erst einmal die Hinweise geprüft werden, dass mittlerweile auf natürlichem Weg A-Arten eingewandert sind. Im OWK Bobritzsch-1 liegt eine Makrophytenverödung vor. Bei diesem Gewässer bietet sich eine Wiederansiedlung der Moose *Fissidens pusillus* und *Brachythecium rivulare* an, die im nahe gelegenen OWK Sohrbach bei Sohra (OBF33300) vorhanden sind. Da der Sohrbach in den OWK Bobritzsch-1 einmündet, ist vorab zu prüfen, aus welchen Gründen bisher keine natürliche Wiederbesiedlung aus diesem Nebengewässer stattfand.

Eine Wiederansiedlung von Makrophyten ist in der Literatur nur für Samenpflanzen beschrieben. Zur Wiederansiedlung submerser Moose in Fließgewässern liegen keine Erfahrungsberichte mit Handlungsempfehlung vor. Die Umsetzung von fest an groben Steinen angehefteten Moosen erscheint grundsätzlich sogar einfacher als im Sediment verwurzelte Samenpflanzen. Hierbei würde es sich um ein Pilotprojekt handeln, das entsprechend mit einem langjährigen Monitoring dokumentiert werden sollte.

Die aktive Wiederansiedlung von **Makrozoobenthos** ist in der Literatur bezüglich verschiedener Arten bzw. ganzer Artengemeinschaften mit recht unterschiedlichem Erfolg dokumentiert. Die Wiederansiedlung einer einzelnen Art ist beim Makrozoobenthos methodisch bedingt meist ohne relevanten Effekt auf die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie und wird in erster Linie für Naturschutzprojekte besonderer Arten durchgeführt (z.B. Flussperlmuschel, Edelkrebs). Diese Sonderfälle wurden im vorliegenden Projekt nicht eingehender betrachtet. Zielführender erscheint die Umsetzung von Artengemeinschaften aus Gewässern, in denen eine hohe Vielfalt und Dichte an Leitarten vorliegt. Es gibt nur sehr wenige Veröffentlichungen zu solchen Projekten, die auch nur zum Teil durch ein anschließendes Monitoring ausgewertet wurden. Das einzige gut dokumentierte Projekt einer Umsetzung ganzer Lebensgemeinschaften von Makrozoobenthos an einem sandigen Tieflandbach hatte langfristig nur geringen Erfolg. Für mögliche Zielgewässer einer Wiederansiedlung von Zielarten in Sachsen wurden konkrete Kriterien formuliert und daraus ein Prüfschema entwickelt.

Die automatisierte Filterung von Datenbanken ergab 41 potentielle Zielgewässer. Anschließend fand eine detaillierte Einzelfallbetrachtung anhand weiterer, nicht automatisiert auswertbarer Grundlagen wie Artenlisten und Bemerkungen in den Bewertungstabellen statt. Ausschlusskriterien waren dabei insbesondere Potamalisierung durch Rückstaubereiche und Wasserausleitungen (Wasserkraftnutzung), erhöhte Einträge von Feinsedimenten (Verschlammung / Kolmation) aus Siedlung und Landwirtschaft, deutliche Überschreitung bezüglich relevanter Schwellenwerte von ACP oder Schadstoffen (inkl. SPEAR Pesticides Index), hoher Anteil invasiver, konkurrenzstarker Neozoen, Temperaturanomalien (KLIWA-Index) sowie Versauerung. Dadurch reduzierte sich die Anzahl gut geeigneter Gewässer auf lediglich zwei Bäche vom Typ 5 (silikatische, grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche). Dies sind der Bielabach (OBF37600) und die Rote Weißeritz-1 (OBF10900), welche jeweils an der Landesmessstelle einen Mangel an Leitarten aufweisen und eine isolierte Lage zum nächstgelegenen Wiederbesiedlungspotential aufweisen. Beide besitzen im Einzugsgebiet nicht berichtspflichtige Nebengewässer mit streckenweise sehr gutem Habitatindex, von denen keine Artenlisten vorliegen. Dort könnte Wiederbesiedlungspotential vorhanden sein, was durch blockierte Strahlwege (z.B. Querbauwerke) nicht bis zur Landesmessstelle wirksam wird. Letztendlich ist die Wiederherstellung eines durchgängigen Strahlweges

durch Trittsteinbiotope, Wanderkorridore (Habitatverbünde) und Rückbau von Strahlbarrieren (insbesondere Rückstaubereiche) zielführender und längerfristig wirksam als die Wiederansiedlung von Makrozoobenthos-Arten in einem isoliert liegenden Fließabschnitt.

Für die Entnahme von Makrozoobenthos-Gemeinschaften aus Spendergewässern ist eine Kombination aus Exposition von Substratbehältern und zusätzliches Erfassen von Arten durch Kick-Sampling an nicht exponierbaren Substraten (Makrophyten, flutende Baumwurzeln, grobes Totholz) optimal, um möglichst viele verschiedene Arten in hoher Dichte möglichst schonend zu erfassen. Erfahrungen für so geartete Wiederansiedlungen von Makrozoobenthos-Gemeinschaften existieren nur für sandgeprägte Tiefland-Fließgewässer, aber nicht für die hier relevanten silikatischen, grobmaterialreichen Bäche bis Flüsse. Dementsprechend wären aktive Wiederansiedlungen Pilotprojekte, die umfangreicher Voruntersuchungen, längerfristigem Monitoring und detaillierter Dokumentation für die weitere Optimierung der Methodik bedürfen.

An die Spendergewässer wurden konkrete Anforderungswerte hinsichtlich Anzahl und Dichte von Leitarten sowie Gewässerzustand abhängig vom Gewässertyp definiert. Nach diesem Prüfschema konnten für den Gewässertyp 5 über ganz Sachsen verteilt 61 Spendergewässer in unterschiedlichen Höhenlagen (montan bis Übergang Flachland) identifiziert werden, so dass für alle Zielgewässer eine risikoarme (Ausschluss Faunenverfälschung) Einbringung von Leitarten aus nahe gelegenen Gewässern des gleichen Flusseinzugsgebiets grundsätzlich möglich ist. Aufgrund der fraglichen Erfolgsaussichten einer Umsetzung von Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften ist eine eingehende Kartierung der Zielgewässer (inklusive Nebengewässer) außerhalb der gut dokumentierten Landesmessstellen vor der konkreten Planung einer aktiven Wiederansiedlung unabdingbar. Die überwiegend geringen Erfolge von Wiederansiedlungsversuchen in Fließgewässern zeigen, dass Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit, der Strahlwirkung von Hotspots und Habitatverbünde zur Förderung der natürlichen Wiederbesiedlung angepasster Leitarten langfristig erfolversprechender sind. Somit sind Voruntersuchungen notwendig, ob durch Verbesserungen von Strahlwegen und Wanderkorridoren (Habitatverbünde) eine natürliche Wiedereinwanderung gefördert werden kann. Dies hat nach den wenigen in der Literatur dokumentierten Projekten langfristig höhere Erfolgschancen als eine aktive Wiederansiedlung von Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften.

Eine aktive Wiederansiedlung erscheint nur dort sinnvoll, wo aufgrund von Restriktionen langfristig die Durchgängigkeit nicht zufriedenstellend hergestellt werden kann. Hindernisse und Ausbreitungsbarrieren sind in den betrachteten Fließgewässern für das Makrozoobenthos insbesondere lange Rückstaubereiche von Querbauwerken und durch Feinsedimente kolmatisierte Gewässerstrecken. Der Kompensationsflug merolimnischer Insekten wird vor allem eingeschränkt von Durchlässen, hohen Dämmen (z.B. von Talsperren und Speicherbecken) und durch großräumige Bebauung ohne Vorland.

Insgesamt sind für die aktive Wiederbesiedlung mit Makrozoobenthos und Makrophyten bislang nur sehr wenige langfristig und nachhaltig erfolgreiche Projekte veröffentlicht worden. Der Erfolg einer Wiederansiedlung hängt von einem komplexen Zusammenwirken extrinsischer und intrinsischer Faktoren ab, die nur schwer zu identifizieren sind und auch nach Jahren wieder zum Verschwinden der angesiedelten Arten führen können. Häufig lagen die kurzen Monitoring-Zeiträume vermutlich an den Bewilligungszeiträumen von Fördermitteln an wissenschaftlichen Einrichtungen. Es wurde anhand der Ergebnisse der Literaturrecherche deutlich, dass ein Wiederansiedlungsprojekt bereits vorab durch ein langjähriges Monitoringprogramm abgesichert sein sollte, um fundierte Kenntnisse über Ursachen von Erfolg oder Misserfolg erlangen zu können. Daneben gilt es auch, für Makrozoobenthos und Makrophyten, zukünftig mögliche Risiken oder negative Auswirkungen einer Wiederansiedlung vorab intensiver zu betrachten.

Als Ergebnis des Projektes wurde ein Prüfschema entwickelt, mit welchem zukünftig die Notwendigkeit und Machbarkeit einer erfolgversprechenden aktiven Wiederbesiedlung mit Berücksichtigung aller relevanten Restriktionen und Methoden für ein Fließgewässer geprüft werden kann, um die ökologische Zustandsbewertung zu verbessern.

2 Einleitung

In den vergangenen Jahren wurden an Fließgewässern zahlreiche Vorhaben der hydromorphologischen Renaturierung mit dem Ziel umgesetzt, den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential gemäß der EG-WRRL zu erreichen. In vielen dieser Fälle führten die Maßnahmen jedoch nicht zu einer deutlichen Verbesserung der Zustandsbewertungen, da sich die Besiedlung, trotz verbesserter Wasserqualität und aufgewerteten strukturellen Gegebenheiten, nicht erwartungsgemäß etablierte und anspruchsvolle und dem Fließgewässertyp entsprechende Arten nicht einwanderten. Eine Ursache dafür wird in der räumlichen Entfernung zwischen dem renaturierten Gewässerabschnitt und der Quellpopulation sowie der starken Lebensraumfragmentation in den Fließgewässern durch die hohe Anzahl nicht oder nur stark eingeschränkt passierbarer Querbauwerke gesehen, die verhindert, dass Arten und Artengemeinschaften sich auf natürlichem Wege bis zu den renaturierten Abschnitten ausbreiten können. Ziel dieses Projektes ist es, für Fließgewässer in Sachsen zu prüfen, ob die aktive Wiederansiedlung von Arten bzw. Artengruppen der biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten für eine Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. Potentials sinnvoll und mit vertretbarem Aufwand erfolgversprechend realisierbar ist. Aktive Wiederbesiedlung meint die Wiederansiedlung von Organismen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet zur Etablierung einer stabilen sich selbst reproduzierenden Population unter Beachtung der aktuellen fachlichen Standards und insbesondere unter Berücksichtigung der IUCN-Kriterien für Wiederansiedlungen. Wichtige zu berücksichtigende Teilaspekte sind dabei: die Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften, Anforderungen an die Empfängergewässer, Anforderungen an die Herkunft der Spenderorganismen (mit Berücksichtigung der genetischen Diversität), die Risiken der Verbreitung von Krankheitserregern und invasiven Arten sowie die Abschätzung der Auswirkungen auf die aktuell an dem jeweiligen Gewässerabschnitt existierende Biozönose.

Eine intensive Literaturrecherche zum Stand der Wissenschaft und Erfahrungen aus Projekten zur aktiven Wiederbesiedlung an Fließgewässern bildet den Ausgangspunkt. Neben der Recherche wissenschaftlich publizierter Literatur werden Informationen der Landesfachämter der Bundesländer, der Fischereiverbände, von wissenschaftlichen Institutionen im gewässerökologischen Bereich erfragt und ausgewertet. Dabei werden auch die Ursachen für Erfolg oder Misserfolg und die Anforderungen an ein begleitendes Monitoring für Wiederansiedlungsprojekte in den Fokus genommen.

Einen großen Teil des Projektes stellt die Auswertung der Daten aus dem sächsischen WRRL-Monitoring dar, wobei zunächst die biologischen Bewertungen aus zwei Bewirtschaftungszeiträumen mit den verfügbaren Daten zur Hydromorphologie und zur Wasserbeschaffenheit zusammengestellt werden. Mittels einer Vorauswahl und sich anschließender Restriktionsanalyse werden potentielle Zielgewässer für

die aktive Wiederbesiedlung mit Fischen, Makrozoobenthos und Makrophyten identifiziert und detailliert hinsichtlich der Notwendigkeit und Machbarkeit von aktiver Wiederansiedlung geprüft. Auf der Basis dieser potentiellen Zielgewässer werden geeignete Arten bzw. Artengemeinschaften ermittelt, deren Wiederansiedlung sich positiv auf die ökologische Bewertung auswirken würde. Des Weiteren werden auch mögliche Spendergewässer bzw. Spenderpopulationen identifiziert und geeignete Methoden dargestellt.

Als Ergebnis des Projektes wird ein Prüfschema entwickelt, mit welchem zukünftig die Notwendigkeit und Machbarkeit einer erfolgversprechenden aktiven Wiederansiedlung mit Berücksichtigung aller relevanten Restriktionen und Methoden für einen konkreten Fließgewässerabschnitt geprüft werden kann. Für die Entwicklung dieses Prüfschemas werden mittels deduktivem Ansatz von den sächsischen Fließgewässern die erforderlichen Prüfschritte und relevanten Einschränkungen ermittelt. Dazu werden in erster Linie die Daten des behördlichen Monitorings nach EG-WRRL verwendet.

3 Darstellung der rechtlichen Rahmenbedingungen

Für die Darstellung der rechtlichen Rahmenbedingungen zur Wiederansiedlung von Arten der jeweiligen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten wurden die relevanten Gesetze und Verordnungen des Bundes und des Landes Sachsen ausgewertet und soweit erforderlich Bezug auf die relevanten europäischen Richtlinien genommen. Dies beinhaltet neben dem Grundgesetz und dem Bürgerlichen Gesetzbuch insbesondere das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), das Sächsische Naturschutzgesetz (SächsNatSchG), das Wasserhaushaltsgesetz (WHG), das Sächsische Wassergesetz (SächsWG), die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) sowie das Sächsische Fischereigesetz (SächsFischG) und die Sächsische Fischereiverordnung (SächsFischVO) als wesentliche Rechtsgrundlagen.

Hinsichtlich der rechtlichen Grundlagen lassen sich 3 Themenfelder identifizieren:

- Rechtlicher Hintergrund für den Anlass des Vorhabens (Bewirtschaftungsziele WRRL)
- Rechtlicher Hintergrund für das Einbringen von Organismen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) in Gewässer im Sinne einer Wiederansiedlung
- Rechtlicher Hintergrund für die Entnahme von Organismen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) aus Gewässern (Spenderpopulationen) und deren Verbringung (Transport) in die Zielgewässer.

Bei den nachfolgenden Ausführungen zu den rechtlichen Grundlagen handelt es sich ausschließlich um allgemeine Hinweise, die einen unmittelbaren Bezug zu den erforderlichen Themenfeldern aufweisen. Es handelt sich nicht um eine Rechtsinterpretation. Es ist in jedem Fall stets eine einzelfallbezogene Abstimmung hinsichtlich der rechtlichen Anforderungen des Bundes und des Landes Sachsen mit den zuständigen Fachbehörden und weiteren Akteuren durchzuführen.

3.1 Anlass des Vorhabens (Bewirtschaftungsziele)

3.1.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Die am 22.12.2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) hat den umfassenden Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers zum Ziel. Gemäß Artikel 1 soll vor allem eine weitere Verschlechterung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt vermieden werden, sowie deren Schutz und Verbesserung erreicht werden. Die Mitgliedsstaaten sind dazu verpflichtet, bis spätestens 2027 sicher zu stellen, dass in den Oberflächengewässern ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand und im Grundwasser ein

guter chemischer sowie ein guter mengenmäßiger Zustand erreicht werden. Gemäß Artikel 4 der WRRL sollen die Mitgliedsstaaten alle Oberflächengewässerkörper schützen, verbessern und sanieren.

Die Bewirtschaftung erfolgt in allen Mitgliedsstaaten auf der Ebene von Flussgebieten. Die kleinste Bewirtschaftungseinheit ist der Oberflächenwasser- bzw. Grundwasserkörper. Die Anforderungen der WRRL werden durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in nationales Recht umgesetzt und für die Oberflächengewässer durch die Oberflächengewässerverordnung fachlich untersetzt.

Bei der Bewertung des ökologischen Zustands (natürliche Wasserkörper) bzw. des ökologischen Potentials (künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper) sind die biologischen Qualitätskomponenten maßgebend. Die biologischen Qualitätskomponenten in Bezug auf die Gewässerfauna sind Fische und Makrozoobenthos, bei der Gewässerflora sind es Phytoplankton, Großalgen oder Angiospermen sowie Makrophyten und Phytobenthos. Für die Bewertung des chemischen Zustands sind die stofflichen Belastungen ausschlaggebend. Darüber hinaus gibt es unterstützende Qualitätskomponenten. Diese umfassen die Hydromorphologie eines OWK mit den Teilkomponenten Morphologie, Durchgängigkeit und Wasserhaushalt sowie die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten, die die Teilkomponenten Allgemeine physikalisch-chemische Parameter (ACP) und Flussgebietspezifische Schadstoffe umfasst. Die ökologische Durchgängigkeit inklusive der Sedimentdurchgängigkeit ist bei der Wiederansiedlung von Arten von besonderer Relevanz, insbesondere für die Ermittlung von Zielgewässern.

3.1.2 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

In § 6 des WHG werden die allgemeinen Grundsätze der Gewässerbewirtschaftung definiert, während die spezifischeren Ziele der WRRL in den §§ 27-31 in deutsches Recht überführt werden. § 6 entspricht dabei nach Auffassung von BERENDES et al. (2017) weitgehend den Zielsetzungen, die nach Artikel 1 der WRRL der Schaffung eines europäischen Ordnungsrahmens für den Schutz der Gewässer zugrunde liegen, und spezifiziert dabei den Grundsatz der Nachhaltigkeit und folgt dem Gedanken der Vorsorge.

Der Bewirtschaftungsauftrag des § 6 WHG ist gemäß BERENDES et al. (2017) an den Staat und dort in erster Linie an die zuständigen Wasserbehörden adressiert, aber auch an alle anderen Behörden und Ämter, soweit sie Entscheidungen mit Auswirkungen auf die Gewässer treffen. Dabei sind die Behörden nach Meinung der Autoren zwingend verpflichtet, die allgemeinen Bewirtschaftungsgrundsätze zu beachten.

3.1.3 Sächsisches Wassergesetz (SächsWG)

Dem Sächsischen Wassergesetz vom 12. Juli 2013 (SächsGVBl. S. 503), das zuletzt durch Artikel 12 des Gesetzes vom 20. Dezember 2022 (SächsGVBl. S. 705) geändert worden ist, lassen sich keine weitergehenden Regelungen zur Umsetzung der §§ 27-31 WHG entnehmen. Regelungen bzgl. der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne sind im § 87 aufgeführt und spezifizieren die §§ 82 bis 85 des WHG.

3.1.4 Oberflächengewässerverordnung (OGewV)

Die Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist, gibt im § 5 die Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials (gemäß Anlage 3) an. Maßgebend für die Einstufung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potentials ist die jeweils schlechteste Bewertung einer der biologischen Qualitätskomponenten nach Anlage 3 Nummer 1 i. V. mit Anlage 4. Wird gemäß Abs. 5 eine Umweltqualitätsnorm oder werden mehrere Umweltqualitätsnormen nach Anlage 3 Nr. 3.1 i. V. mit Anlage 6 nicht eingehalten, ist der ökologische Zustand oder das ökologische Potential höchstens als mäßig einzustufen. Die Einstufung des chemischen Zustands (§ 6) eines Oberflächenwasserkörpers richtet sich nach den in Anlage 8 Tabelle 2 aufgeführten Umweltqualitätsnormen.

In § 9 werden die Normen für die Überwachung der Qualitätskomponenten, die Anforderungen an die Beurteilung der Überwachungsergebnisse sowie an Analysenmethoden und an Laboratorien wiedergegeben.

Demnach müssen gem. Abs. 1 die Methoden, die zur Überwachung der biologischen, hydromorphologischen und allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten verwendet werden, den Normen entsprechen, die in Anhang V Nr. 1.3.6 der Richtlinie 2000/60/EG, die zuletzt durch die Richtlinie 2014/101/EU geändert worden ist, genannt sind.

In den Anlagen wird u.a. folgendes festgelegt:

- Lage, Grenzen und Zuordnung der Oberflächenwasserkörper
- typspezifische Referenzbedingungen: Typen von Oberflächengewässern, Festlegung von Referenzbedingungen für Typen von Oberflächenwasserkörpern
- Qualitätskomponenten zur Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials (biologische Qualitätskomponenten, hydromorphologische Qualitätskomponenten, chemische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten)
- Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials

- Bewertungsverfahren und Grenzwerte der ökologischen Qualitätsquotienten für die verschiedenen Gewässertypen
- Umweltqualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials
- Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten
- Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustands
- Darstellung des ökologischen Zustands, des ökologischen Potentials und des chemischen Zustands; Kennzeichnung von Oberflächenwasserkörpern

Die Anlage 10 der OGewV (zu § 10 Absatz 1 Satz 1 und Absatz 2 Satz 1, § 13 Absatz 1 Nummer 3, § 14 Absatz 2) enthält Vorgaben zur Überwachung des ökologischen Zustands, des ökologischen Potentials und des chemischen Zustands, zum Überwachungsnetz sowie zusätzliche Überwachungsanforderungen.

3.2 Wiederansiedlung – Einbringen von Organismen in Gewässer

Für das Ausbringen/Wiederansiedeln von Arten (Fischen, Makroinvertebraten, Makrophyten) sind in Deutschland verschiedene rechtliche Vorgaben vorhanden und zu berücksichtigen.

3.2.1 Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD)

Mit der Unterzeichnung des Übereinkommens zum Schutz der biologischen Vielfalt in Rio de Janeiro hat sich Deutschland dazu verpflichtet, geeignete Maßnahmen zu treffen, um das Risiko für die Tier- und Pflanzenwelt der Mitgliedstaaten durch die Ansiedlung und Ausbreitung von Tieren und Pflanzen gebietsfremder Arten weitestmöglich zu reduzieren. Diese Vorgaben werden durch das Bundesnaturschutzgesetz in Verbindung mit den Landesgesetzen umgesetzt.

3.2.2 Grundgesetz/Bürgerliches Gesetzbuch (BGB)

Im deutschen Rechtssystem ist das Eigentum insbesondere auch in Bezug auf Grundstücke, inklusive Gewässergrundstücken, von großer Relevanz. Gemäß Artikel 14, Absatz 1 Grundgesetz (GG) wird das Eigentum gewährleistet, gleichzeitig wird in Absatz 2 desselben Paragraphen darauf hingewiesen, dass Eigentum auch verpflichtet und dass sein Gebrauch dem Wohl der Allgemeinheit dienen soll. Die rechtlichen Regelungen des Grundgesetzes sowie des BGB zum Eigentum als solchem stehen in Bezug auf Fische in enger Verbindung zu den Vorgaben des Sächsischen Fischereigesetzes.

Gemäß § 960 Absatz 1 BGB sind wilde Tiere herrenlos, solange sie sich in der Freiheit befinden. Fische in Teichen oder anderen geschlossenen Privatgewässern sind dagegen nicht herrenlos. Eine Aneignung

nach § 958 BGB ist möglich. Die Aneignung von Fischen wird dabei durch das Sächsische Fischereigesetz (SächsFischG) näher geregelt. Das Fischereirecht stellt in diesem Zusammenhang gemäß § 4 Nr. 6 SächsFischG das auf die Fischerei von wildlebenden Fischen und die Entnahme von Fischnährtieren beschränkte dingliche Nutzungsrecht an einem Gewässer dar. Das Fischereirecht steht dabei gemäß § 5 Absatz 1 SächsFischG (vorbehaltlich der Bestimmungen des Absatzes 3) dem Eigentümer des Gewässergrundstücks zu (Eigentumsfischereirecht). Das Eigentumsfischereirecht ist untrennbar mit dem Eigentum am Gewässergrundstück verbunden.

Gemäß §§ 903, 905 des Bürgerlichen Gesetzbuches (BGB) kann der Eigentümer einer Sache weitgehend mit der Sache nach Belieben verfahren und andere von jeder Einwirkung ausschließen, soweit nicht das Gesetz und Rechte Dritter entgegenstehen. Das Recht des Eigentümers eines Grundstückes erstreckt sich dabei auf den Raum über der Oberfläche und den Erdkörper unter der Oberfläche.

3.2.3 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)

Im Bundesnaturschutzgesetz wird im § 37, Abs. 1, Nr. 3 die Wiederansiedlung von Tieren und Pflanzen verdrängter wildlebender Arten als eine zentrale Aufgabe des Artenschutzes postuliert. Entscheidend ist hierbei, dass Arten nur dort wiederangesiedelt werden dürfen, wo sie bereits früher einmal vorkamen (vgl. FRENZ & MÜGGENBORG 2021).

FRENZ & MÜGGENBORG (2021) führen in ihrem Kommentar zu § 37 BNatSchG dazu weiter wie folgt aus: „Was das natürliche Verbreitungsgebiet ist, bestimmt sich für die jeweilige Art individuell. So kann das Verbreitungsgebiet kleinere oder größere Bereiche oder ganz Deutschland erfassen. Auch Arten, die den Geltungsbereich des Gesetzes nur durchwandern oder durchziehen, haben ihr natürliches Verbreitungsgebiet hier. Im Laufe der Zeit kann eine Art ihr natürliches Verbreitungsgebiet auch von sich aus ausdehnen. Ein Biotop ist für eine Wiederansiedlung geeignet, wenn es aufgrund einer anzustellenden Prognose die Voraussetzungen erfüllt, dass die Tiere oder Pflanzen dort auf Bedingungen treffen, die ihnen ein selbstständiges Überleben ermöglichen.“

Entscheidend ist somit bei der Wiederansiedlung von Arten auch unter rechtlichen Aspekten, das Vorhandensein eines für die Art geeigneten Lebensraums (Biotops) mit allen erforderlichen Teil- und Schlüsselhabitaten. Ohne diese Voraussetzung ist die langfristige Etablierung einer Art nicht möglich.

In § 40 BNatSchG wird das Ausbringen von Pflanzen und Tieren geregelt.

§ 40 BNatSchG dient dabei auch der Umsetzung der Verordnung (EU) 1143/2014 - Verordnung über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. In § 7 BNatSchG wird verdeutlicht, dass der Gesetzgeber von einer naturwissenschaftlichen Definition des Artbegriffs ausgeht, wobei der Artbegriff jede Art, Unterart oder Teilpopulation einer Art oder Unterart

umfasst. FRENZ & MÜGGENBORG (2021) weisen darauf hin, dass sich Angehörige einer Art dadurch auszeichnen, dass sie genetisch im Wesentlichen gleich und untereinander fortpflanzungsfähig sind. Für die Autoren ist dabei die Fortpflanzungsisolation der biologischen Art entscheidend, die ihren gemeinsamen Genpool gegen das „Eindringen“ von Genen anderer Arten schützt. Mit § 40, Abs. 1 (BNatSchG) hat der Gesetzgeber zunächst jegliches Ausbringen von Tieren unter einen Genehmigungsvorbehalt gestellt. Sofern die Genehmigungsvoraussetzungen vorliegen, besteht gemäß Frenz & Müggenborg (2021) jedoch ein Rechtsanspruch auf die Genehmigungserteilung. Der Begriff „Ansiedeln“ in § 40 Abs. 1, Nr. 3 ist dagegen nach Meinung von FRENZ & MÜGGENBORG (2021) enger auszulegen als der Begriff „Ausbringen“ und meint an dieser Stelle die Schaffung einer neuen Lebensstätte für ein oder mehrere Tiere. Von der Erfordernis einer Genehmigung ist jedoch das Ansiedeln von Tieren ausgenommen, die dem Jagd- oder Fischereirecht unterliegen (vgl. hierzu Abschnitt 3.2.5), sofern die Art in dem betreffenden Gebiet in freier Natur in den letzten 100 Jahren vorkommt oder vorkam.

3.2.4 Sächsisches Naturschutzgesetz (SächsNatSchG)

Im Sächsischen Naturschutzgesetz wird in § 47, in Ergänzung zum BNatSchG, die allgemeine Zuständigkeit geregelt. Sofern keine anderen Regelungen bestehen, ist die Untere Naturschutzbehörde des jeweiligen Landkreises bzw. der kreisfreien Stadt zuständig. In Ausnahmefällen kann sich die Obere Naturschutzbehörde als zuständig erklären.

3.2.5 Sächsisches Fischereigesetz (SächsFischG)

Es gibt in Deutschland kein einheitliches und klar geregeltes Fischbesatzrecht im Sinne eines Bundesgesetzes. Die Belange der Fischerei werden durch die Fischereigesetze der Länder geregelt. Das Recht zur Ausübung der Fischerei sowie die Umsetzung aller damit in Verbindung stehenden fachlichen Anforderungen obliegt dem jeweiligen Fischereiberechtigten.

Das Fischereirecht ist gemäß BAER et al. (2007) ein elementarer Bestandteil des „beliebigen Eigentümerverfahrens“ und ein direktes Resultat des Gewässergrundstückseigentums. Es umfasst laut den Autoren die beim Eigentümer jedes Gewässergrundstückes liegende Befugnis zum Fang und zur Aneignung von in diesen Gewässergrundstücken lebenden Fischen, zu denen im überwiegenden rechtlichen Sinn auch deren Laich, Neunaugen einschließlich deren Larven, zehnfüßige Krebse, Muscheln und Fischnährtiere gehören. Dieses von BAER et al. (2007) als „Eigentumsfischereirecht“ bezeichnete Recht, weist eine unmittelbare Bindung an das Gewässergrundstück auf und wird somit durch die rechtlichen Regelungen des GG und BGB zum Eigentum gesichert. Dementsprechend sind im Geltungsbereich des Fischereigesetzes (allen ständig oder zeitweilig in Betten stehenden oder fließenden Gewässern) den jeweiligen Inhabern zustehende fischereiliche Nutzungsrechte vorhanden. Die Ausübung des Fischereirechts ist mit spezifischen Anforderungen verknüpft und kann nicht von beliebigen Personen ausgeübt werden. Das Fischereirecht unterliegt gemäß BAER et al. (2007) auch nicht dem allgemeinen Anlieger-

oder Gemeingebrauch von Gewässern. Gemäß § 14 Abs. 2 GG ergibt sich aus dem Eigentum auch eine Verpflichtung.

Diese Verpflichtung findet ihre Entsprechung im Sächsischen Fischereigesetz in der sich aus § 12 ergebenden Pflicht zur fischereilichen Hege. Demnach ist der Fischereiausübungsberechtigte der guten fachlichen Praxis verpflichtet und der Fischbestand ist nachhaltig gesund und zahlenmäßig so zu erhalten, dass dieser sich nicht negativ auf das Gewässer auswirkt. Dies kann auch durch fischereilichen Besatz erreicht werden, dabei ist jedoch der Besatz mit nicht heimischen Fischen zu unterlassen. Als heimisch werden in § 4 wildlebende Fischarten definiert, die im Freistaat Sachsen ihr natürliches Verbreitungs- oder regelmäßiges Wandergebiet haben, in geschichtlicher Zeit hatten oder sich auf natürliche Weise darin vermehren. Als heimisch gilt eine Fischart auch dann, wenn sich verwilderte oder eingebürgerte Exemplare der betreffenden Art selbstständig über mehrere Generationen als Population erhalten. Die gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen wird durch BAER et al. (2007) definiert.

Dies bedeutet aber keine Verpflichtung zum Besatz. Soweit ein Fischbestand bereits dem Gewässer angepasst ist und mit den abiotischen Gewässerkriterien (Größe, Morphologie, Bonität u.a.) übereinstimmt, also ein weitgehend natürliches Gewässer z.B. auch einen weitgehend natürlichen bzw. naturnah strukturierten, reproduzierenden Fischbestand aufweist, gehen BAER et al. (2007) davon aus, dass der Eingriff des Fischereiberechtigten durch Besatz unterbleiben und sich auf die Beobachtung von Abweichungen und Entwicklungen beschränken sollte.

3.2.6 Sächsische Fischereiverordnung (SächsFischVO)

Ergänzend zum Sächsischen Fischereigesetz wird in § 12, Absatz 1 der Sächsischen Fischereiverordnung darüber hinaus geregelt, dass das Einsetzen von Fischen in Gewässer nur zu Besatzzwecken nach § 12 Absatz 1 Satz 3 des Sächsischen Fischereigesetzes durch die Fischereiausübungsberechtigten, die Fischereibehörde oder von ihnen beauftragte Personen erlaubt ist.

Die Wiederansiedlung von Fischen kann demnach nur in enger Absprache bzw. mit Zustimmung des Fischereiberechtigten erfolgen.

3.2.7 Fischseuchenverordnung (FischSeuchV)

Die Fischseuchenverordnung dient der Umsetzung der RL 2006/88/EG vom 24.10.2006 mit Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere in Aquakultur und Aquakulturerzeugnissen und zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten in Deutschland. Darüber hinaus soll der Schutz vor einer Ausbreitung von Fischseuchen verbessert werden. Fischzüchterinnen und Fischzüchter müssen ihren Betrieb bei dem zuständigen Veterinäramt registrieren und genehmigen lassen. In § 12 Abs. 1 ist geregelt, dass Fische aus Aquakultur oder ihre Erzeugnisse nur in den Verkehr gebracht werden dürfen,

soweit sie die Fische am Bestimmungsort im Hinblick auf die in Anlage 1 Spalte 1 aufgeführten Seuchen nicht gefährden.

Darüber hinaus wird in § 18 Abs. 1 geregelt, dass Fische aus Aquakultur nur in Fahrzeugen oder Behältnissen transportiert werden, die

1. wasserdicht und während des Transportes so verschlossen sind, dass Wasser nicht mehr als unvermeidlich auslaufen kann, und
2. leicht zu reinigen und zu desinfizieren sind.

Der Absatz 2 besagt, dass wer das Wasser während des Transportes wechselt, sicherstellen muss, dass durch den Wasserwechsel

1. die beförderten Fische aus Aquakultur,
2. die Fische am Ort des Wasserwechsels und
3. die Fische am Bestimmungsort

im Hinblick auf Seuchen nicht gefährdet werden. Anfallende Flüssigkeiten dürfen nicht unmittelbar in Gewässer eingeleitet werden.

Die Reinigung und Desinfizierung von Fahrzeugen oder Behältnissen, in denen Fische aus Aquakultur transportiert worden sind, sowie Geräte, die zum Fang, Verladen, Entladen oder Umladen verwendet worden sind, mit Ausnahme großer Fanggeräte der Fluss- und Seenfischerei, wird im Absatz 3 geregelt. Auch hier gilt, dass anfallende Flüssigkeiten nicht unmittelbar in Gewässer eingeleitet werden dürfen.

3.3 Entnahme von Organismen aus Gewässern

3.3.1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)

Bei der Entnahme von Tieren oder Pflanzen aus Gewässern mit dem Ziel diese an anderer Stelle anzusiedeln, sind insbesondere die Vorgaben des BNatSchG zu berücksichtigen. Zur Entnahme von Tieren und Pflanzen gibt es zunächst gemäß TRAUTNER (2021) Regelungen des allgemeinen Artenschutzes, die den Fang und die Entnahme jeglicher wildlebender Arten ohne vernünftigen Grund untersagen (§ 39 Abs. 1 BNatSchG). Darüber hinaus weist TRAUTNER (2021) darauf hin, dass es vorbehaltlich jagd- und fischereirechtlicher Bestimmungen verboten ist, wildlebende Tiere und Pflanzen des Anhang V der FFH-RL aus der Natur zu entnehmen (§ 39 Abs. 2 BNatSchG). Im Anhang V der FFH-RL werden u.a. das Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) sowie die Fischarten Äsche (*Thymallus thymallus*), Atlantischer Lachs (*Salmo salar*, im Süßwasser), der Rapfen (*Aspius aspius*) und die Barbe (*Barbus barbus*) aufgeführt. Ist es beabsichtigt Arten, die im Anhang II der FFH-RL geführt werden, wie zum Beispiel die Groppe (*Cottus*

gobio), aus einem Gewässer innerhalb eines FFH-Gebietes zu entnehmen und die betreffende Art dort als Schutz- und Erhaltungsziel ausgewiesen ist, so ist im Sinne von § 34 BNatSchG vorab zu prüfen, dass es zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustands der dortigen Population kommt. Bei einer geplanten Entnahme von Arten aus einem sonstigen Schutzgebiet ist vorab zu prüfen, ob entsprechend der jeweiligen Schutzgebietsverordnung eine naturschutzrechtliche Befreiung oder Ausnahme erforderlich ist.

3.3.2 Tierschutztransportverordnung (TierSchTrV)

Der § 13 Abs. 1 der TierSchTrV bestimmt: Fische dürfen „bei innerstaatlichen Transporten nur in Behältnissen befördert werden, deren Wasservolumen den Tieren ausreichende Bewegungsmöglichkeiten bieten. Unverträgliche Fische sowie Fische erheblich unterschiedlicher Größe müssen voneinander getrennt werden. Der Absender hat sicherzustellen, dass den besonderen Wasserqualitäts- und Temperaturansprüchen der einzelnen Arten Rechnung getragen wird. Insbesondere muss eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Tiere sichergestellt werden.“

4 Fachliche Rahmenbedingungen

Bei den Fließgewässern werden gemäß WRRL verschiedene Kategorien unterschieden:

- natürliche Fließgewässer
- erheblich veränderte Fließgewässer (durch physische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich veränderte Fließgewässer, wie z. B. Schifffahrtsstraßen (Artikel 2, Nr. 9))
- künstliche Fließgewässer (von Menschenhand geschaffene Fließgewässer, wie z. B. Kanäle oder Entwässerungsgräben (Artikel 2, Nr. 8))

Die berichtspflichtigen Fließgewässer der WRRL haben ein Einzugsgebiet größer 10 km².

Die Einstufung des **ökologischen Zustands bzw. Potentials** der Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer erfolgt über biologische Qualitätskomponenten der Gewässerflora und -fauna. Fische, benthische Wirbellose (Makrozoobenthos), Phytoplankton und die sonstige Gewässerflora, die sich aus Großalgen/Angiospermen und Makrophyten sowie Phytobenthos zusammensetzt, sind gute Bioindikatoren, mit deren Hilfe Aussagen zum Zustand bzw. der ökologischen Funktionsfähigkeit von Oberflächengewässern abgeleitet werden können. Für alle Organismengruppen wird die Artenzusammensetzung (Diversität) und Artenhäufigkeit (Abundanz) erfasst und bewertet, bei den Fischen werden darüber hinaus noch die Altersstruktur der Lebensgemeinschaft und beim Phytoplankton die Biomasse berücksichtigt. Innerhalb jedes Bewirtschaftungszeitraums werden die für den jeweiligen Oberflächenwasserkörper relevanten biologischen Qualitätskomponenten an festgelegten (Referenz-)Messstellen erfasst und bewertet. Die Bewertung erfolgt in fünf Klassen: Klasse 1 = sehr gut, Klasse 2 = gut, Klasse 3 = mäßig, Klasse 4 = unbefriedigend und Klasse 5 = schlecht.

Tabelle 1: Qualitätskomponenten zur Ermittlung des ökologischen Zustands für Fließgewässer nach Anhang V WRRL und Anlage 3 OGewV

Ökologischer Zustand				
Biologische Qualitätskomponenten	Flora	Phytoplankton	Artenzusammensetzung Biomasse	
		Makrophyten/Phytobenthos	Artenzusammensetzung Artenhäufigkeit	
	Fauna	Benthische wirbellose Fauna (MZB)	Artenzusammensetzung Artenhäufigkeit	
		Fische	Artenzusammensetzung Artenhäufigkeit Altersstruktur	
Hydromorphologische Qualitätskomponente	Wasserhaushalt	Abfluss und Dynamik		
		Verbindung zu GWK		
	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit		
	Morphologie	Tiefen- und Breitenvariation		
		Struktur und Substrat des Bodens		
Struktur der Uferzone				
Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	flussgebietspezifische Schadstoffe	synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe bei Eintrag in signifikanten Mengen in Wasser, Sedimenten, Schwebstoffen oder Biota	Schadstoffe nach Anlage 5 der OGewV	
		allgemeine physikalisch-chemische Komponenten	Temperaturverhältnisse	Wassertemperatur
	Sauerstoffhaushalt		Sauerstoffgehalt	
			Sauerstoffsättigung	
			TOC	
			BSB	
			Eisen	
	Salzgehalt		Chlorid	
			Leitfähigkeit bei 25°C	
			Sulfat	
	Versauerungszustand		pH-Wert	
			Säurekapazität Ks	
	Nährstoffverhältnisse		Gesamtphosphor	
			ortho-Phosphat-Phosphor	
		Gesamtstickstoff		
Nitrat-Stickstoff				
Ammonium-Stickstoff				
Ammoniak-Stickstoff				
Nitrit-Stickstoff				

Die Bewertung des **chemischen Zustands** erfolgt entsprechend Anlage 8 der OGewV (2016), in welcher Umweltqualitätsnormen für ubiquitäre und nicht ubiquitäre Stoffe festgelegt sind. Der chemische Zustand wird als „nicht gut“ klassifiziert, sobald eine Umweltqualitätsnorm nicht eingehalten wird.

Gemäß Rohde et al. (2007) werden zur Überwachung des ökologischen, chemischen und mengenmäßigen Zustands von Grund- und Oberflächenwasserkörpern folgende Überwachungsarten unterschieden:

- Überblicksüberwachung
- Operative Überwachung
- Überwachung zu Ermittlungszwecken (entfällt bei Grundwasser)
- Überwachung des mengenmäßigen Zustands (nur bei Grundwasser)

Grundsätzlich wurde für jeden Oberflächenwasserkörper mindestens eine Messstelle für die operative bzw. die überblicksweise Überwachung festgelegt (ROHDE et al. 2007).

Um Stressoren zu beurteilen ist es sinnvoll Biokomponenten je nach indikativer Eignung einzusetzen bzw. vorzusehen.

Tabelle 2: Auswahlempfehlung Biokomponenten und deren indikative Eignung (Rolauffs 2011)

Stressor	Indikative Eignung der Biokomponente	Bemerkung
Hydromorphologie	Makrozoobenthos, Fische	MZB obligatorisch, Fische fakultativ
Durchgängigkeit	Fische	
Allg. Degradation	Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten (Struktur), Phytobenthos, Diatomeen, Phytoplankton	
Diffuse Einträge (Trophie, Landnutzung)	Makrophyten/Phytobenthos (Diatomeen) oder Phytoplankton (ggf. MZB, Fische)	in Abhängigkeit vom zu bewertenden Gewässertyp
Punktuelle Einträge (Saprobie)	Makrozoobenthos, (Phytoplankton, Fische)	
Wasserhaushalt	Makrozoobenthos und Fische	
Versauerung	Makrozoobenthos, Makrophyten, Diatomeen	
Versalzung	Diatomeen, (Makrozoobenthos, Makrophyten)	Halobienindex
Verockerung (Eisen(III)hydroxid)	Makrozoobenthos (teils Makrophyten)	

Stressor	Indikative Eignung der Biokomponente	Bemerkung
integrierend	Makrozoobenthos	bei Vorliegen mehrerer Stressoren, von denen keiner als dominierend zu identifizieren ist, oder bei weitgehender Abwesenheit negativer Einflussgrößen

4.1 Fische

4.1.1 Allgemein

(Fisch-)Lebensräume in Fließgewässern sind 4-dimensional (Jungwirth et al. 2003) und weisen neben den räumlichen Aspekten insbesondere auch eine große zeitliche Dynamik und Variabilität auf, an die die Arten der aquatischen Zönose in aller Regel angepasst sind. Räumlich/zeitliche Dynamik des Abflussgeschehens und Störungen werden als Schlüsselparameter für die flusstypspezifische Ausprägung angesehen, deren funktionale und strukturelle Elemente größtenteils durch Konnektivität, Sukzession und Ökotonie bestimmt wird (Ward & Stanford 1995 in Jungwirth et al. 2003). Dabei unterliegen einzelne (Teil-)Populationen unterschiedlichen Einflüssen wie z.B. intra- und interspezifischer Konkurrenz. Daneben sind auch komplexe Wirkgefüge wie Räuber-Beute-Beziehungen relevant.

Jedes Ökosystem hat gemäß Eckmann & Schleuter-Hofmann (2013) aufgrund der vorhandenen Ressourcen bestimmte Kapazitätsgrenzen, die die dauerhaft mögliche maximale Größe der Fischgemeinschaft bestimmen. Wird die Kapazitätsgrenze überschritten, kommt es zu einem Engpass (bottleneck) hinsichtlich einer bestimmten Ressource. Da es dadurch in aller Regel zu einer Konkurrenzsituation zwischen den Organismen kommt, spricht man auch von einem sogenannten kompetitiven Engpass (competitive bottleneck). Diese Engpässe können besonders ausgeprägt in bestimmten Entwicklungsstadien auftreten, in denen eine bestimmte Ressource benötigt wird. Betrifft diese Phase juvenile Organismen so spricht man vom „juvenile competitive bottleneck“.

Inter- und intraspezifische Konkurrenzphänomene sowie Räuber-Beute-Beziehungen und die Einnischung von Arten stellen sich hinsichtlich der Makroinvertebraten noch komplexer dar und es liegen vergleichsweise weniger, verwendbare Erkenntnisse vor.

Aus den zuvor genannten unterschiedlichen Wirkfaktoren, zu denen auch die vom Vorhaben ausgehenden Wirkungen gehören, ergibt sich für jede Art entsprechend dem Nischenkonzept von Hutchinson (vgl. Schaefer 2012; Begon et al. 2016) aus der Fundamentalnische die reale Nische für eine Art bzw. ein Individuum.

Dieser Exkurs soll verdeutlichen, wie komplex es sich gestaltet, mögliche Veränderungen durch komplexe Wiederbesiedlungsvorhaben zu prognostizieren.

Für das lokale Aussterben von Fisch- oder Neunaugenarten in Gewässern können unterschiedlichste Faktoren ursächlich sein. In der Regel werden dabei anthropogene Einflüsse maßgeblich sein. Die wesentlichen anthropogenen Ursachen für Aussterbeereignisse werden in der nachfolgenden Abbildung dargestellt, wobei die Besatzmaßnahmen grau hinterlegt sind.

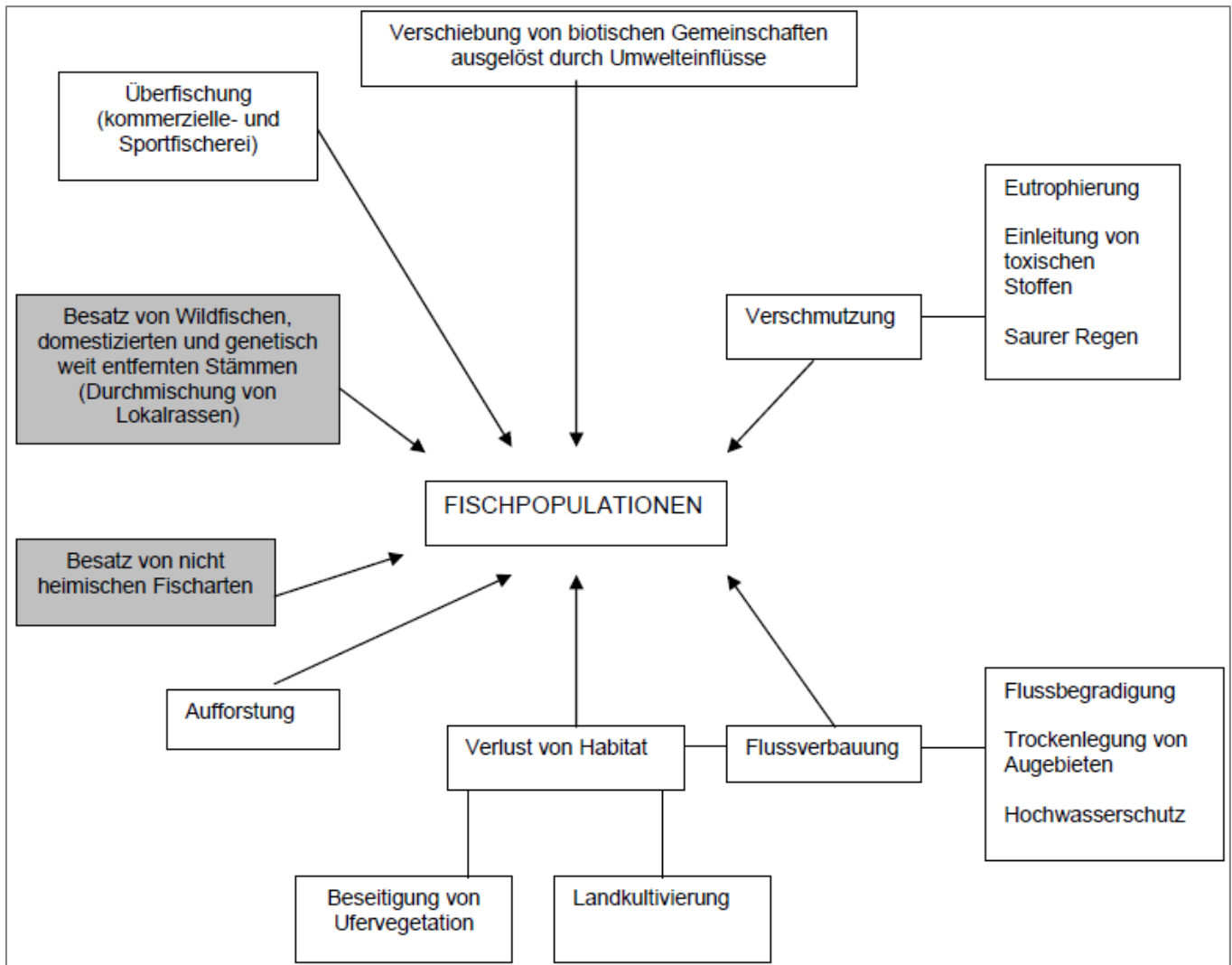


Abbildung 1: Anthropogene Einflüsse die für den Rückgang und das Verschwinden von Fischpopulationen verantwortlich sind (verändert nach Cowx 1994, in HOLZER et al. 2003)¹

¹ Der negative Einfluss einer Aufforstung bezieht sich auf nicht standortgerechte Gehölze und die Frierung des Gewässers ohne Auflichtungen.

Einige ausgewählte Eckpunkte der IUCN-Richtlinie zur Wiederbesiedlung in Bezug auf Fische sind gemäß BAER et al. (2007):

- Das Ziel einer Wiedereinbürgerung muss immer die Etablierung einer selbst reproduzierenden Wildpopulation sein. Das Ausbringen von Tieren muss zeitlich befristet sein (Initialphase).
- Die Aussetzung / Auswilderung muss im ursprünglichen, historischen Verbreitungsgebiet der Art stattfinden.
- Aussetzungen / Auswilderungen sollen nur stattfinden, wenn es definitiv keine Möglichkeiten einer bestandsbildenden natürlichen Zuwanderung mehr gibt (nicht gemeint sind rein zufällig einwandernde einzelne Fische).
- Wiedereinbürgerungen sind nur sinnvoll, wenn alle wesentlichen Ursachen, die zum Aussterben der Art geführt haben, beseitigt sind oder in absehbarer Zeit sicher beseitigt sein werden. Das Projektgebiet muss langfristig im Sinne des Ziels gesichert sein. Ansonsten ist das Ausbringen der Tiere zurückzustellen und zunächst dem Habitatschutz verstärkte Aufmerksamkeit zu schenken.
- Wiedereinbürgerungsprojekte sind in der Regel nur sinnvoll, wenn sie einen wesentlichen Beitrag zum Schutz der Art insgesamt leisten.
- Wiedereinbürgerungsprojekte sind in der Regel langfristig angelegt und haben immer auch eine sozioökonomische Komponente, die beachtet werden muss. Daher müssen sorgfältige Kosten-/Nutzen-Analysen vorgeschaltet werden und die Interessen aller „Betroffenen“ gewürdigt werden.
- Wiedereinbürgerungsprojekte sind meist komplex und bedürfen der Betreuung durch Experten bzw. interdisziplinäre Arbeitsgruppen.
- Wiedereinbürgerungsprojekte bedürfen immer einer Erfolgskontrolle.

4.1.2 fiBS – fischbasiertes Bewertungssystem

Die Fischfauna ist bei der Fließgewässerbewertung die Qualitätskomponente, welche folgendes Spektrum an Belastungsfaktoren (Stressoren) indiziert:

- Degradation der Gewässermorphologie, inkl. Feinsedimenteintrag
- Trophische Belastung
- Schadstoffbelastung
- Versauerung
- Ökologische Durchgängigkeit

Zur Bewertung der Fischfauna gemäß WRRL steht für die Fließgewässer das fischbasierte Bewertungssystem fiBS zur Verfügung.

Qualitätsmerkmal	Parameter
Qualitätsmerkmal A: Arten und Gildeninventar	(1) Anzahl der typspezifischen Arten (2) Anzahl der Begleitarten (3) Anzahl der anadromen und potamodromen Arten (4) Vorhandensein von referenzfernen Arten (5) Anzahl der Habitat-Gilden (6) Vorhandensein von referenzfernen Habitat-Gilden (7) Anzahl der Reproduktions-Gilden (8) Vorhandensein von referenzfernen Reproduktions-Gilden (9) Anzahl der Trophie-Gilden (10) Vorhandensein von referenzfernen Trophie-Gilden
Qualitätsmerkmal B: Arten und Gildenabundanz	(11) Abundanz der Leitarten (12) Barsch/Rotaugen-Abundanz (13) Verteilung der ökologischen Gilden
Qualitätsmerkmal C: Altersstruktur	(14) Quantitativer Reproduktionsnachweis bei allen Leitarten über den Nachweis des jeweiligen Anteils des Altersstadiums 0+ am Gesamtfang der Art sowie des Anteils adulter Tiere
Qualitätsmerkmal D: Migration	(15) Migrationsindex (MI)
Qualitätsmerkmal E: Fischregion	(16) Fischregionsgesamtindex (FRIGes)
Qualitätsmerkmal F: Dominante Arten	(17) Leitartenindex (LAI) (18) Community Dominance Index (CDI)* <small>* nur relevant für bei Referenz-Fischzönose ≥ 10 Arten</small>

Abbildung 2: Qualitätsmerkmale und zugehörige Einzelmetrics des fischbasierten Bewertungssystems (fiBS)

Gemäß gewaesser-bewertung.de werden die Qualitätsmerkmale folgendermaßen beschrieben:

Qualitätsmerkmal: Arten- und Gildeninventar

Es wird die Anzahl der an der Probestelle nachgewiesenen Arten und ökologischen Gilden mit denen des fischfaunistischen Referenzzustands verglichen und bewertet. Es fließen mit Ausnahme der Migrationsgilden, die gesondert bewertet werden, alle Habitat- und Nahrungsgilden ein. Referenzferne Gilden und Arten führen bei Gewässern mit weniger als 10 Referenzarten zur Abwertung des Ergebnisses.

Bewertungsrelevant sind zudem die Anzahl der typspezifischen Arten, der Begleitarten, anadromer und potamodromer Arten sowie typfremder Arten.

Qualitätsmerkmal: Artenabundanz und Gildenabundanz

Die nachgewiesenen Abundanzverhältnisse im Bereich der Probestelle werden mit denen der Referenz-Fischzönose verglichen und bewertet. Überprüft wird die relative Abundanz der Leitarten, die aufaddierte Abundanz von Flussbarsch und Rotauge sowie ausgewählter ökologischer Gilden. Je stärker die relativen Abundanzen der nachgewiesenen Fischzönose von denen der Referenzzönose abweichen, desto schlechter ist das Bewertungsergebnis. Im Donausystem wird der Aal bei der Berechnung der Abundanz der Leitarten nicht berücksichtigt.

Qualitätsmerkmal: Altersstruktur

Dieses Qualitätsmerkmal bewertet den Reproduktionserfolg der Leitfischarten entsprechend des fischfaunistischen Referenzzustandes. Bewertungsrelevant ist der Anteil der 0+Fische am Gesamtbestand einer Art, der bei einer ausgewogenen Altersstruktur bestimmte Grenzwerte nicht unter- und überschreiten sollte. Der Aal bleibt aufgrund der marinen Fortpflanzung unberücksichtigt.

Qualitätsmerkmal: Migration

Dieses Qualitätsmerkmal soll Defizite der ökologischen Durchgängigkeit indizieren. Als Grundlage der Bewertung sind die Fischarten in Abhängigkeit von ihrer Mobilität, genauer der Migrationsdistanz, fünf Migrationsdistanzklassen mit einem Klassenwert von 1 bis 5 (Index) zugeordnet. Je stärker der Index der nachgewiesenen Fischzönose den der Referenzzönose unterschreitet, desto schlechter ist das Bewertungsergebnis, da dies auf Defizite der ökologischen Durchgängigkeit hinweisen kann. Ist der Migrationsindex höher als der der Referenzzönose, beeinflusst dies das Bewertungsergebnis nicht negativ.

Qualitätsmerkmal: Fischregion

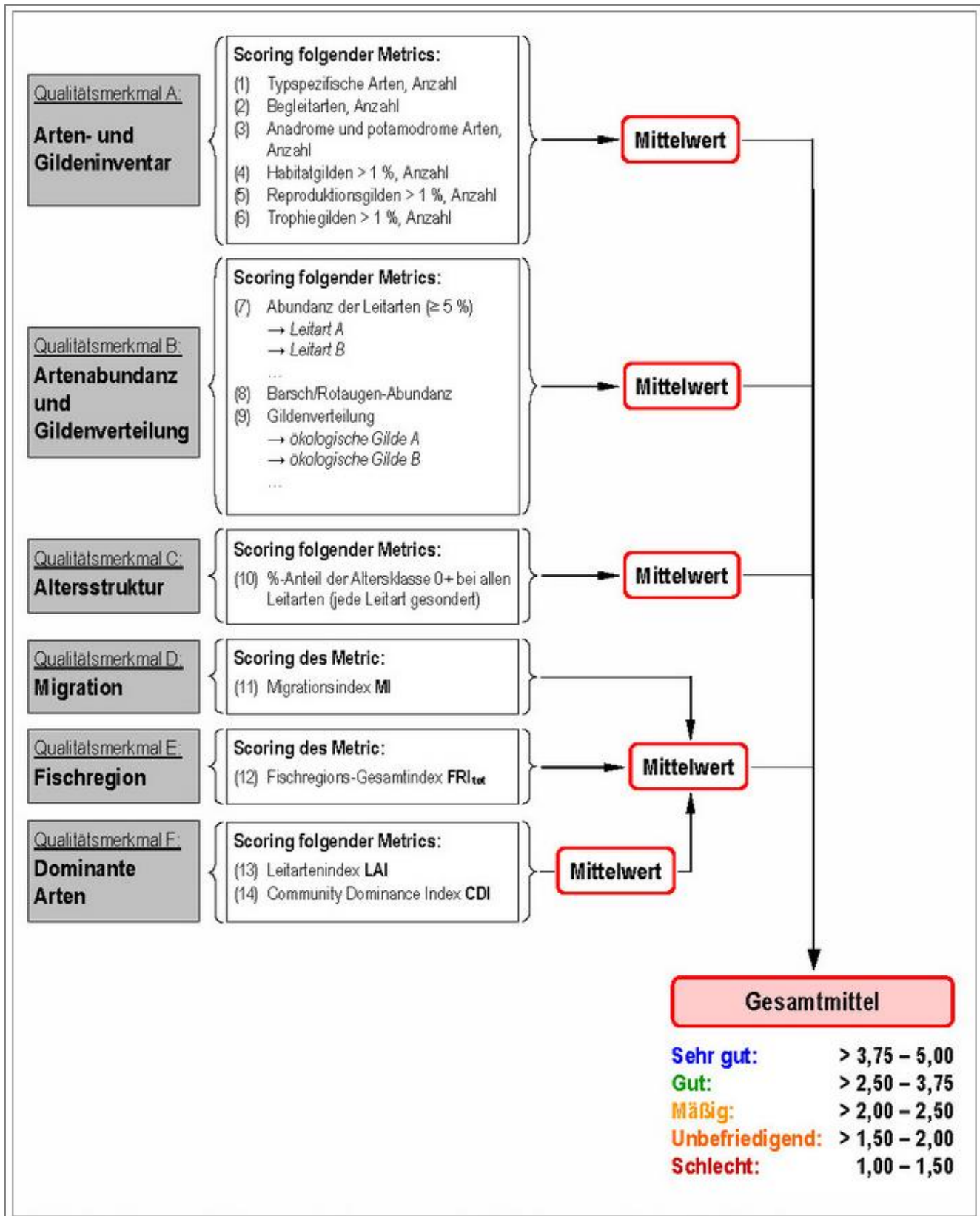
Dieses Qualitätsmerkmal soll anthropogene Eingriffe indizieren, die den Gewässercharakter Richtung Oberlauf (Rhithralisierung) oder Unterlauf (Potamalisierung) verschieben. Die Grundlage hierfür bildet der Fischregionsindex, als Maß für die Verbreitungsschwerpunkte einer Art im längszonalen Verlauf der Fließgewässer. Es werden sechs Fließgewässerregionen unterschieden, denen numerische Klassenwerte zugeordnet sind. Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art innerhalb dieser Regionen normiert auf einer Skala von 0 (kein Vorkommen) bis 12 (höchste Wahrscheinlichkeit) bestimmt in Kombination mit dem Regionsklassenwert den artspezifischen Fischregionsindex. Zusätzlich wird eine aus der auf die Fischregionen bezogene Wahrscheinlichkeitsverteilung resultierende artspezifische Fischregionsvarianz (S^2 FRI) gebildet. Sie stellt ein Maß für die natürliche Streuung einer Fischart im Fließgewässerlängsverlauf dar. Je stärker sich das Vorkommen einer Art auf eine der sechs Fischregionen konzentriert, desto kleiner ist diese Fischregionsvarianz. Sie bestimmt somit das Indikatorgewicht des

Fischregionsindex jeder einzelnen Art. Der Bewertung mit dem fischbasierten Bewertungssystem liegen artspezifische Werte für den Fischregionsindex sowie die Fischregionsvarianz zugrunde, die bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens festgelegt wurden. Der Fischregionsindex der gesamten Fischzönose errechnet sich aus der Individuenanzahl (bzw. relativen Abundanz) sowie den artspezifischen Fischregionsindices und der Fischregionsvarianz. Je stärker der Fischregionsindex der nachgewiesenen Fischzönose von dem der Referenzzönose abweicht, desto schlechter wird das Bewertungsergebnis. Da der Fischregionsindex in den Oberläufen stärkeren natürlichen Schwankungen unterliegt als im Unterlauf werden für die Bewertung der ökologischen Zustandsklassen bei Fischzönosen mit einem Fischregionsindex der Referenz über 5,7 größere Abweichungen toleriert als für solche mit einem Fischregionsindex von 5,7 und darunter. Eine detaillierte Erläuterung hierzu enthält das „Handbuch zu fiBS“ (DUBLING 2009). Für Gewässer im Donausystem wird der Aal zur Berechnung des Fischartenindex nicht berücksichtigt.

Qualitätsmerkmal: Dominante Arten

Bei diesem Qualitätsmerkmal wird bewertet, wie stark die im nachgewiesenen Fischbestand dominierenden Arten hinsichtlich ihrer relativen Abundanz vom fischfaunistischen Referenzzustand abweichen. Ein Parameter ist der Leitartenindex (LAI). Er spiegelt die Anzahl der im Referenzzustand enthaltenen Leitarten wider, die an der Probestelle nachgewiesen wurden. Zusätzlich fließt bei artenreichen Fischzönosen mit einer Referenzartenanzahl > 10 der Community Dominance Index (CDI) in die Bewertung ein, der die Ausgewogenheit der Arten-Häufigkeits-Verteilung charakterisiert. Dominieren die zwei häufigsten Arten die Lebensgemeinschaft deutlich stärker als vorgegeben, erfolgt eine Abwertung. Der Community Dominance Index (CDI) ist abhängig von der Artenanzahl in der Lebensgemeinschaft. Der Bewertung liegen daher abhängig von der Referenz-Artenanzahl unterschiedliche Grenzwerte zu Grunde. Für Lebensgemeinschaften mit weniger als 10 Referenzarten ist dieser Index nicht relevant. Im Donausystem wird der Aal bei der Berechnung beider Indices nicht berücksichtigt.

Um die Gesamtbewertung einer Probestelle zu ermitteln, werden die Scores der sechs oben genannten Qualitätsmerkmale berechnet, um ein Gesamtmittel zu erhalten.



Quelle: Handbuch zu fiBS (DUßLING 2009).

Abbildung 3: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von ≥ 10 Arten;

Insgesamt ist festzustellen, dass den Leitarten bei der Bewertung/Ableitung des ökologischen Zustands eine hohe Bedeutung zukommt. Wichtig ist auch, dass mit fiBS keine Prognosen erstellt werden können. Das Verfahren wurde für die Auswertung von tatsächlich gemessenen Daten entwickelt und nicht für die Anwendung zur Bewertung von mit Unsicherheiten behafteten Prognosezuständen (vgl. KAUSE & DE WITT 2016 und OVG HAMBURG 2013). Das Oberverwaltungsgericht Hamburg (2013) hat hierzu in seinem Urteil zum Kraftwerk Moorburg festgestellt, dass sich insbesondere durch die Veränderung der Mengenverhältnisse der Arten zueinander nicht plausible Ergebnisse einstellen können.

4.2 Makrozoobenthos

Die Probenahme der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) erfolgt gemäß dem Handbuch Fließgewässerbewertung (MEIER et al. 2006) nach dem System der Vor-Ort-Sortierung. Dabei handelt es sich um das aktuell in Deutschland übliche Verfahren zur Erfassung und Bewertung des Makrozoobenthos gemäß den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Mittels eines normierten Handnetzes (nach DIN EN ISO 10870) und Multi-Habitat-Probenahme werden an den Messstellen die Sohlsubstrate gemäß der auftretenden Häufigkeit über die gesamte Gewässerbreite auf ca. 60 m bis 100 m Länge beprobt. Bei den Probenahmen auftretende Besonderheiten und sichtbare Belastungsfaktoren werden notiert und finden sich in der sächsischen Biodatenbank als Bemerkungen der Bearbeiter. Diese Bemerkungen liefern bei einer Verfehlung des Bewirtschaftungsziels (mindestens guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential) wichtige Hinweise auf Belastungsursachen.

Die Organismen werden in einer Weißschale ausgelesen und in Ethanol für die weitere Bestimmung konserviert. Durch die flächengenaue Probenahme (20 Teilproben zu je 0,0625 m²) und das vollständige Auslesen der Individuen bzw. Schätzung sehr häufiger Arten (> 30 Individuen pro Probe) können Individuenzahlen pro Quadratmeter Gewässersohle (Ind./m²) angegeben werden. Die Taxonomie und die Bestimmungstiefe richten sich in Sachsen grundsätzlich nach den Vorgaben der operationellen Taxaliste für Fließgewässer (OT, HAASE et al. 2019) und der DIN 38410 (2004), wobei die jeweils höhere Bestimmungstiefe relevant ist. Auf Basis dieser Artenlisten bzw. vorgegebenen Bestimmungstiefe beruht auch die Einstufung der Taxa als gewässertypspezifische Leitart bzw. Störzeiger nach dem Deutschen Fauna Index.

Die Auswertung der Daten wird mit dem Programm PERLODES in der jeweils zum Bearbeitungszeitpunkt aktuellsten Version durchgeführt. Die Zustandsbewertung erfolgt nach dem Worst-Case-Ansatz auf Basis der Module Saprobie, Allgemeine Degradation (Multimetrischer Index (MMI)) und bei einigen Gewässertypen Versauerung.

Die Bewertung des Moduls **Saprobie** erfolgt leitbild- und gewässertypbezogen durch die Berechnung des Saprobienindex, welcher die Auswirkungen organischer Verschmutzung abbildet. Der Saprobienindex bewertet die Auswirkungen organischer Belastung und somit auch den Einfluss abgelagerter organischer Sedimente. Der Index liegt zwischen 1,0 bis 4,0. Je höher der Index ist, desto höher ist die Intensität des Abbaus organischer Substanzen, was zwangsläufig mit einem sinkenden Gehalt an gelöstem Sauerstoff verbunden ist. Mit zunehmender Saprobie verschiebt sich die Lebensgemeinschaft hin zu solchen Taxa, die Defizite im Sauerstoffgehalt tolerieren können. Je nach Gewässertyp sind unterschiedliche Klassengrenzen für die Einteilung in Zustandsklassen festgelegt. Das Ergebnis wird dann als gesichert angesehen, wenn die Abundanzsumme der Indikatororganismen mindestens einen Wert von 20 erreicht.

Der MMI für die Bewertung des Moduls **Allgemeine Degradation** berechnet sich als Mittelwert mehrerer Teilindices. Je nach Gewässertyp sind dabei unterschiedliche Teilindices relevant. Die Kriterien für die Einstufung des Ergebnisses des Multimetrischen Index als „gesichert“ bzw. „nicht gesichert“ sind abhängig vom Naturraum und von der sich ergebenden Qualitätsklasse (Qk). In den Naturräumen Alpen/Alpenvorland/ Mittelgebirge (Typen 1-9) muss die Abundanzsumme des Fauna-Index mindestens 20 (Qk „sehr gut“, „gut“, „mäßig“) bzw. 15 (Qk „unbefriedigend“, „schlecht“) betragen, um ein gesichertes Ergebnis zu erhalten. Im Tiefland liegen die Werte bei 15 (Qk „mäßig“ und besser) bzw. 10 (Qk „unbefriedigend“ und schlechter). Ausnahmen stellen die Gewässertypen 10 und 20 dar.

Die Teilindices geben wichtige Hinweise auf Belastungen, die für eine geringe Artenvielfalt bzw. für eine schlechter als gute Bewertung ursächlich und für eine Wiederansiedlung von Arten hinderlich sein können. Aus diesem Grund wird eine Auswahl von Einzelindices kurz dargestellt.

Der Deutsche Fauna-Index (DFI) beschreibt die Auswirkungen von morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose. Grundlage sind typspezifische Einstufungen der Taxa als charakteristisch für den jeweils vorliegenden Gewässertyp (Einstufung je nach Indikationsstärke +1 bis +2) über neutrale Arten (0) bis hin zu Störungszeigern (Einstufung je nach Indikationsstärke -1 bis -2). Für eine Wiederansiedlung sind damit Arten prädestiniert, die für den am Zielgewässer vorliegenden LAWA-Gewässertyp die DFI-Einstufung +1 oder +2 haben. Der aus den vorkommenden Arten errechnete, normierte Index liegt zwischen 0 und 1. Höhere Werte des Metrics indizieren ein strukturell intaktes Gewässer, bedingt durch das Vorkommen von Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln

Der Rheoindex nach BANNING (1998) gibt das Verhältnis der strömungsliebenden Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an und zeigt Störungen auf, die sich durch die Veränderung des Strömungsmusters einstellen. Der Wert liegt zwischen 0 (nur Stillwasserarten) und 1 (nur strömungsliebende Arten). Der Index nimmt mit zunehmenden Belastungen ab. Belastungsfaktoren, die zu

niedrigen Werten des Rheoindex führen, sind insbesondere Rückstau, übermäßige Wasserausleitung und Feinsedimenteintrag.

Der Index Anteil der Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera-Arten (EPT [%]) bewertet den Anteil der EPT-Taxa an den Gesamtindividuen. Ein hoher Anteil EPT-Taxa indiziert u. a. eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Niedrige Metrics deuten auf ein Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppe hin. Ein Umweltfaktor, der die Höhe des Metrics beeinflusst, ist insbesondere auch die Landnutzung des Einzugsgebietes.

Die einheitslosen und normierten Indices werden gemäß der Darstellung in Tabelle 10 in die fünf nach WRRL üblichen Klassenstufen eingeteilt. Dabei erfolgt häufig eine farbliche Markierung der Klassenstufen für eine erleichterte Übersicht.

Das Modul **Versauerung** wurde für versauerungsgefährdete Mittelgebirgsbäche (Typen 5 und 5.1) entwickelt und geht nur bei diesen Gewässertypen in die Bewertung ein. Die Berechnung basiert auf den Säureklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004) und mündet in der fünfstufigen Einteilung des Säurezustandes. Das Ergebnis wird dann als gesichert angesehen, wenn die saprobielle Güteklasse „sehr gut“ oder „gut“ und gesichert ist. Sind Gewässer saprobiell belastet, ist das Modul „Versauerung“ nicht anwendbar.

Tabelle 3: Einteilung normierter, einheitsloser Indices (z.B. Deutscher Fauna Index, Rheoindex normiert und Multimetrischer Index „Allgemeine Degradation“) in Zustandsklassen gemäß dem Handbuch Fließgewässerbewertung (MEIER et al. 2006), farbliche Darstellung nach DIN EN ISO 8689-2 (2000).

normierter Indexwert	Farbe	Klasse	Bewertung
≥ 0,80	blau	1	sehr gut
≥ 0,60 bis < 0,80	grün	2	gut
≥ 0,40 bis < 0,60	gelb	3	mäßig
≥ 0,20 bis < 0,40	orange	4	unbefriedigend
< 0,20	rot	5	schlecht

Neben den bewertungsrelevanten Indices werden durch PERLODES ergänzende Indices errechnet, die zum Teil hilfreich sind für die Prüfung der Eignung von artenarmen Wasserkörpern als Zielgewässer für eine Wiederansiedlung von Arten.

Der Lake-Outlet-Typologie-Index (LTI) liegt zwischen 1 und 5. Je höher der Wert, desto stärker deuten die vorkommenden Arten auf einen Einfluss durch Seenausflüsse, Talsperren oder durch den Ablauf von (Fisch-)Teichen hin. Durch Abläufe aus Standgewässern erheblich beeinflusste Gewässer können ungeeignet sein für eine Wiederansiedlung von Arten.

Der Index SPEAR-Pesticide ist eine Maßzahl für die Veränderung des MZB durch kurzzeitige, gepulste Belastungen mit Insektiziden und der insektiziden Wirkung von Fungiziden und anderen Pflanzenschutzmitteln. Er gibt den prozentualen Anteil von sensitiv auf Pestizide reagierenden Arten an der vorkommenden Biozönose an. Anhand des normierten SPEAR-Index erfolgt eine Klasseneinstufung nach der Pestizidbelastung. Bei einer erheblichen Pestizidbelastung ist ein Wiederansiedlungsversuch von Arten vor Reduktion der Belastung nicht sinnvoll.

Der KLIWA-Index ist ein Maß zur Abschätzung des Einflusses der (sommerlichen) Wassertemperatur auf das Makrozoobenthos. Er wurde entwickelt zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels auf Fließgewässer und steigt mit erhöhter thermischer Belastung an. Der Index ist auch geeignet um den Einfluss von Belastungsfaktoren wie mangelnde Beschattung, Aufstau, Kühlwassereinleitung, Ausleitungen, Teichabläufe und weitere Belastungsfaktoren zu bewerten. Die Auswertung erfolgt anhand von gewässertypspezifischen Schwellenwerten. Bei erhöhten Werten ist eine Wiederansiedlung kaltstenothermer Arten nicht zielführend. Angaben zur Temperaturpräferenz von Makrozoobenthosarten finden sich in HALLE et al. (2016 & 2018).

Die Software PERLODES bietet zusammen mit den weiteren, nicht bewertungsrelevanten Bioindices auf Basis des Makrozoobenthos ein wesentliches Tool zur Identifizierung von unterschiedlichen Belastungsursachen im Rahmen einer Defizitanalyse. Es kann daraus abgeleitet werden, welche Maßnahmen besonders effektiv (Priorisierung) für eine Verbesserung der Zustands- bzw. Potentialbewertung sind. Die Ergebnisse bieten auch Informationen dazu, ob, mit welchen Arten und unter welchen Rahmenbedingungen eine Wiederansiedlung sinnvoll sein kann. Aufgrund der natürlicherweise starken Schwankung der Artenzusammensetzung und Häufigkeitsverteilung des Makrozoobenthos in Fließgewässern ist PERLODES jedoch nicht geeignet als Prognosetool, wie sich die Gewässerbewertung durch das Einbringen von Leitarten verändern könnte.

4.3 Makrophyten

Die Erfassung der Makrophyten folgt der DIN EN 14184 (2014). In der Handlungsanweisung von GUTOWSKI et al. (2024) finden sich weitere Informationen und Feldprotokolle. Bei den Probenahmen werden alle Gefäßpflanzen, Moose und Armleuchteralgen (Characeen) erfasst. Die Fließgewässer werden auf der gesamten Breite des Gewässers untersucht. Uferseitig gilt als Grenze die Mittelwasserlinie. Zeitweise überströmte Bereiche vom Ufer und der Spritzwasserzone und an diese Standorte angepasste Arten sind somit nicht von Relevanz. Die Länge des untersuchten Abschnittes beträgt in der Regel 100 m. Die Häufigkeit bzw. Abundanz der Makrophyten wird im Gelände halbquantitativ nach folgender Schätzskala von KOHLER (1978) erfasst:

- 1 sehr selten
- 2 selten
- 3 verbreitet
- 4 häufig
- 5 sehr häufig bis massenhaft

Die Bestimmung von Makrophyten erfolgt mit einer Lupe im Gelände. Proben, die nicht im Gelände bestimmt werden können, werden in feuchten Plastiktüten ins Labor transportiert und dort mittels Stereolupe nachbestimmt. Von Moosen müssen in der Regel mikroskopische Präparate und von kritischen Taxa der Gattungen *Potamogeton* und *Callitriche* Herbarbelege angefertigt werden.

Zur Bewertung der Teilkomponente Makrophyten erfolgt die Berechnung eines Referenzindexes. Hierfür werden die vorkommenden Arten gewässertypspezifisch in vier Gruppen unterteilt

Artengruppe A enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren und somit als typspezifisch für den jeweiligen Gewässertyp bezeichnet werden können. Mit fortschreitender Gewässerbelastung nimmt der Anteil dieser Arten ab.

Taxa der Artengruppe B⁺ weisen im Allgemeinen eine weite ökologische Amplitude auf, bilden aber in unbelasteten Gewässern besonders individuenreiche Bestände aus.

Artengruppe B umfasst alle Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich. An vollständig unbelasteten Stellen kommen diese Arten gemeinsam mit Arten aus Gruppe A und B⁺ vor, an stark degradierten Stellen zusammen mit Arten der Gruppe C.

In Artengruppe C werden Störzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen und höchstens in geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten.

Die im Gelände ermittelten Pflanzenmengen (von 1 bis 5) werden zuerst durch Kubikbildung in Quantitäten umgewandelt: Pflanzenmenge³ = Quantität. Die Berechnung des Referenzindex erfolgt anhand folgender Formel:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex

Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A

Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C

Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen

n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A

n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C

Der Referenzindex lässt sich gemäß Tabelle 4 in fünf Zustandsklassen einteilen.

Tabelle 4: Einteilung des Referenzindex Makrophyten in Zustandsklassen gemäß GUTOWSKI et al. (2024), farbliche Darstellung nach DIN EN ISO 8689-2 (2000).

normierter Indexwert	Farbe	Klasse	Bewertung
≥ 0,8	blau	1	sehr gut
≥ 0,6	grün	2	gut
≥ 0,4	gelb	3	mäßig
≥ 0,2	orange	4	unbefriedigend
< 0,2	rot	5	schlecht

Um eine gesicherte Bewertung zu erhalten, müssen drei Mindestkriterien gleichzeitig erfüllt sein:

- Die Gesamtquantität aller an der Probestelle vorkommenden submersen Arten muss mindestens 17 betragen.
- Zugleich muss die Anzahl der submersen und zugleich indikativen Taxa 2 betragen und
- der Anteil der eingestuftten Arten (A/B/C) muss über 75 % liegen.

Ist eines dieser Kriterien nicht erfüllt, so gilt die Bewertung als nicht gesichert.

5 Literaturrecherche

5.1 Methodik

5.1.1 Recherche nach wissenschaftlich publizierter Literatur

Wissenschaftlich publizierte Literatur zur aktiven Wiederansiedlung und natürlichen Wiederbesiedlung für Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten wurde mittels Web of Science, einer Recherche-Oberfläche mit mehreren verknüpften Literatur- und Zitationsdatenbanken, recherchiert. Über die Lizenzen der Sächsischen Landes- und Universitätsbibliothek (SLUB Dresden) konnte auf die Recherchedatenbank sowie die meisten in kostenpflichtigen Journalen publizierten Veröffentlichungen zugegriffen werden.

Als Suchbegriffe für die Literaturrecherche zu aktiver Wiederbesiedlung wurden zunächst reintroduction und translocation genutzt. Auch resettlement und recolonisation wurden verwendet, führten jedoch zu nur einer sehr geringen Zahl von Treffern zur Fragestellung. Für die Makrophyten lieferten auch die Suchbegriffe rehabilitation und transplantation relevante Ergebnisse. Die Treffer im Web of Science wurden jeweils durch die Schlagworte (key words) freshwater und stream sowie die jeweilige Organismengruppe (fish*, invertebrat*, macropyht* / bryophyt*) eingeschränkt.

Der Zeitraum der Veröffentlichungen wurde nicht eingegrenzt. Anhand des Titels und des Abstracts wurde die Relevanz der Suchergebnisse für die konkrete Fragestellung eingeschätzt. Relevante Ergebnisse der Suche wurden im Literaturverwaltungsprogramm Zotero (Version 6, Roy Rosenzweig Center for History and New Media) gespeichert. War über die SLUB kein Zugang zu relevanten Publikationen möglich, wurden bei einzelnen wichtig erscheinenden Publikationen die Autorinnen und Autoren um Übersendung gebeten.

Ergänzend zur Suche mit Web of Science wurde in wichtigen Publikationen zu konkreten Wiederansiedlungsprojekten nach weiteren relevanten in diesen zitierten Quellen gesucht, die nicht über die Suche im Web of Science gefunden worden waren.

Neben wissenschaftlichen Veröffentlichungen zur aktiven Wiederbesiedlung von Fließgewässern wurden Publikationen zur natürlichen Wiederbesiedlung nach der Durchführung von (Renaturierungs-) Maßnahmen oder nach Schadereignissen recherchiert. Dafür wurden die Suchbegriffe recovery und recolonization verwendet, die dann wiederum durch die Schlagworte (key words) freshwater und stream sowie die jeweilige Organismengruppe (fish*, invertebrat*, macropyht*/bryophyt*) eingegrenzt wurden. Diese Veröffentlichungen wurden parallel ausgewertet, um Kenntnis über Zeiträume für die

natürliche Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten durch die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten zu erlangen. Dieses Vorgehen erlaubt Schlussfolgerungen, zu welchem Zeitpunkt nach einer Renaturierung eine aktive Wiederbesiedlungsmaßnahme erforderlich sein kann.

5.1.2 Recherche nach „grauer“ Literatur und veröffentlichten Projekten

Um zusätzlich Projekte zu erfassen, die in Deutschland stattfanden oder -finden und von Behörden initiiert oder begleitet wurden, und möglicherweise nicht wissenschaftlich publiziert sind, wurden Anfragen an die jeweiligen Landesfachämter für Umwelt, Naturschutz und Fischerei aller anderen Bundesländer sowie an das Umweltbundesamt (UBA) zu durchgeführten Projekten der aktiven Wiederansiedlung von Fischen, Makrozoobenthos und Makrophyten gestellt. Angefragt wurden ebenfalls wissenschaftliche Einrichtungen aus dem gewässerökologischen Bereich (Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)) sowie große Wasserverbände (Emschergenossenschaft und Lippe-Verband, Wupper-Verband). Weiterhin wurden für Wiederansiedlungsprojekte mit Fischen die Landesangler- und Landesfischereiverbände sowie das Institut für Binnenfischerei Potsdam Sacrow e.V. um Informationen angefragt.

Diese Berichte werden als graue Literatur bezeichnet.

5.1.3 Auswertung der Literatur

Die Auswertung der Literaturquellen im Bericht ergibt einen Überblick über den aktuellen Wissensstand zur aktiven Wiederansiedlung in Fließgewässern für Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten. Dargestellt werden geeignete Organismen / Organismengruppen und Zielgewässer, die verwendete Methodik von Maßnahmen aktiver Wiederbesiedlung sowie, soweit verfügbar, Aussagen zu Aufwand und Dauer sowie Ursachen für Erfolg / Misserfolg der Projekte. Ein weiterer Fokus bei der Literaturo Auswertung liegt auf Erkenntnissen zu Risiken der Verbreitung von invasiven Arten oder Krankheitserregern sowie beobachteten Veränderungen der Artengemeinschaften (Verdrängung, Resilienz/Resistenz/Regulation). Des Weiteren wird darauf geachtet, ob Projekte auch nach mehreren Jahren und nachhaltig erfolgreich waren, was ein längerfristiges begleitendes Monitoring voraussetzt.

Die in den Publikationen enthaltenen Informationen zu verwendeten Arten/Artengruppen sowie zur Herkunft der Spenderorganismen, zu Charakterisierungen der Spender- und Empfängergewässer, zu Art und Dauer sowie konkreter methodischer Umsetzung der Wiederansiedlungsmaßnahme, zu Parametern zur Beurteilung von Erfolg oder Misserfolg des Vorhabens und zur Dauer des begleitenden Monitorings wurden in einer Excel-Tabelle zusammengestellt, die mit den Projektunterlagen übergeben wird. Ebenso werden die ausgewerteten Publikationen als Zotero-Datei zusammengestellt.

Die Zulässigkeit bzw. Notwendigkeit einer aktiven Wiederbesiedlung wird im Hinblick auf das Ausbreitungspotential und die Ergebnisse aus dem Erfolgsmonitoring von Renaturierungsprojekten, besonders hinsichtlich der zeitlichen Dimensionen der natürlichen Wiederbesiedlung, abgeschätzt. Daraus lässt sich ableiten, für welche Organismen(gruppen) und unter welchen Bedingungen eine aktive Wiederansiedlung im Vergleich zur natürlichen Ausbreitung Vorteile bringt.

Betrachtet werden soll auch der enge Bezug zwischen Maßnahmen des Artenschutzes und des Gewässerschutzes. Die in der Recherche als besonders für die aktive Wiederbesiedlung geeigneten Arten werden hinsichtlich ihrer Relevanz für sächsische Fließgewässer betrachtet. Dabei kann ggf. auch auf in Sachsen bereits ausgestorbene oder verschollene Arten und stark gefährdete Arten geachtet werden. Für diese Arten könnte im Falle ihrer Eignung die aktive Wiederbesiedlung in Sachsen auch im Sinne einer Bestandsstabilisierung von großem Wert sein. Hieraus ergeben sich unmittelbare Synergieeffekte zum Artenschutz.

5.2 Ergebnisse der Recherche

Wissenschaftlich publizierte Literatur

Die Recherche nach wissenschaftlich publizierter Literatur zum Themenkomplex der aktiven Wiederansiedlung ergab insgesamt 83 relevante Publikationen, deren Verteilung auf die verschiedenen Organismengruppen die folgende Abbildung darstellt.

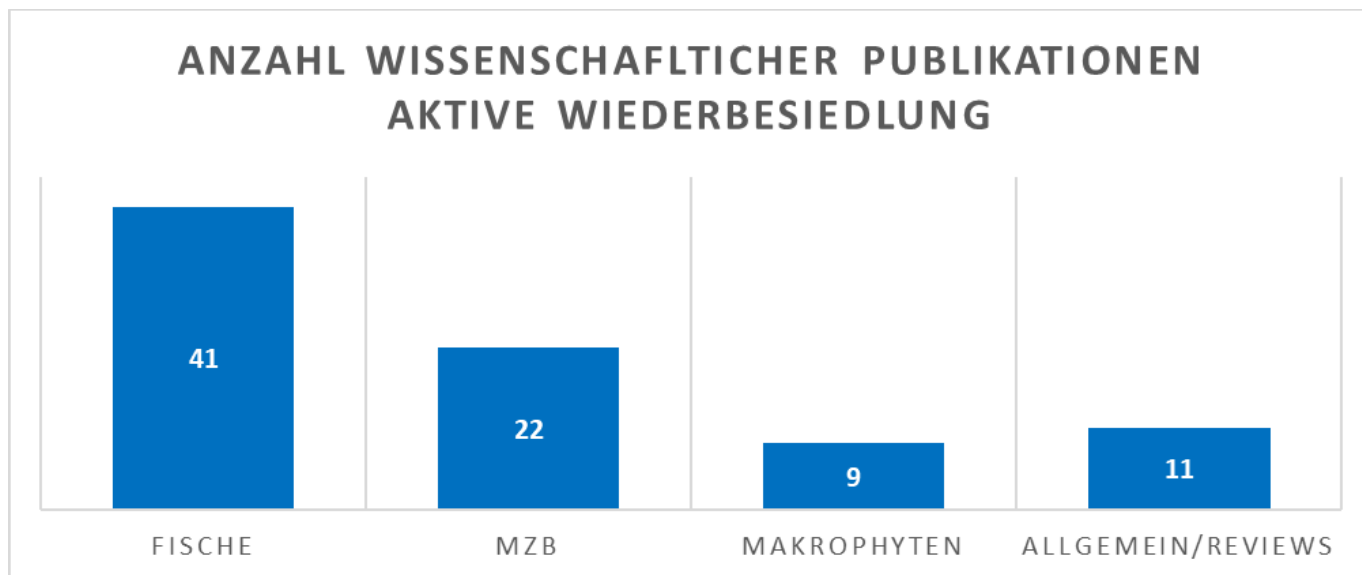


Abbildung 4: Anzahl wissenschaftlicher Publikationen zur aktiven Wiederbesiedlung

Erwartungsgemäß wurden die meisten, insgesamt 41, Veröffentlichungen zu Fischen gefunden. Für das Makrozoobenthos wurden 22, für die Makrophyten 9 relevante Publikationen recherchiert. Die Anzahl von Publikationen zur aktiven Wiederansiedlung allgemein und Reviews lag bei 11. Nicht alle dieser Veröffentlichungen beschreiben konkrete Wiederansiedlungsprojekte, sondern beispielsweise auch

begleitende Modellierungen oder autökologische Ansprüche von Arten, die Teil von Wiederansiedlungsprojekten waren.

Graue Literatur

Insgesamt wurden bei Behörden, Verbänden und Institutionen 96 Anfragen nach Projekten der aktiven Wiederansiedlung von Fischen, MZB und Makrophyten per E-Mail gestellt.

Die Landesfachämter bzw. Fachbehörden der Bundesländer haben die Anfrage beantwortet. Landeseigene Projekte zur Wiederansiedlung von Makrozoobenthos und Makrophyten wurden bzw. werden sehr wenige durchgeführt. Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht zur Situation in den Bundesländern hinsichtlich von den Behörden durchgeführten Projekten der aktiven Wiederansiedlung mit Makrozoobenthos und Makrophyten.

Tabelle 5: Übersicht über die von den Landesfachämtern übermittelten Informationen zu eigenen Projekten zur Wiederansiedlung von Makrozoobenthos und Makrophyten

Landesfachämter / Bundesland	MZB	Makrophyten
Baden-Württemberg	-	-
Bayern	länderübergreifendes Projekt zu <i>Margaritifera margaritifera</i> (MARA)	-
Berlin	-	Initialpflanzungen Makrophyten (Spreepark (2023); Schilf an Flusseen), ohne Bericht
Brandenburg	Verweis auf 2023 gestartetes EU-Life-Projekt mit <i>Unio crassus</i>	-
Bremen		Ansiedlung Krebschere und Schwanenblume, kleines Projekt zur Rückdrängung <i>E-lodea nuttallii</i> (Bericht Ende 2023)
Hamburg	-	Projekt zur Wiederansiedlung von Makrophyten in Hamburger Fließgewässern (seit 2011, Stiller & Engelschall, 2016)
Hessen	Wiederansiedlung <i>Astacus astacus</i> (Edelkrebs) und <i>Austropotamobius torrentium</i> (Steinkrebs), <i>Unio crassus</i> , länderübergreifendes Projekt zur <i>Margaritifera margaritifera</i> (MARA)	

Landesfachämter / Bundesland	MZB	Makrophyten
Mecklenburg-Vorpommern	-	-
Niedersachsen	Verweis auf Projekt zur Wiederansiedlung von <i>Unio crassus</i>	-
Nordrhein-Westfalen	Wiederansiedlung MZB-Artengemeinschaft (E. Kiel, A. Dumeier, A. Lorenz); Wiederansiedlung <i>Astacus astacus</i>	-
Rheinland-Pfalz	-	-
Sachsen	länderübergreifendes Projekt zu <i>Margaritifera margaritifera</i> (MARA)	aktuell Wiederansiedlung Makrophyten in der Eula
Saarland	-	-
Sachsen-Anhalt	-	-
Schleswig-Holstein	-	-
Thüringen	-	-

- ...keine eigenen Projekte auf Landesebene

Für Makrozoobenthos gibt es deutschlandweit neben Artenschutzprojekten mit Flussperlmuschel und Bachmuschel sowie Edel- und Steinkrebs lediglich ein Projekt zur aktiven Wiederansiedlung in Nordrhein-Westfalen, das vom Landesfachamt mit durchgeführt wurde. Auf dieses Projekt wurden wir in mehreren Antworten aus anderen Bundesländern und auch von den großen Wasserverbänden und wissenschaftlichen Einrichtungen hingewiesen, so dass es in Deutschland als Pilotprojekt für die aktive Wiederansiedlung einer Artengemeinschaft des MZB gesehen werden kann. Für die aktive Wiederansiedlung von Makrophyten kann, auch auf der Basis der länderübergreifenden Bekanntheit, das an Hamburger Fließgewässern durchgeführte Projekt als Pilotprojekt gelten. Im Rahmen dieses Projektes wurden ebenfalls Handlungsempfehlungen veröffentlicht (STILLER & ENGELSCHALL 2014).

Bei den Fischen stellt sich die Auswertung der grauen Literatur auch aufgrund der sehr heterogenen Datenlage als sehr komplex dar, da meist nicht klar ersichtlich ist, ob es sich um eine Wiederansiedlung im eigentlichen Sinn handelt oder ob mit Hilfe von Besatz ein kleiner Restbestand gestützt werden soll. Hierzu sind Nachfragen bei den jeweiligen Ansprechpartnern erforderlich, die allerdings sehr aufwendig sein können. Deshalb wird an dieser Stelle empfohlen, zunächst die Fisch- und ggf. Neunaugenarten zu identifizieren, bei denen eine Wiederansiedlung in Sachsen überhaupt zielführend ist.

Bei den Fischen ergibt sich die Schwierigkeit, dass Fischbesatz bereits seit sehr langer Zeit ein probates Mittel im Rahmen der Bestandshege darstellt und vielfach in unterschiedlichster Form oft auf Vereinesebene praktiziert wird.

Die meisten Berichte zu Wiederansiedlungsprojekten kommen aus Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz und betreffen die Arten Schneider, Bachforelle, Schmerle, Quappe und Nase. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird an dieser Stelle auf eine detaillierte Auswertung verzichtet. Diese liegt jedoch in Form einer Exceltabelle vor.

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und das Umweltbundesamt (UBA) sowie das Leibnizinstitut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) führen keine eigenen Projekte zur aktiven Wiederansiedlung durch.

5.2.1 Auswertung

Die Auswertung der Literatur zeigt zunächst, dass die meisten Projekte zur aktiven Wiederansiedlung mit Arten dokumentiert sind, die vom Aussterben bedroht sind bzw. einen starken Rückgang zeigten und gesetzlich geschützt sind. Hier kam und kommt es nach den internationalen wissenschaftlichen Publikationen neben der aktiven Wiederansiedlung im natürlichen Verbreitungsgebiet häufig auch zu Umsiedlungen aus natur- oder artenschutzfachlichen Gründen (conservation translocation), also der Umsetzung einer Art in neue Habitate mit dem Ziel der Arterhaltung. Viele Publikationen gibt es beispielsweise zu endemischen Fischarten Nordamerikas, Australiens und Neuseelands, deren Inhalte für die hier bearbeiteten Fragestellungen nur bedingt, zum Beispiel zum methodischen Vorgehen oder zum Monitoring, übertragbar sind.

Weiterhin wird deutlich, dass vorrangig Erfolge veröffentlicht werden, auch wenn wie von JOURDAN et al. (2019) hervorgehoben, auch Misserfolge von Wiederansiedlungsprojekten intensiv publiziert werden sollten und der Schwerpunkt darin auf die Suche nach ihren Ursachen gelegt werden sollte, um die Wiederholung von Fehlern zu vermeiden. Außerdem wird in der wissenschaftlich publizierten Literatur deutlich, dass die meist im Rahmen eines Forschungsprojektes geplanten und durchgeführten Wiederansiedlungsmaßnahmen keine Finanzierung für ein langfristiges Monitoring aufweisen, was zu großen Unsicherheiten hinsichtlich längerfristiger und nachhaltiger Erfolge oder Misserfolge führt.

Die Kombination der Fragestellungen von Wiederansiedlungsprojekten und der ökologischen Zustandsbewertung nach EG-WRRL stand nur in einer der ausgewerteten wissenschaftlichen Publikationen zur Wiederansiedlung von Makrozoobenthos (HAASE & PILOTTO 2019) direkt im Fokus. Direkten Bezug darauf nimmt das Projekt zur Wiederansiedlung von Makrophyten in Hamburger Fließgewässern (STILLER bzw. STILLER & ENGELSCHALL)

5.2.2 Wiederansiedlung allgemein

Aktive Wiederbesiedlung (reintroduction) meint die zielgerichtete Wiedereinführung eines Organismus an einen Ort seiner natürlichen Verbreitung, von welchem er verschwunden ist bzw. ausgelöscht wurde (ARMSTRONG & SEDDON 2007). Davon abgegrenzt stehen, nach der Definition von Armstrong und Seddon, die Ansiedlung (introduction), bei der ein Organismus außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebietes angesiedelt wird sowie die Translokation/Besatz (translocation), bei der Organismen eingebracht werden, um eine bestehende Population weiter aufzubauen oder im Bestand zu stützen. Versuche zur Wiederansiedlung gab es bereits vor 100 Jahren, jedoch führte die sehr geringe Erfolgsquote erst seit den 1980er Jahren zur Entwicklung des Fachgebietes der Wiederansiedlungsbiologie (reintroduction biology). Bis heute werden Wiederansiedlungsprojekte zumeist mit Arten durchgeführt, die vom Aussterben bedroht sind. Ziel der aktiven Wiederbesiedlung ist nach HOUDE et al. (2015) die Umkehrung des Aussterbens einer Art und die Wiederherstellung von Strukturen und Ökosystemfunktionen.

Von der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) wurden im Jahr 1998 Richtlinien für Wiedereinbürgerungen veröffentlicht, die bis heute eine essentielle Grundlage für Wiederansiedlungsprojekte bilden und für die jeweiligen Organismengruppen spezifiziert und angewendet werden (IUCN 1998). Folgende Empfehlungen zur aktiven Wiederansiedlung von Tieren gemäß den Schwerpunktkriterien der IUCN-Richtlinien von 1998 sind zu beachten (SCHERZINGER 2017):

1. Keine Arten aktiv wiederansiedeln, die über natürliche Zuwanderung wieder heimisch werden können
2. Rückgangsursachen müssen bekannt sein
3. Nur in geeigneten Biotopen des ursprünglichen Verbreitungsgebietes
4. Gezielte Vorbereitung (Freilassungsorte, Umfeld)
5. Wissenschaftliche Erfolgsprognose (inklusive möglicher Folgen)
6. Öffentlichkeitsarbeit und breite Information
7. Keine konkurrierenden Programme (z. B. Greifvögel und Rebhühner, Luchs und Rehe etc.)
8. Beachtung des gesetzlichen Rahmens
9. Nur entsprechende Herkünfte (Unterarten, Ökotypen)
10. Keine Entnahme von Tieren aus bedrohten Beständen
11. Optimierung der Auswilderung und Eingewöhnung unter Beachtung des arttypischen Verhaltens
12. Betreuung und Überwachung, Monitoring

13. Zeitliche Begrenzung des Projekts
14. Dokumentation, Analyse und Interpretation
15. Vorstudie und stufenweise Durchführung zur Anpassung und Auslotung der Effektivität
16. Synchroner Auswilderung an korrespondierenden Orten
17. Nationale und internationale Koordination

Ein Projekt der aktiven Wiederansiedlung gilt als erfolgreich, wenn sich eine dauerhafte sich selbst reproduzierende Population bildet (HOUDE et al. 2015; CLINTON et al. 2022). Dafür muss zunächst die Etablierung im Zielgewässer (establishment) gelingen, die Überleben, Wachstum und Vitalität der eingebrachten Organismen widerspiegelt. Nachhaltige Wiederbesiedlung wird durch Reproduktion und Ausbreitung gekennzeichnet. Nach ARMSTRONG & SEDDON (2007) hängt der Erfolg auf Populationsebene maßgeblich von der räumlichen Verbreitung der Individuen nach dem Einbringen sowie den Überlebensraten und Reproduktionsraten ab. Ein hohes Maß an räumlicher Verbreitung und hohe Mortalitätsraten nach dem Einbringen einer Art führen zu einer deutlichen Abweichung zwischen der Anzahl der eingebrachten Individuen und der realen anfänglichen Populationsgröße. Artsspezifisch sollten diese Faktoren vor einer Wiederansiedlungsmaßnahme geprüft werden, empfohlen wird dazu jeweils eine Modellierung im Vorfeld, wobei verschiedene artsspezifische Modelle publiziert wurden und beispielsweise auf metaheuristischen Algorithmen oder einem probabilistischen Modell basieren. Sind die Faktoren Verbreitung der Individuen nach dem Einbringen (räumlich) und Mortalitätsrate gering, können sich stabile Populationen bereits aus < 10 eingebrachten Individuen etablieren (ARMSTRONG & SEDDON 2007), wobei in diesem Review nicht näher auf die genetische Diversität eingegangen wurde.

Der Erfolg einer Wiederansiedlung hängt sowohl von intrinsischen als auch von extrinsischen Faktoren ab (HEALY et al. 2022). Extrinsische Faktoren bezeichnen dabei neben den abiotischen Umweltvariablen (wie Wassertemperatur, Fließgeschwindigkeit, Wasserbeschaffenheit sowie Extremereignisse wie Hochwasser oder Dürreperioden) ebenfalls den Zeitpunkt der Umsetzung, Konkurrenz und Prädation sowie die Verfügbarkeit benötigter Mikrohabitate im Empfängergewässer (JOURDAN et al. 2019). Als intrinsische Faktoren wirken artsspezifisch beispielsweise Lebenszyklus, Lebensstrategie (Life-history-theory), Verhalten, Adaptation und genetischer Variabilität. Nur wenn extrinsische und intrinsische Faktoren in geeigneter Weise zusammenkommen, wird eine Wiederansiedlung erfolgreich sein.

Das Umweltbundesamt (UBA, pers. Mitteilung) weist ausdrücklich darauf hin, dass bisher zu wenige Langzeitdaten im Rahmen von Wiederansiedlungsprojekten erhoben wurden. Daneben wird vor der Verbreitung von Krankheitserregern gewarnt.

6 Bearbeitungskonzeption Grundlagen

6.1 Datengrundlage

Vom Auftraggeber wurden zu Projektbeginn für alle Fließgewässer-OWK Sachsens Daten der für die Bewirtschaftungszeiträume 2016 bis 2021 sowie 2022 bis 2027 geltenden Bewertungen übergeben, die auf Datenerhebungen des jeweils vorangegangenen Bewirtschaftungszeitraums beruhen. Die Bewertungen erfolgten dabei 2015 für den 2. Bewirtschaftungszeitraum (2016 bis 2021) und 2021 für den 3. Bewirtschaftungszeitraum (2022 bis 2027). Neben den Bewertungen des ökologischen Zustands / Potentials nach EG-WRRL der biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrophyten/Phytobenthos und Makrozoobenthos standen Daten zur Bewertung der unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten, der ubiquitären und flussgebietsspezifischen Schadstoffe, des chemischen Zustands und der allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern (ACP) gemäß OGewV (2016) zur Verfügung.

Für die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten standen für alle repräsentativen Messstellen der Fließgewässer-OWK die Artenlisten inkl. Häufigkeiten sowie die Bewertungsergebnisse jeweils eines Untersuchungstermins pro Bewirtschaftungszeitraum zur Verfügung. Die Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos wurden zwischen 2009 und 2015 für den Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021, in den Jahren 2016 bis 2021 für den Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027 untersucht.

Für die Fische wurden die Bewertungsergebnisse der jeweiligen Bewirtschaftungszeiträume sowohl für die OWK als auch die fischereilichen Abschnitte übergeben. Für die Bewertungen für den Bewirtschaftungszeitraum 2016 bis 2021 fanden je OWK zwischen einer und vier Befischungen im Zeitraum zwischen 2009 und 2015 statt. Für den Bewirtschaftungszeitraum von 2022 bis 2027 wurden zwischen einer und fünf Befischungen im Zeitraum zwischen 2013 und 2018 je OWK realisiert. Die Arten- und Abundanzlisten der relevanten Befischungstrecken wurden auf Anfrage von der Fischereibehörde Sachsen übergeben.

Die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten für Fließgewässer umfassen im aktuellen Bewirtschaftungszeitraum (2022-2027) die Bewertung der Gewässerstrukturgüte, des Wasserhaushalts und der Durchgängigkeit (LFULG 2021). Diesem Bericht zufolge wurde in Sachsen die Gewässerstrukturgüte für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum nach der in Nordrhein-Westfalen erarbeiteten Kartieranleitung (LANUV 2012) erhoben und bewertet. Die Bewertung erfolgt in 7 Bewertungsstufen, dabei entsprechen die Strukturgüteklassen 1 (unverändert) bis 3 (mäßig verändert) im Strukturgüteverfahren in etwa dem Bereich, der Grundlage für den sehr guten bis guten Zustand / Potential

nach WRRL ist. Neben den Strukturgüteklassen standen für die Messstellen auch Daten zum Habitatindex zur Verfügung. Der Habitatindex stellt eine Kombination von biozönotisch besonders wirksamen Einzelparametern der Gewässerstrukturkartierung dar (FOERSTER et al. 2017), wobei die Komponenten Strömung, Sohle und Ufer betrachtet werden. Der Habitatindex bildet den Zusammenhang zwischen hydromorphologischer und biologischer Bewertung besser ab als die Strukturgüteklasse insgesamt.

Die unterstützende morphologische Qualitätskomponente Wasserhaushalt wird für den aktuellen Bewirtschaftungszeitraum entsprechend der Verfahrensempfehlung der LAWA (2017) bewertet. Die 5-stufige Klassifizierung beruht auf Bewertungen einzelner Kriterien in sechs Belastungsgruppen (Veränderungen / Nutzungen des EZG, Wasserentnahmen, Wassereinleitungen, Gewässerausbau und Bauwerke im Gewässer, Auenveränderungen, sonstige Belastungen). Für die Gesamtklassifizierung des Wasserkörpers wird das arithmetische Mittel aus der jeweils schlechtesten Bewertung jeder Belastungsgruppe gebildet. Die Belastungsgruppe Klimawandel wird in der Verfahrensempfehlung explizit nicht berücksichtigt.

Die morphologische Qualitätskomponente Durchgängigkeit wird durch die Fischereibehörde des LfULG entsprechend einer LAWA-Empfehlung (LAWA 2014) beurteilt. Dabei handelt es sich um ein dreistufiges Bewertungsverfahren mit den Klassen sehr gut, gut und schlechter als gut. Hinsichtlich der Durchgängigkeit kann zusätzlich auf die Daten der Querbauwerksdatenbank Sachsen zurückgegriffen werden.

Für den Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021 (Bewertung 2015) stehen für die Bewertungen der Gewässerstrukturgüte Daten zur Verfügung, die nach LAWA (2001) erhoben wurden.

Im vorliegenden Bericht werden die für den Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021 gültigen Daten aufgrund der Gesamtbewertung der Wasserkörper abkürzend mit dem Bewertungsjahr 2015 aufgeführt, für den Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027 steht analog das Bewertungsjahr 2021.

6.2 Ableitung potentieller Zielgewässer

6.2.1 Vorauswahl potentieller Zielgewässer

6.2.1.1 Konzeption

Für die Vorauswahl werden als potentielle Zielgewässer diejenigen OWK identifiziert, die insgesamt nur in geringem Maße von einer guten ökologischen Bewertung abweichen. Die Vorauswahl der potentiellen Zielgewässer erfolgte anhand der ökologischen Zustands-/ Potentialbewertungen in den beiden betrachteten Bewirtschaftungszeiträumen. Je nach biologischer Qualitätskomponente werden verschiedene große Abweichungen vom guten ökologischen Zustand / Potential als realistische Szenarien für das Erreichen des guten ökologischen Zustands / Potentials durch aktive Wiederbesiedlungsmaßnahmen angenommen.

Die Qualitätskomponente Fische wird hinsichtlich der morphologischen Bedingungen in einem OWK als anspruchsvollste Komponente angesehen, da die verschiedenen Lebensstadien zumeist komplexe und verschiedene Anforderungen an die Habitatstruktur, deren Größe und Vernetzung bzw. funktionaler Abhängigkeit im Gewässer haben. Auch benötigen Fische größere geeignete Gewässerabschnitte als Lebensraum und sind gleichzeitig für die natürliche Besiedlung in hohem Maße auf die Durchgängigkeit der Gewässer angewiesen. Bei den Fischen spielt neben dem Vorkommen der Arten und ihrer Abundanz auch die Altersstruktur eine relevante Rolle bei der Bewertung. Da für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung mit Fischen sichergestellt sein muss, dass der Lebensraum für die anzusiedelnden Arten geeignet ist (BAER et al 2007), sollten die beiden Komponenten MZB und Makrophyten mindestens in einem guten Zustand sein, da dies als Indikator für die grundsätzliche Eignung des Lebensraums angenommen werden kann. Befinden sich die Fische in einem ökologischen Zustand der schlechter als mäßig ist, besteht eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit dafür, dass wesentliche Schlüsselhabitate für die spezifischen Arten fehlen können, wie z. B. Kieslaichplätze. Fischhabitate sind vor allem auf der Maßstabsebene des Mesohabitats von Bedeutung. Aus den genannten Gründen wurden in die Vorauswahl nur OWK einbezogen, in denen die Bewertung des Fischbestands in einem der beiden Bewirtschaftungszeiträume nicht schlechter als mäßig war. Für die Makrophyten und das Makrozoobenthos ist durch die aktive Ansiedlung einer oder mehrerer Arten die Verbesserung der Zustandsbewertung um mehr als eine Klasse möglich, weshalb für diese Komponenten auch OWK einbezogen wurden, in denen die Bewertung schlechter als mäßig war. Bei Fischen kann es dagegen bei der Ansiedlung mehrerer Arten zu starken interspezifischen Konkurrenzphänomenen kommen (vgl. BONACINA et al. 2022, KRAU 2011), wodurch sich die anzusiedelnden Arten entweder gegenseitig beeinflussen (z.B. Ansiedlung einer Kleinfischart und eines potentiellen Prädatoren) oder wodurch die anzusiedelnden Arten nachhaltigen Einfluss auf die Bestandsarten haben können.

Gewässerabschnitte, in denen die drei BQK mit sehr gut oder gut bewertet wurden, können als Referenzgewässer herangezogen werden.

Für die Makrophyten, als Teilkomponente der Qualitätskomponente Makrophyten / Phytobenthos, wurde vorab die jeweilige Zustands- bzw. Potentialklasse entsprechend der PHYLIB-Verfahrensanleitung (SCHAUMBURG et al. 2012) anhand des Makrophyten-Index und des Makrophytentyps zugewiesen.

Mithilfe eines R-Skriptes wurden die sächsischen OWK identifiziert, die das jeweilige Auswahlkriterium erfüllen.

Insgesamt wurden durch die Vorauswahl anhand der ökologischen Bewertungen als potentielle Zielgewässer für die Wiederbesiedlung mit Fischen 28 OWK, für Makrozoobenthos 41 OWK und für Makrophy-

ten 68 OWK identifiziert (Tabelle 6). Werden die OWK betrachtet, bei denen in beiden Bewirtschaftungszeiträumen die gleiche Qualitätskomponente im mäßigen bzw. schlechter als mäßigen Zustand/Potential lag, die beiden anderen Komponenten gleichzeitig jeweils eine gute oder bessere Einstufung erhielten (Option A), so werden für die Fische 5 OWK, das MZB 2 OWK und die Makrophyten 15 OWK identifiziert. Diese OWK weisen eine stabile Bewertung der BQK auf und sind möglicherweise besonders erfolgversprechend für eine Verbesserung der ökologischen Gesamtbewertung infolge einer aktiven Wiederansiedlung.

Tabelle 6: Ergebnisse Vorauswahl potentieller Zielgewässer

Option Vorauswahl		Anzahl OWK		
		Fische	MZB	Makrophyten
2 BQK mit Bewertung gut oder besser	A (2015 + 2021)	5	2	15
	B (nur 2021)	15	3	11
	C (nur 2015)	8	5	18
Nur Fische mit Bewertung gut oder besser	D (2015 + 2021)	-	3	3
	E (nur 2021)	-	2	2
	F (nur 2015)	-	13	19
Nur MZB relevant: ungesicherte Bewertung	G (2015 + 2021)	-	13	-
Summe		28	41	68

6.2.2 Restriktionsanalyse potentieller Zielgewässer

Die durch die Vorauswahl identifizierten OWKs in Sachsen (vgl. Kapitel 6.2.1) werden, spezifisch für die jeweiligen Ansprüche der zu betrachtenden Qualitätskomponenten, einer Restriktionsanalyse unterzogen. Als potentielle Zielgewässer werden Fließgewässer mit folgenden Charakterisierungen betrachtet:

1. In dem OWK fehlen typspezifische Arten / Artengemeinschaften bzw. Leitarten (Fische). Einschränkend ist zu ergänzen, dass das Vorkommen oder Fehlen von Arten nur anhand der vorliegenden Daten ausgewertet werden kann, welche sich für den jeweiligen OWK auf die repräsentative Messstelle (MZB, Makrophyten) oder die Befischungstrecke(n) beziehen.
2. Die Gegebenheiten des OWK hinsichtlich morphologischer, physikalisch-chemischer und hydrologischer Eigenschaften stehen dem Vorkommen charakteristischer Arten, welche einen positiven Effekt auf die Bewertung haben, und somit dem Erreichen des guten ökologischen Zustands / Potentials nicht entgegen.

3. Die Entfernung des OWK zur nächsten Population der Art / Artengruppe ist so groß, dass eine natürliche autonome Besiedlung des OWK nicht möglich ist oder es bestehen hydromorphologische oder stoffliche Barrieren, die die natürliche Wiederbesiedlung verhindern. (Notwendigkeit aktiver Wiederbesiedlung).
4. Die Erfolgsaussichten für eine nachhaltige Wiederbesiedlung werden als gut eingeschätzt.

Für die Fließgewässerkörper wird ein Prüfschema entwickelt, das die relevanten Restriktionen für das Vorkommen von geeigneten Arten / Artengemeinschaften darstellt. Je nach biologischer Qualitätskomponente sind dafür verschiedene Randbedingungen entscheidend.

Restriktionen können dabei durch

- die Gewässermorphologie (Habitatverfügbarkeit und Habitatvielfalt hinsichtlich der Laich- und Jungfischhabitate, Gewässerstrukturgüte (insbesondere der Sohle), ökologische Durchgängigkeit, Rückstau),
- die Wasserbeschaffenheit/-qualität (Einhaltung der ACP und flussgebietspezifischen UQN), wobei die unterschiedliche Sensitivität der verschiedenen Organismengruppen auf unterschiedliche Belastungen berücksichtigt wird (LAWA, 2014); Pestizidbelastung (Prüfung durch SPEAR-Index bei MZB),
- die Hydrologie (Abflussregime und Abflussdynamik) sowie thermische und chemische Einleitungen mit besonderer Berücksichtigung der in den letzten Jahren aufgetretenen Niedrigwasserperioden, die zum Teil zu drastisch verringerten Abflussmengen mit stark verminderter Fließgeschwindigkeit und weiteren negativen Auswirkungen auf Gewässerhabitate bis hin zu Trockenfallen auch großer Fließgewässer (wie zum Beispiel der Schwarzen Elster) führten,
- Kolmation durch Eintrag von Feinsedimenten,
- Belastungen im Gewässerumfeld, die den Anforderungen von Arten / Artengemeinschaften entgegenstehen,
- eine hohe Dichte an konkurrenzstarken, euryöken Arten bzw. Neozoen, gegen die anspruchsvollere Leitarten nicht konkurrenzfähig sind (geringe Erfolgsaussichten),
- eine hohe Artenvielfalt mit auch Vorkommen mehrerer Leitarten, wobei jedoch Störzeiger dominieren (d.h. Leitarten sind bereits vorhanden, aber unter den herrschenden Bedingungen offensichtlich konkurrenzschwächer als die für die nicht gute Bewertung verantwortlichen, stärker ausgeprägten Störzeiger)

vorhanden sein und die dauerhafte Wiederansiedlung von Arten verhindern.

Die relevanten Restriktionen werden für die zu betrachtenden biologischen Qualitätskomponenten identifiziert.

Die Bewertungsergebnisse der biologischen Qualitätskomponenten an jedem Fließgewässer-OWK Sachsens wurden mit den im LfULG verfügbaren Daten zur Bewertung von Restriktionen zusammengeführt. Für die Restriktionsanalyse wurden die Daten zur Wasserbeschaffenheit (Überschreitungen der ACP), die unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten (Durchgängigkeit, Wasserhaushalt, Gewässerstrukturgüte, Habitatindex) und die Artenlisten (invasive Neozoen, konkurrenzstarke Störzeiger, Leitarten) aus den beiden Bewirtschaftungszeiträumen (Bewertung 2015 und Bewertung 2021) genutzt.

Bei der Restriktionsanalyse wird eine Unterscheidung in harte und weiche Faktoren vorgenommen. Dabei führen harte Faktoren (wie beispielsweise das periodische Trockenfallen eines Gewässerabschnitts) zum direkten Ausschluss einer zu prüfenden Messstelle für eine aktive Wiederbesiedlungsmaßnahme, wohingegen weiche Faktoren (wie beispielsweise die geringfügige Überschreitung von Orientierungswerten der OGewV oder ein Wanderhindernis im Unterlauf) nicht zum Ausschluss führen. Ggf. sind hier zusätzlich Kumulationseffekte zu berücksichtigen. Im nächsten Schritt ist zu prüfen, ob die beim LfULG erhobenen Daten ausreichend geeignet sind, die Faktoren zu betrachten und zu bewerten, die über die Eignung eines OWK für die aktive Wiederbesiedlung mit einer bestimmten Art / Artengruppe maßgeblich sind.

Für die ACP wird die Relevanz der Überschreitung der Parameter auf Grundlage des LAWA-Projektes zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und Allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern (HALLE & MÜLLER 2014) sowie seiner Ergänzungen (HALLE & MÜLLER 2015a, 2015b, 2017) erfolgen. In diesen Projekten wurden die Sensitivitäten der verschiedenen BQK gegenüber den jeweiligen ACP dargestellt und Empfehlungen für die durch die OGewV (2016) umgesetzten Orientierungswerte abgeleitet.

6.2.3 Detailanalyse Zielgewässer Sachsen

Im Ergebnis der Restriktionsanalyse werden als geeignete Zielgewässer diejenigen OWK identifiziert, für die keine Restriktionen anhand der prüfbaren Kriterien (Vgl. Kapitel 6.3) für die jeweilige BQK ermittelt werden können bzw. bei denen dies aufgrund der Datenlage nicht abschließend bewertet werden kann. Für diese OWK muss geprüft werden, ob die nicht gute Zustandsbewertung auf mangelndes Besiedlungspotential zurückzuführen ist und eine aktive Wiederansiedlung grundsätzlich zielführend zur Verbesserung der ökologischen Bewertung sein kann. Es wird eine Methodik entwickelt, mit welcher geprüft werden kann, welche der geeigneten Arten / Artengruppen aufgrund fehlender autonomer Wie-

derbesiedlungsmöglichkeiten aktiv wieder angesiedelt werden sollten und ob eine nachhaltige Wiederansiedlung dieser Art / Artengruppe methodisch möglich und finanzierbar ist. Ein Ausschluss natürlicher Wiederbesiedlung kann anhand von Parametern wie z.B. Entfernung zu vorhandener Zielpopulation, Länge potentieller Strahlwege (gemäß Strahlwirkungsprinzip und Trittsteinkonzept) und vorhandene Barrieren (Querbauwerke, Rückstaue, Habitatindex) erfolgen.

Einige dieser Parameter können automatisiert durch Filterung bzw. Abfragen aus Datenbanken gewonnen werden. Nach dieser Vorauswahl der Gewässer ist weiterhin die Einzelbetrachtung aller Wasserkörper bzw. Landesmessstellen anhand von Bemerkungen der Bearbeiterinnen und Bearbeiter (BfUL), Auswertung der Gewässersteckbriefe und weiterer Datengrundlagen nötig.

Die so identifizierten OWK mit isolierter Lage sind potentielle Zielgewässer.

6.3 Identifizierung geeigneter Arten und Lebensgemeinschaften

Geeignete Arten und Lebensgemeinschaften sind für den jeweiligen OWK typspezifische Arten bzw. Leitarten, die sich in ihrer natürlicherweise zu erwartenden Abundanz positiv auf die ökologische Bewertung auswirken. Die autökologischen Ansprüche der Art / Arten werden durch die Gegebenheiten des zu betrachtenden OWK erfüllt. Auf Arten, die geschützt bzw. aus naturschutzfachlichen Gründen wichtig sind, wird unter Berücksichtigung der gesetzlichen Randbedingungen geachtet, um möglicherweise Synergieeffekte zwischen WRRL und FFH-RL zu nutzen. Für die in der Vorauswahl ermittelten OWK werden geeignete Arten und Lebensgemeinschaften identifiziert.

Geeignete Arten / Artengemeinschaften zeichnen sich des Weiteren dadurch aus, dass eine zulässige und geeignete Herkunft bekannt und verfügbar ist und ein methodisches Vorgehen mit hoher Erfolgswahrscheinlichkeit für eine aktive Wiederbesiedlung bekannt ist.

6.4 Erstellung von Verbreitungskarten

Die Verbreitungskarten wurden in QGIS (Version 3.32.3-Lima) erstellt. Als Kartengrundlage für Sachsen wurden die Verwaltungsgebiete (VG250) verwendet, welche vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie als Digitale Geodaten abrufbar sind.

Die Kategorisierung der Fließgewässertypen stammt aus dem Datensatz "Fließgewässer-Wasserkörper Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027", die Lage der Messstellen aus den "Messstellen zur Bewertung des Zustandes der Oberflächenwasserkörper 2022-2027". Beide Datensätze sind über den Geodaten-download des Landwirtschafts- und Umweltinformationssystems für Geodaten (LUIS) abrufbar. Weiterhin wurde ein Höhenmodell eingepflegt, so dass die jeweiligen Höhenregionen in Sachsen zu den

Artvorkommen ersichtlich sind. Als Basis hierfür dient ein Digitales Geländemodell mit einer Gitterweite von 1000m (DGM1000) aus dem Geodatenzentrum des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie.

Es wurde ein Skript mit Hilfe der Programmiersprache R (Version 4.3.2) und R-Paketen aus der Sammlung "Tidyverse" ("dplyr", "tidy") entwickelt, das für alle repräsentativen Messstellen bzw. konkrete OWK die Abundanzen der jeweiligen Art in den beiden Bewirtschaftungszeiträumen abfragt. Kam eine Art in beiden Bewirtschaftungszeiträumen vor, so wurde für die Makrophyten und das Makrozoobenthos die mittlere Abundanz aus beiden Untersuchungen dargestellt. Für die Fische war die Erstellung von Artenverbreitungskarten nicht erforderlich, da mit dem Fischartenatlas (FÜLLNER et al. 2016) bereits eine sehr gute Darstellung der Verbreitung der Fisch- und Neunaugenarten vorliegt.

7 Fische

7.1 Literaturrecherche

Zum Themenfeld der aktiven Wiederansiedlung von Fischen wurde mit der beschriebenen Suchmaske, wie erwartet, mit 41 die größte Zahl an wissenschaftlich publizierten Veröffentlichungen gefunden. Dabei handelte es sich in vielen Fällen um von starkem Rückgang bedrohte, mehrfach auch in Australien oder Nordamerika, endemische Arten. Dennoch wurden diese Veröffentlichungen in der Zotero-Literaturdatenbank gespeichert, da sie zu einem späteren Zeitpunkt zur Suche nach konkreten methodischen Informationen oder zum begleitenden Monitoring genutzt werden können.

Von den wissenschaftlichen Veröffentlichungen befassten sich 13 mit Aspekten zur Wiederansiedlung der Familie der Salmoniden und 2 Publikationen mit der Familie der Störe. In 7 Veröffentlichungen wurden Modellansätze vorgestellt, mit denen vorab geeignete Habitate sowie geeignete Populationsgrößen modelliert werden können mit dem Ziel, ein erfolgreiches Wiederansiedlungsprojekt zu realisieren. Ergänzend wurde im Web of Science nach möglicherweise für Sachsen für Wiederansiedlung relevanten Arten gesucht. Für die Gattung *Cottus* spp. (Groppe) gab es 5 Publikationen, hingegen für die Gattungen *Phoxinus* (Elritze) und *Alburnoides* spp. (Schneider) jeweils nur eine Veröffentlichung, die nach uneingeschränkter Suche unter den Treffern als relevant für Wiederansiedlung identifiziert werden konnten. Bezüglich der Wiederansiedlung von nicht-anadromen Neunaugenarten liegen derzeit nur sehr wenige Erfahrungen vor. Für das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) liegt eine aktuelle Veröffentlichung aus den Niederlanden als Preprint vor (SCHIPHOUWER et al. 2024). Hier wurden die Larven des Bachneunauges unter Anwendung bzw. Berücksichtigung der IUCN-Kriterien in der Reusel wiederangesiedelt. Im Vorfeld wurden von SPIKMANS et al. (2013) Untersuchungen der verbliebenen niederländischen Bachneunaugenpopulationen durchgeführt, um zu überprüfen, ob diese als Spenderpopulation dienen könnten. Es erfolgte eine Bewertung der genetischen Merkmale, der Populationsgröße sowie der Populationsstruktur. Es wurde geschätzt, dass 500 Larven, die aus einer genetisch vitalen Population stammen, eine ausreichende genetische Variation bieten und jährlich genügend reproduktive Paare hervorbringen würden. SCHIPHOUWER et al. (2024) gehen von folgenden Annahmen aus: einer Fruchtbarkeit von 1.500 Eiern pro Weibchen (Fekundität), einer Metamorphose der Larven im Alter von 5 Jahren, einer durchschnittlichen jährlichen Sterblichkeit von 75 % (HARDISTY 1961 in SCHIPHOUWER et al. 2024) sowie einer gleichmäßigen Verteilung der umgesiedelten Neunaugen auf die Altersklassen. Darüber hinaus wird davon ausgegangen, dass die natürliche Reproduktion am Wiederansiedlungsort im darauffolgenden Frühjahr nach dem Einbringen der Tiere stattfindet. Ausgehend von diesen Grundlagen schätzen die Autoren, dass die Gesamtpopulation auf einen Bestand von etwa 25.000 Bachneunaugenlarven anwachsen könnte. Um die besten Aussichten auf eine erfolgreiche Einführung zu haben, wurde eine jährliche Anzahl von 1.000 Individuen bevorzugt.

Insgesamt wurden 5134 Bachneunaugen (204 adulte Tiere und 4903 Larven/Querder) über einen Zeitraum von fünf Jahren (2014 – 2018) umgesiedelt und im Anschluss erfolgte ein Monitoring sowohl von der Spenderpopulation als auch von der neu etablierten Population in der Reusel. Darüber hinaus wird in einer Veröffentlichung (RATSCHAN et al. 2021) dokumentiert, wie 4.708 Querder des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae*) vom Inn in den Reitbach im Salzachsystem umgesiedelt wurden. Gemäß RATSCHAN et al. (2021) in Verbindung mit RATSCHAN (2015) ist ein Besatz von etwa 5.600 Querdern (≥ 50 mm) notwendig, um eine jährliche Kohorte von 50 adulten Neunaugen zu gründen.

In einem Review von COCHRAN-BIEDERMAN et al. (2015) wurden Korrelationen zwischen Erfolg und Misserfolg von Wiederansiedlungsprojekten mit Fischen anhand von 260 Fallbeispielen untersucht. Die Autorinnen und Autoren ermittelten als häufigste Ursache für Misserfolge die unzureichende Identifizierung der Gründe für den Rückgang / Verlust einer Art in einem Gewässer. Die Umweltfaktoren bezüglich der Habitate, der Wasserqualität, der Nahrungsverfügbarkeit und des Vorkommens von Prädatoren oder Konkurrenten zeigten eine größere Wirkung als die Faktoren, die den Besatz charakterisieren wie die genetische Diversität und die ökologische Kompatibilität.

Als Schlussfolgerung wurden von COCHRAN-BIEDERMAN et al. (2015) fünf Planungsschritte für ein erfolgreiches Wiederansiedlungsprojekt empfohlen:

1. Erstbewertung: Vorab ist es unabdingbar, die Ursachen für den Rückgang oder Verlust einer Art zu kennen oder zu ermitteln, wobei diese auch multifaktoriell und komplex sein können. Bestehen diese auch aktuell noch, ist die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Wiederansiedlung sehr gering. Weiterhin müssen die Anforderungen an die Habitatstrukturierung und -qualität identifiziert werden und die Ziele festgelegt werden. Kooperationspartner müssen gefunden und Finanzierungsquellen schon zu Beginn für das gesamte Projekt, ein Langzeitmonitoring eingeschlossen, gesichert werden.
2. Standortauswahl: Geeignete Empfängerstellen müssen für alle Stadien des Lebenszyklus, mit besonderer Berücksichtigung des Laichens und der Juvenilstadien geeignet sein, wofür Habitatverfügbarkeit, Wasserqualität, Nahrungsverfügbarkeit und Abwesenheit von Fraßfeinden und Konkurrenten einbezogen werden sollten. Sollte dies aktuell nicht gegeben sein, sollte die Herstellung der notwendigen Bedingungen bedacht werden.
3. Methodik und Durchführung: Als geeignete Quellpopulationen sollten einzelne, wildlebende, lokale Bestände bevorzugt werden. Die Wiederholung der Ansiedlung über 3 bis 10 Jahre sowie die Ansiedlung älterer Fische, wenn Prädatoren oder Konkurrenten im Gewässer vorhanden sind, erhöhen die Erfolgswahrscheinlichkeit. Durch wiederholten Besatz steigt die Wahrscheinlichkeit, günstige Umweltbedingungen für die Etablierung einer ausreichend großen Population zu finden.

4. Nach-Ansiedlungs-Monitoring: Regelmäßig sollten Population, Habitat und Artengemeinschaft erfasst werden. Die Wirksamkeit der angewandten Methodik sollte evaluiert und ggf. für zukünftige Projekte modifiziert werden. Bei Misserfolg könnte auch eine Auswahl geeigneterer Gewässerabschnitte sinnvoll sein. Ein adaptives Management soll angewendet werden.

5. Erfolg der Wiederansiedlung: Alle Kriterien für die erfolgreiche Wiederansiedlung wurden erfüllt. Ein Langzeitmonitoring wird realisiert.

Graue Literatur

Die graue Literatur bzgl. der Wiederansiedlung von Fischarten ist sehr heterogen in Bezug auf den Besatzumfang (wie viele Tiere wurden besetzt), die Besatzhäufigkeit (an wie vielen Tagen/Jahren erfolgte der Besatz), die Auswahl der Spendergewässer (vorhandene Populationsgröße, Verortung der Entnahmestelle, genetische Ähnlichkeit etc.), die Auswahl der Besatzstellen und den Umfang des Monitorings. Für „populäre“ Arten wie Stör, Maifisch und Lachs finden sich umfangreiche Berichte und Langzeitstudien. Für Kleinfischarten sind nur wenige dokumentierte Wiederansiedlungsprojekte zu finden. Oft fehlt eine wissenschaftlich fundierte und belastbare Erfolgskontrolle oder die Dokumentation darüber liegt nicht vor. Faktoren für Erfolg und Misserfolg werden in der Regel nicht benannt. In den jeweiligen Abschnitten wird, sofern zielführend, auf die graue Literatur eingegangen

7.2 Ableitung potentieller Zielgewässer und Identifizierung geeigneter Arten

7.2.1 Vorauswahl potentieller Zielgewässer

Bei der Vorauswahl potentieller Zielgewässer für die aktive Wiederansiedlung mit Fischen werden diejenigen OWK identifiziert, in denen in einem der beiden Bewirtschaftungszeiträume die Fische eine mäßige Bewertung und gleichzeitig die beiden weiteren Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten die Bewertung gut/besser als gut aufwiesen (vgl. Tabelle 7). Eine weitere Bedingung für die Vorauswahl ist, dass der Fischbestand in keinem der beiden Bewirtschaftungszeiträume im ökologischen Zustand gut / besser als gut war, da in diesen OWK der gute Zustand / das gute Potential ohne aktive Wiederansiedlung erreicht werden kann. Folgende Optionen werden für die Vorauswahl inkludiert:

- A: Bewertungen in beiden BWZ (2015 und 2021) stabil: Fische – mäßig, Makrophyten / MZB - gut oder besser
- B: Bewertung 2021 maßgeblich: Fische – mäßig, Makrophyten / MZB - gut oder besser; Bewertung 2015: Fische schlechter als gut
- C: Bewertung 2015 maßgeblich: Fische – mäßig, Makrophyten / MZB - gut oder besser; Bewertung 2021: Fische schlechter als gut

Tabelle 7: Optionen für die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für die Fische

Option	2015			2021		
	MZB	Makrophyt.	Fische	MZB	Makrophyt.	Fische
A	≤ 2	≤ 2	3	≤ 2	≤ 2	3
B	-	-	> 3	≤ 2	≤ 2	3
C	≤ 2	≤ 2	3	-	-	> 3

≤ 2 = gut und besser 3 = mäßig > 3 = schlechter als mäßig - = Bewertung nicht maßgeblich

Die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für Fische zeigt die OKW in Sachsen, in denen der Fischbestand in keinem der beiden BWZ gut oder besser bewertet wurde sowie mindestens in einem der beiden BWZ die Fische mit mäßig und gleichzeitig die beiden Qualitätskomponenten MZB und Makrophyten mit gut oder besser bewertet wurden (Tabelle 8). Da für einige OWK zwei unterschiedliche Referenzfischzönosen vorliegen und diese für die Bewertung im fiBS eine entscheidende Rolle spielen, wird nachfolgend (wenn notwendig) in den Referenzabschnitt „Ref. 1“ und „Ref. 2“ unterschieden.

Es ist zu beachten, dass gemäß DUBLING (2009) das Bewertungsverfahren fiBS zwar auch eine Bewertung mit weniger Individuen als vorgegeben (Dreißigfache der Artenzahl der Referenzzönose) ermöglicht, jedoch ist das Ergebnis dann nur unzureichend statistisch abgesichert. DUBLING (2009) geht davon aus, dass mit zunehmender Unterschreitung des empfohlenen Richtwertes zur Mindestindividuenzahl deshalb auch die Wahrscheinlichkeit einer Fehlbewertung steigt. DUBLING (2009) weist darauf hin, dass in manchen Probestrecken die erforderlichen Fangzahlen allerdings auch bei deutlicher Verlängerung der Befischungstrecken nicht mit vertretbarem Aufwand erreicht werden können. Dies kann seiner Meinung nach sowohl in bestimmten natürlichen (z. B. alpinen Fließgewässern mit sehr starker Strömung oder kleineren Fließgewässern im Flachland) als auch in stark degradierten Gewässern (z. B. tiefen, ausgespundeten Bereichen) der Fall sein. Eine Bewertung kann unter diesen Umständen auch mit weniger Individuen durchgeführt werden. DUBLING (2009) empfiehlt dabei aber, dass der sachkundige Bearbeiter einschätzt, wann das Probenahmeergebnis hinreichend repräsentativ ist. Grundsätzlich ist an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass vor allem das Fehlen von Arten oder Altersstadien nur mit einer ausreichenden Individuenanzahl ausreichend statistisch abgesichert werden kann, während der Präsenznachweis unabhängig von der Gesamtindividuenzahl methodisch ausreichend belastbar ist.

Tabelle 8: Vorauswahl OWK für Wiederbesiedlung mit Fischen

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	OWK-ID	Bemerkung
A) 2015+2021	Krippenbach	OBF02855	DESN_537116	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte (2015/2021)
A) 2015+2021	Biela	OBF03600	DESN_537132	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht (Ref. 2, 2015), Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte (2021)
A) 2015+2021	Zufluss vom Mahlteich	OBF06302	DESN_537162	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte (Ref. 2, 2021), Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht (2015/2021)
A) 2015+2021	Rungstockbach	OBF37001	DESN_5426852	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte (2021)
A) 2015+2021	Saidenbach	OBF37101	DESN_5426872-2	-
B) 2021	Bockauer Dorfbach	OBF39002	DESN_541176	-
B) 2021	Butterwasser	OBF21801	DESN_582178	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht
B) 2021	Göltzsch	OBF51710	DESN_5662-1	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
B) 2021	Große Pyra	OBF40621	DESN_54112	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
B) 2021	Kleine Pyra	OBF40610	DESN_541116	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht (Ref. 2)
B) 2021	Kleine Röder	OBF30620	DESN_53844-1	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht, Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 1 Referenzarten nachgewiesen) (Ref. 2)
B) 2021	Langes Wasser (Hoyw. Schwarzwasser)	OBF28301	DESN_538144	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht, Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 1 Referenzarten nachgewiesen) (Ref. 2)
B) 2021	Lausitzer Neiße	OBF17652	DESN_674-9	Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 3 Referenzarten nachgewiesen), Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	OWK-ID	Bemerkung
B) 2021	Mordgrundbach	OBF05401	DESN_5371464	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht
B) 2021	Prießnitz (Elbe)	OBF09000	DESN_537196-2	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht, Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 4 Referenzarten nachgewiesen) (Ref. 2)
B) 2021	Richzenhainer Bach	OBF35252	DESN_5426978-2	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht
B) 2021	Rotes Wasser	OBF08400	DESN_537182	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
B) 2021	Seiffener Bach	OBF37401	DESN_5426822	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
B) 2021	Steinbach (Schwarzwasser)	OBF40803	DESN_54124	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht, Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
B) 2021	Wiederitz	OBF11203	DESN_537294	Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht, Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
C) 2015	Brunndöb-rabach	OBF47000	DESN_532342	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte, Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht
C) 2015	Loßbach	OBF04301	DESN_53712136	Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 1 Referenzart nachgewiesen), Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht, Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
C) 2015	Wudra	OBF28202	DESN_53814992	Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 2 Referenzarten nachgewiesen), Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht
C) 2015	Zschorlaubach	OBF40670	DESN_54118-2	Abwertung aufgrund der zu geringen Gesamt-Individuendichte
C) 2015	Kemnitzbach	OBF33703	DESN_54242	-

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	OWK-ID	Bemerkung
C) 2015	Schwarzer Schöps	OBF24100	DESN_5824-3	Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 2 Referenzarten nachgewiesen), Richtwert zur Mindestindividuenzahl nicht erreicht (Ref. 1)
C) 2015	Lausitzer Neiße	OBF17695	DESN_674-10	Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 4 Referenzarten nachgewiesen)
C) 2015	Lausitzer Neiße	OBF17600	DESN_674-8	Defizit bei den anadromen und potamodromen Arten (0 von 3 Referenzarten nachgewiesen)

7.2.2 Restriktionsanalyse

Das nachfolgende Schema zeigt die Abfolge der Restriktionsanalyse für die Qualitätskomponente Fische.

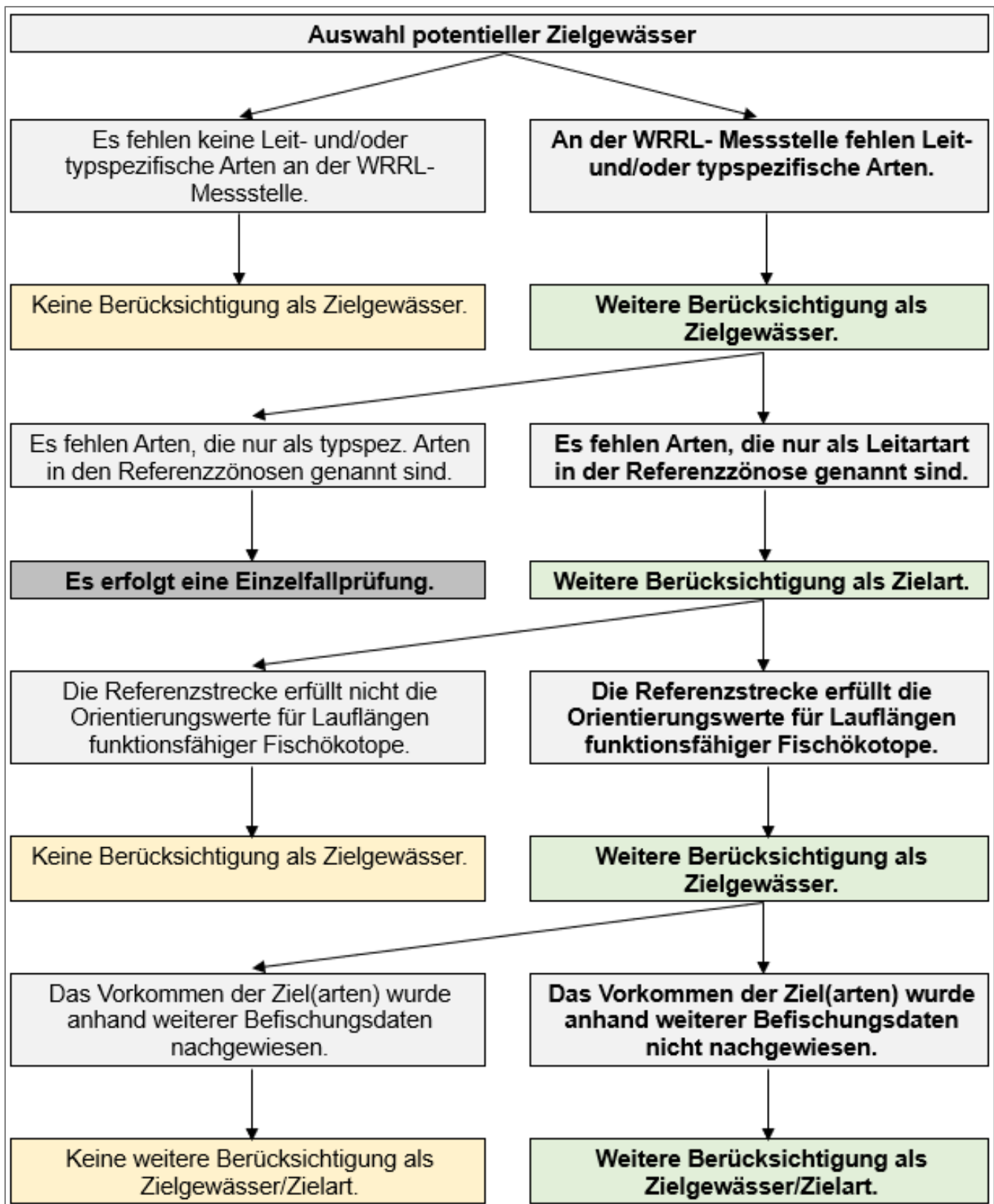


Abbildung 5: Schema der Restriktionsanalyse Fische

Schritt 1: Fehlen Leit- und/oder typspezifische Arten an der WRRL-Messstelle?

Nach der Auswahl der potentiellen Zielgewässer (vgl. Kapitel 6.2 und 7.2.1) erfolgt ein Vergleich der vorliegenden Bestandsdaten mit der jeweiligen Referenzzönose. Dabei wird analysiert, welche Leit- und typspezifischen Arten der Referenzzönose in den relevanten OWK für beide Berichtszeiträume vorkommen bzw. welche fehlen. Dabei können fünf Gewässer (Göltzsch, Mordgrundbach, Seiffener Bach, Krippenbach und Rungstockbach) identifiziert werden, in denen alle Arten der Referenzzönose auch nachgewiesen wurden. Demnach scheiden diese als potentielle Zielgewässer für eine Wiederansiedlung aus, da keine Verbesserung des ökologischen Zustands/Potentials im Sinne der WRRL durch eine Wiederansiedlung erwartbar ist. Eine Wiederansiedlung von Begleitarten erscheint an dieser Stelle naturschutzfachlich nicht als zielführend, da es sich überwiegend um weitverbreitete Arten mit einer hohen ökologischen Plastizität handelt. Nachfolgend werden grundlegende ergänzende Maßnahmen zur Zielerreichung dargestellt. Diese können jedoch erst nach einer detaillierten Analyse der möglichen Gründe für die Zielabweichung spezifiziert werden. Von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen werden sukzessive Vorhabens- und Sanierungspläne zum Teilbereich Hydromorphologie für viele Fließgewässerwasserkörper 1. Ordnung erstellt. Bei der Elbe als Bundeswasserstraße ist die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung und bei den Gewässern 2. Ordnung sind die Kommunen mit der Aufgabe beschäftigt, geeignete hydromorphologische Maßnahmen abzuleiten und umzusetzen. Die Vorhabens- und Sanierungspläne umfassen eine Defizitanalyse und eine Ableitung von entsprechenden Maßnahmen, insbesondere in Bezug auf die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit sowie habitatverbessernde Maßnahmen.

Schritt 2: Fehlen Leit- oder typspezifische Arten gemäß Daten des WRRL-Monitorings?

Für die übrigen 23 potentiellen Zielgewässer fehlen die in der folgenden Abbildung aufgeführten Arten, die in der jeweiligen Referenzfischzönose als Leit²- oder typspezifische Arten³, genannt werden, aber in den Berichtszeiträumen 2015 und 2021 nicht dokumentiert werden konnten. Dabei ist der Absenznachweis über mehrere Befischungsdurchgänge erforderlich, da bei Elektrobefischungen methodenbedingt seltene oder Arten mit geringer Abundanz nicht bei jeder Befischung nachgewiesen werden.

² Leitart: Eine Leitart stellt $\geq 5\%$ der Arten der Referenzzönose.

³ Typspezifische Art: Eine Typspezifische Art stellt $1- < 5\%$ der Arten der Referenzzönose.

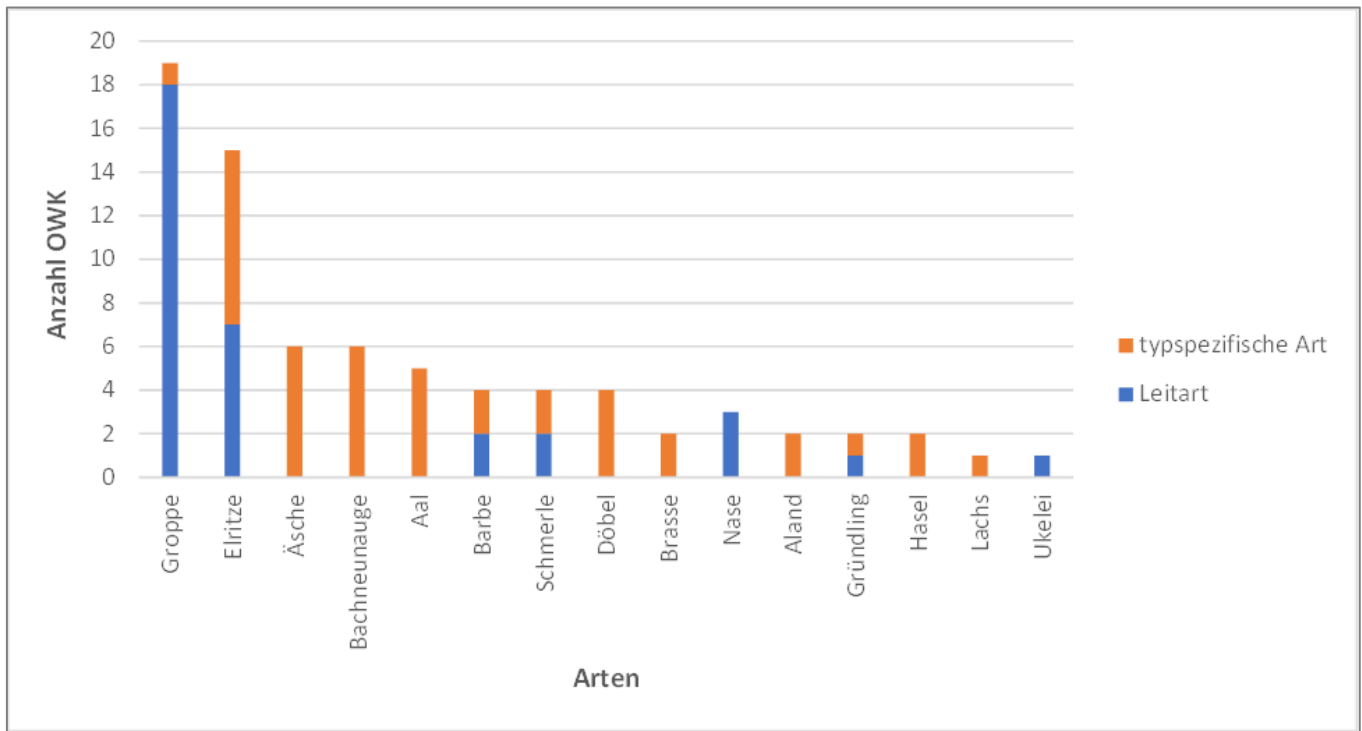


Abbildung 6: fehlende Leit- und tyspezifische Arten (Fische, Neunaugen) in den potentiellen Zielgewässern (Oberflächenwasserkörper) in den Berichtszeiträumen 2015 und 2021 in Sachsen

Die häufigsten fehlenden Arten sind Groppe (*Cottus gobio*) und Elritze (*Phoxinus morella*). Während die Nase (*Chondostroma nasus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) nur in der Kategorie „Leitarten“ fehlen, fehlen Barbe (*Barbus barbus*), Schmerle (*Barbatula barbatula*), Gründling (*Gobio gobio*) sowie Groppe (*Cottus gobio*) und Elritze (*Phoxinus spec.*) in beiden Kategorien. Die Arten Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Aal (*Anguilla anguilla*), Aland (*Leuciscus idus*), Döbel (*Squalius cephalus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Brasse (*Abramis brama*) und Lachs (*Salmo salar*) fehlen nur in der Kategorie „tyspezifische Arten“ und werden einer Einzelfallprüfung unterzogen.

Einzelfallprüfung für ausschließlich als tyspezifisch klassifizierte Arten

- **Äsche (*Thymallus thymallus*):** Die Äsche fehlt in der Kleinen Röder, dem Langen Wasser, der Lausitzer Neiße 9, der Lausitzer Neiße-10, der Prießnitz-2 und dem Richzenhainer Bach-2 zusammen mit mind. zwei weiteren tyspezifischen Arten bzw. Leitarten. Gemäß GAUSE (2022) ist als primäre Ursache für den Bestandsrückgang der Äsche bzw. auch deren lokales Aussterben der hohe Prädationsdruck durch den Kormoran verantwortlich. Die Äsche ist als Freiwasserart hier besonders betroffen. Der Prädationsdruck an den potentiellen Zielgewässern kann auf Grund fehlender Daten nicht belastbar beurteilt oder abgeleitet werden. Darüber hinaus hat der Landesanglerverband Sächsischer Angler e.V. 2011 ein Äschenschutzprojekt initiiert und betreibt ein eigenes Bruthaus. „Ob die Besatzmaßnahmen langfristig wieder zu einem stabilen und individuenreichen Äschenbestand führt, kann zurzeit nicht abgeschätzt werden“ GAUSE (2022). Zusätzlich ist es absehbar, dass die Äsche als kalt-stenöke Art mit hohen Habitatansprüchen und geringer Temperaturtoleranz vom Klimawandel

und der einhergehenden Erwärmung der Gewässer in besonderem Maße betroffen ist (vgl. KERTH et al. 2014). CHARLES et al. (2006) stellen fest, dass bei den adulten Tieren nur noch die Temperatur entscheidend ist, während das Überleben der Jungtiere von der Temperatur, der Strömungsgeschwindigkeit und der Populationsdichte abhängt. KAVANAGH et al. (2012) konnten in ihren Untersuchungen zeigen, dass die derzeitige genetische Variation und die Konstitution der Äsche im Zusammenhang mit der Embryonalentwicklung möglicherweise nicht ausreichend sind, um eine Anpassung an den prognostizierten hohen Temperaturanstieg zu vollziehen. Daher erfolgt keine weitere Berücksichtigung der Äsche als wiederanzusiedelnde Art.

- **Bachneunauge (*Lampetra planeri*):** Von den Neunaugenquerdern ist bekannt, dass sie bis zu 12 km per Drift im Gewässer zurücklegen können (WATERSTRAAT 2006) und so stromab größere Distanzen überwinden können. Sowohl die Querder (Larven) des Bachneunauges als auch die adulten Tiere können auch stromauf gerichtete Wanderbewegungen ausführen. Bei den Querdern hängt die Länge der stromaufwärtsgerichteten Wanderungen vor allem von der Länge und somit auch dem Alter der Tiere ab. Während sich die Querder gemäß KRAPPE (2004) nachweislich bis zu 226 m stromauf bewegten, wies MALMQVIST (1980) eine stromaufgerichtete Laichwanderung beim Bachneunauge von 2.000 m innerhalb von 14 Tagen nach. Da detritusreiche Feinsedimentbänke innerhalb eines Gewässers für die Querder temporäre Strukturen darstellen, die bei höheren Durchflüssen regelmäßig mobilisiert und verfrachtet werden, ist für das Bachneunauge insbesondere auch die stromabwärts gerichtete Durchgängigkeit von Relevanz (vgl. KRAPPE 2004). Gemäß KRAPPE (2004) ist es als wenig wahrscheinlich anzusehen, dass die noch sehr kleinen und somit noch sehr stark der Strömung ausgelieferten Larven oberhalb ihres Geburtsortes nach geeignetem Lebensraum suchen. Ebenso kann praktisch ausgeschlossen werden, dass einmal stromab verdriftete Junglarven wieder zurückwandern. Die Drift der Neunaugenlarven scheint sich saisonal zu unterscheiden und vor allem bei geringen Abflüssen anzusteigen. KRAPPE (2004) wies bei seinen Untersuchungen erhöhte Driftrafen in den Monaten April bis Juni nach. Der Autor weist dabei darauf hin, dass die Tiere den Prozess der stromab gerichteten Ausbreitung durch ihr Verhalten mitbestimmen können. Da die Drift der Larven weitestgehend passiv erfolgt und von der Strömung abhängt, ist davon auszugehen, dass weitläufige Rückstaubereiche dazu führen, dass die Tiere in den Stauräumen, ähnlich wie Arten des Makrozoobenthos, hängen bleiben und dadurch die Ausbreitung stromabwärts eingeschränkt oder sogar vollständig unterbunden wird. Da sich in den Rückstaubereichen oft benthivore (Ernährung hauptsächlich von wirbellosen Bodentieren), gründelnde Fischarten ansiedeln (z.B. Brasseln oder Rotaugen), kann daraus auch ein erhöhter Prädationsdruck auf die Bachneunaugenlarven resultieren. Auf Grund des komplexen Lebenszyklus der Art finden sich aktuell in der Fachliteratur sehr unterschiedliche Angaben hinsichtlich der Mindestgröße eines Lebensraumes für eine minimal überlebende Population. WATERSTRAAT (2006) führt aus, dass die Größe des zur Verfügung stehenden

Lebensraums beim Bachneunauge eine wichtige Rolle für das Überleben in fragmentierten Gewässern darstellt. In den von WATERSTRAAT (2006) untersuchten Gewässern ist die minimale Lebensraumgröße einer Population darüber hinaus stark abhängig von der Habitatausstattung. WATERSTRAAT (2006) gibt an, dass verschiedene Untersuchungen stabile Bestände in Gewässerstrecken zwischen 1.600 und 6.000 m feststellen konnten. Gemäß BOHL & STROHMEIER (1992) wurden in der Vergangenheit Versuche zur Nachzucht dieser Art durchgeführt. Nachdem die Wildfänge zwar erfolgreich in Langstromrinnen ablaichten und schlüpften, zeigte sich bei den Querdern jedoch anschließend eine erhöhte Mortalität. Daraus schließen die Autoren, dass eine künstliche Vermehrung unter Berücksichtigung der hohen Aufwendungen nicht erfolgsversprechend ist. Bei einer Wiederansiedlung mit Wildfängen (Querder) müsste gemäß BLOHM et al. (1994) auf Grund der relativ langen Entwicklungszeit von 7 Jahren (Zeitraum vom Ei bis zum laichbereiten Adulttier) ein mehrmaliger Besatz mit jeweils mind. 200 Querdern erfolgen. Eine Wiederansiedlung des Bachneunauges kann aufgrund des noch unzureichenden Kenntnisstandes insbesondere auch hinsichtlich der möglichen genetischen Unterschiede zwischen den einzelnen Vorkommen allenfalls in eigenständigen Pilotprojekten mit einer sehr umfangreichen Besatzstrategie und einem intensiven Monitoring erfolgen. Daher erfolgt an dieser Stelle keine weitere Berücksichtigung des Bachneunauges als wiederanzusiedelnde Art.

- Aal (*Anguilla anguilla*): HELLER et al. (2016) geben an, dass „der Aal im aktuellen Bewertungssystem (fiBS) kein Indikatororganismus und somit das Vorkommen oder Nichtvorkommen des Aals für die fischereibiologische Bewertung eines Oberflächenwasserkörpers ohne Bedeutung ist“. Das heißt, diese Art ist für die Bewertung nach fiBS irrelevant, kann aber dennoch als typspezifische Art in einer Referenzzönose geführt werden. Darüber hinaus erfolgt gemäß des Deutschen Aalmanagementplans zur Umsetzung der Verordnung der (EG) Nr. 1100/2007 – „Maßnahmen zur Wiederauffüllung des europäischen Aals“ auch in Sachsen der Besatz mit Aalen in geeigneten Gewässern. Es erfolgt keine weitere Berücksichtigung des Aals als wiederanzusiedelnde Art.
- Döbel (*Squalius cephalus*): Der Döbel fehlt in Befischungsstrecken (Messstellen), in denen auch die Elritze oder der Gründling fehlen. Die gleichzeitige Wiederansiedlung einer Kleinfischart und des konkurrenzstarken Döbels als Prädator führt aufgrund des Prädationsdrucks möglicherweise nicht zum Erfolg. Daher erfolgt keine weitere Berücksichtigung des Döbels als potentielle wiederanzusiedelnde Art.
- Hasel (*Leuciscus leuciscus*): Der Hasel fehlt in der Prießnitz-2 zusammen mit sechs weiteren typspezifischen Arten bzw. Leitarten und in der Wudra zusammen mit drei weiteren typspezifischen Arten bzw. Leitarten. Eine Wiederansiedlung von mehr als zwei Arten führt mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Grund von interspezifischem Konkurrenz- bzw. Prädationsverhalten nicht zum Erfolg, zumindest

ist ein möglicher Erfolg sehr schwer zu prognostizieren und es müssten verschiedene Artkombinationen überprüft werden. Daher erfolgt keine weitere Berücksichtigung des Hasels als potentielle wiederanzusiedelnde Art.

- Brasse (*Abramis brama*): Die Brasse fehlt in der Lausitzer Neiße-9 und in der Lausitzer Neiße-10 zusammen mit jeweils fünf weiteren typspezifischen Arten bzw. Leitarten. Eine Wiederansiedlung von mehr als zwei Arten führt wahrscheinlich auf Grund von interspezifischen Konkurrenz- bzw. Prädationsverhalten nicht zum Erfolg, zumindest ist ein möglicher Erfolg sehr schwer zu prognostizieren und es müssten verschiedene Artkombinationen überprüft werden. Daher erfolgt keine weitere Berücksichtigung der Brasse.
- Lachs (*Salmo salar*): Für diese Art wurde ein eigenes Wiederansiedlungsprogramm in Sachsen aufgelegt. Daher erfolgt keine weitere Berücksichtigung des Lachses als potentielle wiederanzusiedelnde Art. Darüber hinaus stellt die Art sehr hohe Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit ganzer Gewässersysteme.

Schritt 3: Erfüllt die Referenzstrecke die Orientierungswerte für Lauflängen funktionsfähiger Fischökotope?

Die potentiell wiederanzusiedelnde Art muss in erster Linie einen entsprechend der Ansprüche der Art ausreichend großen Gewässerabschnitt vorfinden, der die notwendigen Teilhabitats aufweist. Für den langfristigen Populationserhalt müssen alle Fische die Möglichkeit haben, weit über die als Orientierungswert angegebene Lauflänge hinausgehende Wanderungen durchführen zu können. Dies ist insbesondere für den Austausch von Individuen zwischen Teilpopulationen von Bedeutung. Je kleiner der Lebensraum einer Population ist, desto größer ist das Risiko lokaler Aussterbeprozesse z.B. durch Schadereignisse und desto weniger nachhaltig kann eine Wiederansiedlung sein. BECKER & ORTLEPP (2022) sowie BLOHM et al. (1994) führen Orientierungswerte für Lauflängen funktionsfähiger Fischökotope für einige wenige Fokusarten auf:

- Barbe und Nase: > 5 km (BECKER & ORTLEPP 2022)
- Elritze, Bachschmerle und Groppe: > 1 km (BLOHM et al. 1994)

Um zu ermitteln, ob eine entsprechend freie Lauflänge in den jeweiligen OWK vorhanden ist, wird die Lage der Befischungstrecken zwischen den vorhandenen Querbauwerken analysiert. Dabei wird die Lauflänge des Gewässers zwischen den am nächsten im Ober- und Unterwasser liegenden Querbauwerken, die nicht durchgängig, nur stromauf- oder stromab durchgängig oder deren Durchgängigkeit unbekannt ist, berechnet. Diese freie Fließlänge stellt bei der weiteren Betrachtung und Auswahl der Gewässer und Arten einen limitierenden Faktor dar. In der nachfolgenden Tabelle sind die Strecken

rot markiert, die die minimal frei fließende Strecke von 1 Kilometer unterschreiten. Diese Gewässerabschnitte kommen demnach ohne vorherige Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit derzeit nicht in Frage.

Tabelle 9: Übersicht über die Länge der freien Fließstrecke im Bereich der Referenzstrecken

(grau = keine 2. Befischungsstrecke vorhanden bzw. es fehlt keine Leit- bzw. typspezifische Art),
 QBW=Querbauwerk, OWK=Oberflächenwasserkörper

OWK-Name	OWK ID	Anzahl QBW im OWK	Anzahl der QBW, mit Durchgängigkeit				Freie Fließstrecke (km)	
			gegeben	nicht gegeben	nur stromab oder -auf gegeben	unbekannt	Ref. 1	Ref. 2
Biela	DESN_537132	48	1	23	0	24	1,161	1,857
Bockauer Dorfbach	DESN_541176	36	0	0	0	36	0,485	
Brunndöbrabach	DESN_532342	38	0	0	1	37	0,537	1,057
Butterwasser	DESN_582178	50	3	10	1	36	0,938	2,684
Große Pyra	DESN_54112	35	0	6	0	29	0,470	
Kemnitzbach	DESN_54242	27	0	0	0	27	2,598	
Kleine Pyra	DESN_541116	58	0	1	0	57	0,235	
Kleine Röder	DESN_53844-1	23	3	20	0	0	4,203	1,017
Langes Wasser	DESN_538144	21	3	7	0	11	4,139	ca. 5,580
Lausitzer Neiße	DESN_674-8	12	6	3	3	0	11,563	
Lausitzer Neiße	DESN_674-9	9	3	1	2	3	22,257	
Lausitzer Neiße	DESN_674-10	3	1	1	0	1	ca. 5,580	
Loßbach	DESN_53712136	5	0	0	0	5	ca. 0,480	
Prießnitz (Elbe)	DESN_537196-2	9	6	1	0	2	13,540	1,073
Richzenhainer Bach	DESN_5426978-2	1	0	0	0	1	1,895	

OWK-Name	OWK ID	Anzahl QBW im OWK	Anzahl der QBW, mit Durchgängigkeit				Freie Fließstrecke (km)	
			gegeben	nicht gegeben	nur stromab oder -auf gegeben	unbekannt	Ref. 1	Ref. 2
Rotes Wasser	DESN_537182	14	0	1	0	13	0,490	
Steinbach	DESN_54124	43	0	0	0	43	1,003	
Saidenbach	DESN_5426872-2	3	0	2	0	1	ca. 0,500	
Schwarzer Schöps-3	DESN_5824-3	6	4	1	1	0		ca. 12,680
Wiederitz	DESN_537294	37	0	1	0	36	0,572	
Wudra	DESN_53814992	8	0	1	0	7	0,248	
Zschorlaubach	DESN_54118-2	63	0	4	0	59	0,197	
Zufluss v. Mahlteich/Wiedwasser	DESN_537162	8	0	1	0	7	1,313	2,335

Sollen Gewässerabschnitte kleiner 1.000 m für eine Wiederansiedlung in Betracht gezogen werden, so muss hier in jedem Fall eine Einzelfallbetrachtung erfolgen, die unter anderem die Habitatstrukturen für die jeweilige Zielart bewertet und prüft, ob eine entsprechende Lebensraumkapazität für eine minimal überlebensfähige Populationsgröße gegeben ist (Habitatquantität und -qualität). Hierbei kann auch die Gewässerbreite relevant werden, die aus den vorliegenden Daten nicht abgeleitet werden kann. Gemäß Tabelle 9 betrifft dies den Zschorlaubach (Ref.1), die Wudra (Ref. 1), die Wiederitz (Ref. 1), den Saidenbach (Ref. 1), das Rote Wasser (Ref. 1), den Loßbach (Ref. 1), die Kleine Pyla (Ref. 1), die Große Pyla (Ref. 1), das Butterwasser (Ref. 1), den Brunndöbrabach (Ref. 1) und den Bockauer Dorfbach (Ref. 1).

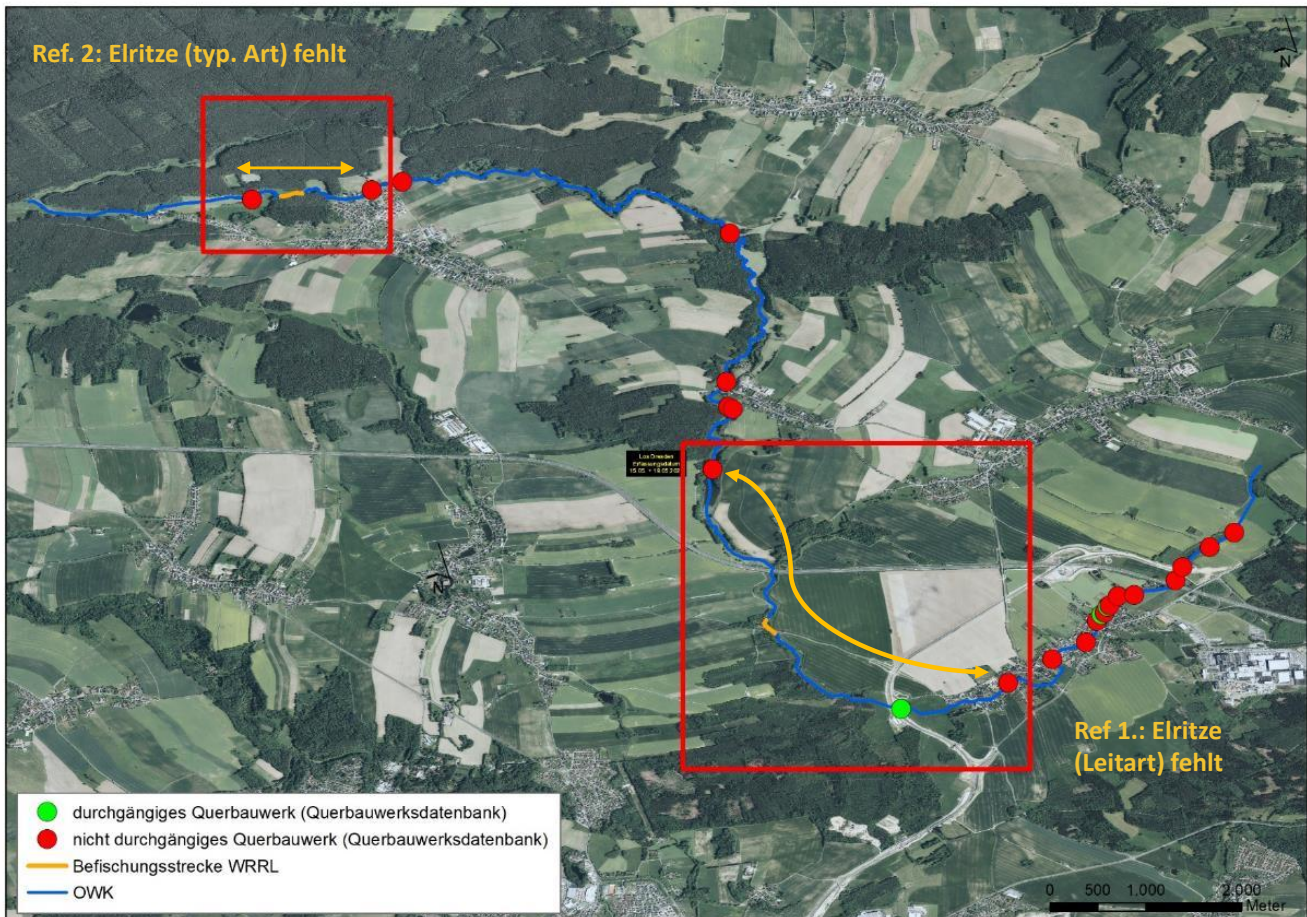


Abbildung 7: Analyse der frei fließenden Strecke am Beispiel des OWK Kleine Röder-1 (Daten LfULG, Luftbild GeoSN)

Schritt 4: Kann das Vorkommen der Zielart(en) anhand weiterer Befischungsdaten nachgewiesen werden?

Neben den Daten des fortlaufenden WRRL-Monitorings sind weitere Befischungsdaten verfügbar. Diese wurden für die verbliebenen potentiellen Zielgewässer abgefragt. Da für die Biela Daten zum Vorkommen der Groppe vorliegen, scheidet dieses Gewässer demnach als potentielles Zielgewässer aus.

7.2.3 Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften

Die Identifikation geeigneter Arten ergibt sich aus der Restriktionsanalyse (vgl. 7.2.2) und umfasst im Wesentlichen Arten, die in der jeweiligen Referenzzönose als Leit- oder typspezifische Art klassifiziert sind, aber deren Vorkommen in den Bestandsdaten nicht bestätigt wird. Als Ergebnis der Abschichtungen verbleiben demnach die in der Tabelle 10 aufgeführten potentiellen Arten und OWK (sofern notwendig unterschieden in die beiden Referenzabschnitte 1 und 2) für eine Wiederansiedlung. Anhand der Anzahl der fehlenden Arten wurde eine Priorisierung nach den folgenden Kriterien vorgenommen:

- **Priorität 1:** Es fehlt 1 Leitart oder 1 typspezifische Art.
- **Priorität 2:** Es fehlen 2 Leitarten oder 1 Leitart und 1 typspezifische Art.
- **Priorität 3:** Es fehlen mehr als 2 Leit-/typspezifische Arten.

Je mehr Arten parallel besetzt werden sollen, desto höher ist nach HOLZER et al. (2003) die Gefahr der zwischenartlichen Konkurrenz (vgl. auch BONACINA et al. 2022, KRAU 2011). Diese kann entstehen, wenn das Überleben, das Wachstum oder die Fruchtbarkeit nachweisbar reduziert werden (vgl. BEGON et al. 1997). Generell empfiehlt es sich, dass sich ein Wiederansiedlungsprojekt zunächst auf eine Art beschränkt.

Tabelle 10: Übersicht potentielle Zielgewässer und Arten (L = Leitart, T = Typspezifische Art)

Gewässer	Referenzabschnitt	Barbe	Elritze	Groppe	Gründling	Nase	Bachschmerle	Priorität	insgesamt fehlende Leit- und/oder typspezifische Arten ⁴
Butterwasser	Ref. 2			T				1	1 typspez. Art
Prießnitz-2	Ref. 2		L					1	1 Leitart
Steinbach	Ref. 1			L				1	1 Leitart
Zufluss v. Mahlteich/Wiedwasser	Ref. 2			L				1	1 Leitart
Brunndöbrabach	Ref. 2		T	L				2	1 Leitart, 1 typspez. Art
Kemnitzbach	Ref. 1			L				2	1 Leitart, 1 typspez. Art
Langes Wasser	Ref. 2		L	L				2	2 Leitarten
Zufluss v. Mahlteich/Wiedwasser	Ref. 1		L	L				2	2 Leitarten
Kleine Röder	Ref. 1		L					3	1 Leitart, 2 typspez. Arten
Langes Wasser	Ref. 1		L ⁵	L				3	2 Leitarten, 3 typspez. Arten
Lausitzer Neiße-8	Ref. 1		T			L ⁶		3	3 typspez. Arten
Lausitzer Neiße-9	Ref. 1	L ⁷	T			L		3	1 Leitarten, 3 typspez. Arten

⁴ Die Begründung kann mehr Arten aufführen als die Tabelle zeigt. Dies liegt an den bereits in der Einzelfallprüfung ausgeschlossenen Arten.

⁵ Es liegt für den OWK Langes Wasser aus dem Jahr 2009 ein Nachweis der Elritze im Gewässerbereich oh. Bahnviadukt vor.

⁶ Es liegt für den gesamten OWK Lausitzer Neiße-8 der Nachweis von 5 Individuen aus dem Zeitraum 2010-2023 vor.

⁷ Es liegt für den gesamten OWK Lausitzer Neiße-9 der Nachweis von 1 Individuum aus dem Zeitraum 2010-2023 vor.

Gewässer	Referenzabschnitt	Barbe	Elritze	Groppe	Grübling	Nase	Bachschmerle	Priorität	insgesamt fehlende Leit- und/oder typspezifische Arten ⁴
Lausitzer Neiße-10	Ref. 1		T			L ⁸		3	3 typspez. Arten
Prießnitz-2	Ref. 1		L ⁹	L	T			3	1 Leitart, 4 typspez. Arten
Richzenhainer Bach-2	Ref. 1				L			3	1 Leitart, 3 typspez. Arten
Schwarzer Schöps-3	Ref. 2	L	T				T ¹⁰	3	1 Leitart, 2 typspez. Arten

Im Ergebnis kristallisiert sich heraus, dass in den Prioritätsstufen 1 und 2 **Elritze** und/oder **Groppe** fehlen, die im Folgenden genauer betrachtet werden. Erst in der Prioritätsstufe 3 fehlen auch weitere Arten, die jedoch nachfolgend nicht weiter betrachtet werden. Der Richzenhainer Bach-2 wird im Folgenden nicht weiter betrachtet, da weder Elritze noch Groppe fehlen.

7.2.4 Ergebnis des iterativen Prozesses

Das Ergebnis des iterativen Prozesses zwischen der Ableitung der Zielgewässer und Zielarten (vgl. Kapitel 7.2.1 bis 7.2.3) ist der nachfolgenden Tabelle sowie der Abbildung zu entnehmen.

Tabelle 11: Ergebnis der Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer und Identifizierung geeigneter Arten für Fische (Ref.=Referenzmessstrecke)

Option Vorauswahl	OWK Name	OWK-ID	Pot. Zielgewässer	Begründung
A) 2015+2021	Krippenbach	DESN_537116	nein	Es fehlen keine Leit- bzw. typspezifischen Arten gemäß des WRRM-Monitorings. Gutachterliche Abwertung auf Grund der geringen Individuenzahl erfolgt.
A) 2015+2021	Biela	DESN_537132	nein	Es fehlen keine Leit- bzw. typspezifischen Arten gemäß weiteren vorliegenden Befischungsdaten. Gutachterliche Abwertung auf Grund der geringen Individuenzahl erfolgt.

⁸ Es liegt für den gesamten OWK Lausitzer Neiße-10 der Nachweis von 6 Individuen aus dem Zeitraum 2010-2023 vor.

⁹ Es liegt für den gesamten OWK Prießnitz-2 der Nachweis von 100 Individuen aus dem Zeitraum 2010-2023 vor.

¹⁰ Es liegt für den gesamten OWK Schwarzer Schöps-3 der Nachweis von 2 Individuen aus dem Zeitraum 2010-2023 vor.

Option Vorauswahl	OWK Name	OWK-ID	Pot. Zielgewässer	Begründung
A) 2015+2021	Zufluss vom Mahlteich	DESN_537162	ja	Groppe/Elritze (Ref. 1) und Groppe (Ref. 2) fehlen als Leitarten, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
A) 2015+2021	Rungstockbach	DESN_5426852	nein	Es fehlen keine Leit- bzw. typspezifischen Arten gemäß des WRRL-Monitorings. Gutachterliche Abwertung auf Grund der geringen Individuenzahl erfolgt.
A) 2015+2021	Saidenbach-2	DESN_5426872-2	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
B) 2021	Bockauer Dorfbach	DESN_541176	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
B) 2021	Butterwasser	DESN_582178	ja	Elritze (Ref. 1) und Groppe (Ref. 2) fehlen als typspez. Arten, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden im Bereich Ref. 2. Die freie Lauflänge im Bereich der Messstrecke Ref. 1 entspricht nicht den Orientierungswerten.
B) 2021	Göltzsch-1	DESN_5662-1	nein	Es fehlen keine Leit- bzw. typspezifischen Arten gemäß des WRRL-Monitorings. Gutachterliche Abwertung auf Grund der geringen Individuenzahl erfolgt.
B) 2021	Große Pyra	DESN_54112	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
B) 2021	Kleine Pyra	DESN_541116	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
B) 2021	Kleine Röder-1	DESN_53844-1	ja	Elritze (Ref. 1) als Leitart fehlt, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
B) 2021	Langes Wasser	DESN_538144	ja	Groppe/Elritze (Ref. 1 und 2) fehlen als Leitarten, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
B) 2021	Lausitzer Neiße-9	DESN_674-9	ja	Nase und Barbe (Ref. 1) fehlen als Leitarten, Elritze (Ref. 1) fehlt als typspez. Art, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
B) 2021	Mordgrundbach	DESN_5371464	nein	Es fehlen keine Leit- bzw. typspezifischen Arten gemäß des WRRL-Monitorings. Gutachterliche Abwertung auf Grund der geringen Individuenzahl erfolgt.
B) 2021	Prießnitz-2	DESN_537196-2	ja	Groppe (Ref. 1 und 2) fehlt als Leitart, Elritze (Ref. 1) fehlt als Leitart und Gründling (Ref. 1) fehlt als typspez. Art, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden

Option Vorauswahl	OWK Name	OWK-ID	Pot. Zielgewässer	Begründung
B) 2021	Richzenhainer Bach-2	DESN_5426978-2	nein	Gründling (Ref. 1) fehlt als Leitart, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden, jedoch fehlt weder Groppe oder Elritze, sodass keine weitere Betrachtung erfolgt
B) 2021	Rotes Wasser	DESN_537182	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
B) 2021	Seiffener Bach	DESN_5426822	nein	Es fehlen keine Leit- bzw. typspezifischen Arten gemäß des WRRL-Monitorings. Gutachterliche Abwertung auf Grund der geringen Individuenzahl erfolgt.
B) 2021	Steinbach	DESN_54124	ja	Groppe (Ref. 1) fehlt als Leitart, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
B) 2021	Wiederitz	DESN_537294	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
C) 2015	Brunndöbra	DESN_532342	ja	Groppe (Ref. 1 und 2) und Bachschmerle (Ref. 1) fehlen als Leitarten, Elritze (Ref. 1 und 2) fehlt als Leitart, ausreichend lange freie Fließstrecke im Bereich Ref. 2 vorhanden. Die freie Lauflänge im Bereich der Messstrecke Ref. 1 entspricht nicht den Orientierungswerten.
C) 2015	Loßbach	DESN_53712136	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
C) 2015	Wudra	DESN_53814992	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
C) 2015	Zschorlaubach	DESN_54118-2	nein	Die freie Lauflänge des Gewässers im Bereich der Referenzmessstelle entspricht nicht den Orientierungswerten.
C) 2015	Kemnitzbach	DESN_54242	ja	Groppe (Ref. 1) fehlt als Leitart, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
C) 2015	Schwarzer Schöps-3	DESN_5824-3	ja	Barbe (Ref. 1) fehlt als Leitart, Elritze und Bachschmerle (Ref. 1) fehlen als typspez. Arten, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
C) 2015	Lausitzer Neiße-10	DESN_674-10	ja	Nase (Ref. 1) fehlt als Leitart, Elritze (Ref. 1) fehlt als typspez. Art, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden
C) 2015	Lausitzer Neiße-8	DESN_674-8	ja	Nase (Ref. 1) fehlt als Leitart, Elritze (Ref. 1) fehlt als typspez. Art, ausreichend lange freie Fließstrecke vorhanden

Es verbleiben 12 Gewässer(-abschnitte), die derzeit für eine aktive Wiederansiedlung die Zielarten Groppe und/oder Elritze in Betracht gezogen werden können.

Sofern ermittelt werden soll, warum OWK eine mäßige Bewertung erhalten haben, obwohl keine Leit- oder typspezifischen Arten fehlen, ist eine Detailprüfung zielführend. Dabei sollten verschiedene Einflussparameter geprüft werden. Relevant können u.a. der Wasserhaushalt oder die Feinsedimentfracht (Kolmation) sein. Kommt es zum Beispiel hier im Jahresverlauf zu sehr geringen Wasserführungen kann dies in Abhängigkeit von der gewässermorphologischen Ausprägung (fehlen ausreichend große und tiefe Kolke) einen limitierenden Faktor für die Gesamtindividuenzahl darstellen. Darüber hinaus sollten die vorhandenen Querbauwerke auf ihre ökologische Durchgängigkeit geprüft werden.

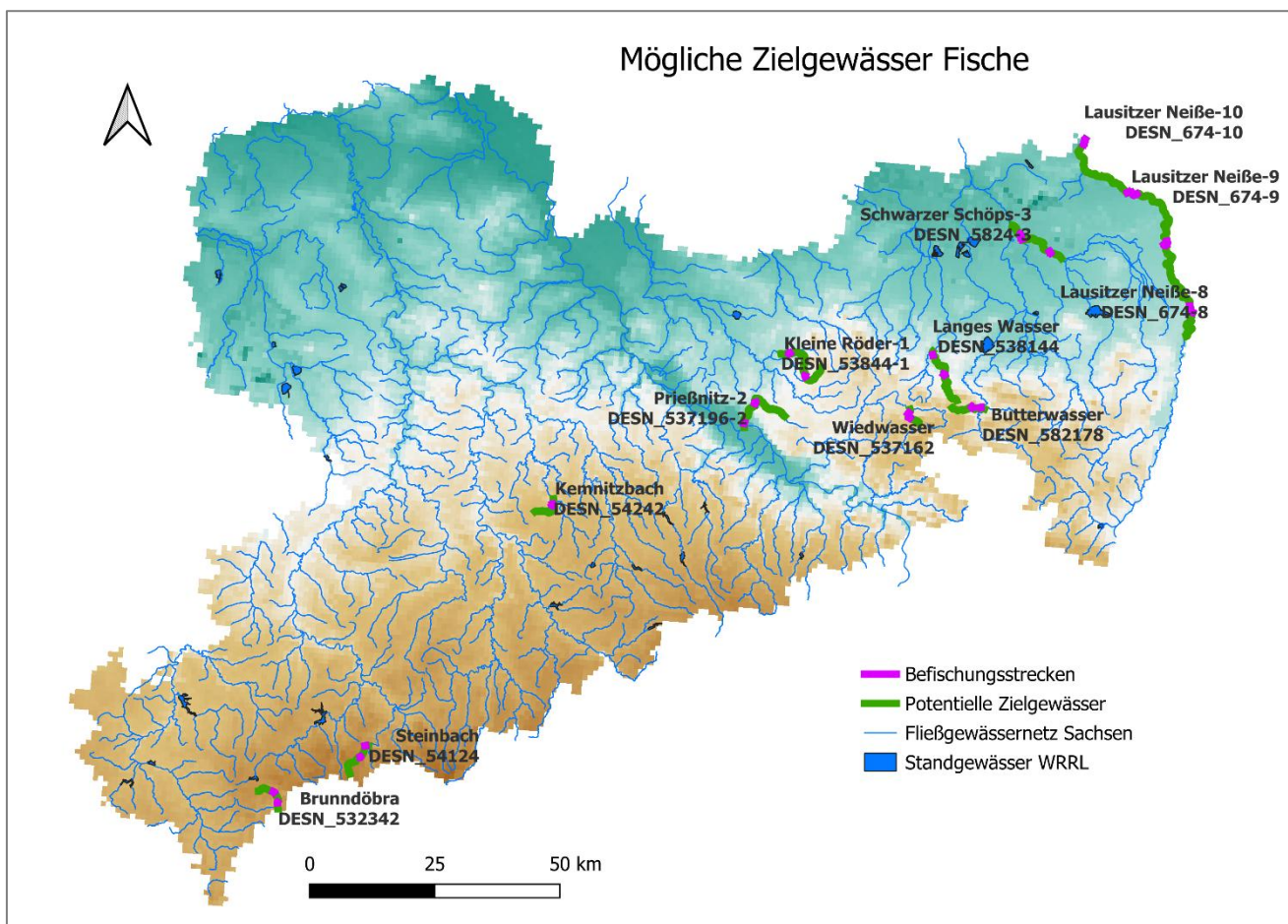


Abbildung 8: Mögliche Zielgewässer Fische nach Restriktionsanalyse

7.2.5 Detailanalyse Zielgewässer Sachsen

Die Detailanalyse der Zielgewässer hinsichtlich der Wiederansiedlung von Fischen beinhaltet im Wesentlichen die Überprüfung, ob bei den bisher ermittelten Zielgewässern eine natürliche Wiederbesiedlung möglich ist oder ob diese auf Grund der vorliegenden Daten mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann. Es wird geprüft, ob sich zwischen dem Zielgewässerabschnitt und dem nächstgelegenen Nachweispunkt Querbauwerke befinden, deren ökologische Durchgängigkeit für die relevanten Arten nicht gegeben ist. Querbauwerke deren Status derzeit als unbekannt angegeben wird, werden im Sinne des Worst-Case-Prinzips bis zum Vorliegen genauerer Erkenntnisse als nicht durchgängig bewertet. Insbesondere für Kleinfischarten sind an die Gestaltung von Querbauwerken im Hinblick auf deren Passierbarkeit (stromauf und stromab) besondere Anforderungen zu stellen, damit diese von den Arten passiert werden können (vgl. zum Beispiel BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1999). Die Ergebnisse sind in den Kapiteln 7.6.1.3 und 7.6.2.3 aufgeführt.

7.3 Ableitung geeigneter und zuverlässiger Herkünfte

7.3.1 Genetische Management-Einheit

Bezüglich der „Genetik im Artenschutz“ („conservation genetics“) führt BAER et al. (2007) aus, dass aus „dem Bestreben, den evolutionären Urzustand der Arten zu erhalten bzw. regional angepasste Populationen zu schützen“ die Befürchtung erwächst, „durch Besatzfische fremde Gene und daran gekoppelt fremde Eigenschaften in eine Art oder Population einzubringen bzw. bestehende, evolutionär entwickelte Gefüge zu beeinflussen oder ganz zu verlieren“. Da das geografische Verbreitungsgebiet einer genetischen Linie je nach Art sehr starken Schwankungen unterliegen kann, wurde das Konzept der Genetischen Management-Einheiten (GME) entwickelt, um die evolutionären Einheiten zu erhalten (BAER et al., 2007). Demnach werden die in Deutschland vorkommenden Fischarten in drei Gruppen unterteilt, die aus Sicht der Genetik unterschiedlich gehegt und ggf. besetzt werden sollen. Der Begriff „Evolutionär“ bezieht sich hier gemäß BAER et al. (2007) auf das „Bestreben, den evolutionären Urzustand einer Art zu erhalten bzw. regional angepasste Populationen zu schützen“. BAER et al. (2007) beschreibt diese Gruppen und die daraus resultierenden Anforderungen an den Fischbesatz wie folgt:

1. Die „**Evolutionäre Gesamtgruppe**“: Dazu zählen Arten, die in ganz Deutschland nur einer einzigen evolutionären Einheit angehören bzw. zu einer großen, über Deutschland hinausgehenden Gruppe zugehörig sind. Die GME der jeweiligen Art umfasst das Gebiet von Deutschland oder geht noch darüber hinaus.

■ Arten: Europäischer Aal, Wels, Karpfen, Zander

Arten der „evolutionären Gesamtgruppe“ können innerhalb Deutschlands ohne Beachtung von Flussgebietsgrenzen als Besatzfische verwendet werden, wenn kein Besatzmaterial aus dem zu besetzenden Gewässersystem beschafft werden kann.

2. Die „**Evolutionäre Großraumgruppe**“: Diese Gruppe enthält Arten, die unterschiedliche monophyletische Linien ausgeprägt haben und innerhalb Deutschlands in unterschiedliche GME eingeteilt werden müssen. Diese Arten besiedeln vergleichsweise große Areale, die GME beziehen sich in der Regel auf große Stromeinzugsgebiete.

- Arten: Bachforelle, Hecht, Lachs, Äsche, Huchen, Quappe, Rotauge, Brassen, Schleie, Barsch und Barbe

Die Arten der „evolutionären Großraumgruppe“ sollten nur innerhalb des jeweiligen Flusseinzugsgebietes (z.B. Elbe, Rhein, Donau) und ggf. sogar Teileinzugsgebietes als Besatzfische verbracht und besetzt werden.

3. Die „**Evolutionäre Kleinraumgruppe**“: Zu dieser Gruppe zählen Arten, die auf geographisch engem Raume monophyletische Linien ausgeprägt haben. Des Weiteren werden aus Vorsorgegründen zu dieser Gruppe die Arten gezählt, deren Genetik nur unzureichend verstanden ist und für die eine Einteilung in GME daher gegenwärtig unmöglich erscheint.

- Arten: Groppe, Steinbeißer, Schlammpeitzger, Schmerle, Elritze, Bitterling, Gründling, Strömer, Schneider

Alle Arten der „evolutionären Kleinraumgruppe“ sollten allenfalls unter strenger Beachtung der lokalen Besatzherkunft und möglichst immer unter fundierter wissenschaftlicher Begleitung besetzt werden.

7.3.2 Anforderungen an Besatzfische

BAER et al. (2007) gibt einen Überblick über die allgemeinen Anforderungen an die Besatzfische:

- Die Besatzfische dürfen nur in einem gesunden Zustand besetzt werden (frei von Virose, Bakteriosen und Parasitosen).
- Der Fischereibetrieb muss laufend tierärztlich betreut werden.
- Das äußere Erscheinungsbild von Besatzfischen muss einwandfrei sein.
- Die Fische sollten weiterhin eine für das Besatzgewässer altersgerechte Größe und Kondition aufweisen, sich im natürlichen Lebensumfeld zurechtfinden können und darüber hinaus genetisch dem ursprünglich im besetzten Gewässer vorhandenen Bestand dieser Fischart möglichst nahekommen.

Tabelle 12: Anforderungen an Besatzfische (BAER et al. 2007)

Merkmal	Anforderung
Gesundheit	Zuchtbetrieb: Tiermedizinische Überwachung des Betriebs, Gesundheitszeugnis für Lieferung, gesundes Erscheinungsbild bei Lieferung Vitalität
Haltungsbedingungen	Zuchtbetrieb: bei älteren Besatzfischen (einjährig oder älter) möglichst naturnahe Bedingungen bei der Aufzucht
Genetische Identität	geringst mögliche Domestikation (Verhaltensmuster, Genetik) Herkunft des Besatzmaterials sollte sich am GME-Konzept orientieren gesetzliche Bestimmungen beachten
Anatomische Merkmale	normal ausgeprägter Kiemendeckel vollständig ausgebildete Flossen Ausprägung einer der Art und der natürlichen Lebensweise entsprechenden Körperform

7.3.3 Priorisierung der Herkunft

Ursprüngliche und an die lokalen Bedingungen speziell angepasste Fischbestände bzw. (Teil-)Populationen sollten unbedingt erhalten werden und eine Vermischung von Herkünften genetisch sehr unterschiedlicher Populationen sollte zwingend vermieden werden. Gemäß den IUCN-Kriterien soll das Besatzmaterial nach der folgenden Priorisierung hinsichtlich der Herkunft eingesetzt werden.

1. Wildfänge aus benachbartem Einzugsgebiet

Der Wildfang ist als Besatzmaßnahme immer dann vorzuziehen, wenn Bestände mit guter bis optimaler Dichte im gleichen Gewässersystem vorhanden sind. Die Besatzfische sollten aus Seitengewässern bzw. der näheren Umgebung des Gewässers stammen. In der Regel werden in Wildfängen mehrere Altersklassen vertreten sein, die bereits einen entsprechenden Altersaufbau vorgeben. Eine natürlich reproduzierende Fischpopulation setzt sich im Allgemeinen aus mehreren Kohorten (Altersklassen) zusammen. Die Anzahl der adulten, fortpflanzungsfähigen Tiere stellt das Reproduktionspotenzial dar, die Präsenz und die Anzahl von Jungfischen bilden dagegen den Fortpflanzungs- und Aufwuchserfolg ab. Die 0+Kohorte als Basis der Population repräsentiert in diesem Zusammenhang bei einer idealen Ausprägung den individuenstärksten Jahrgang, da sich die Anzahl zu der jeweils nächsten Altersgruppe aufgrund der natürlichen Mortalität reduziert. Die Altersklasse "0+" bei Fischen bezieht sich auf Jungfische, die das erste Lebensjahr noch nicht vollendet haben, also noch nicht ein Jahr alt sind. Von einer Kohorte zur nächsten können dabei aufgrund der natürlichen Mortalitätsrate Individuenverluste von bis zu 70% festgestellt werden. Eine Einschätzung hinsichtlich der natürlichen Reproduktion erfolgt an-

hand des 0+Anteils an der Gesamtpopulation sowie gegebenenfalls anhand der Dichte der 0+Individuen. Hinsichtlich der kleineren Größenklassen muss allerdings auch berücksichtigt werden, dass die Elektrofischung eine größenselektive Methodik darstellt.

Bei Wildfängen besteht der Vorteil unter anderem darin, dass ein Teil der Individuen bereits fortpflanzungsfähig ist (BLOHM et al. 1994). Die Zwischenvermehrung kommt bei geringen bzw. nicht als ausreichend erachteten Bestandsgrößen der Wildfänge zur Anwendung.

Bei den Wildfängen ist zu beachten, dass nur Tiere aus ausreichend großen und stabilen Populationen entnommen werden sollten, deren Altersstruktur intakt ist.

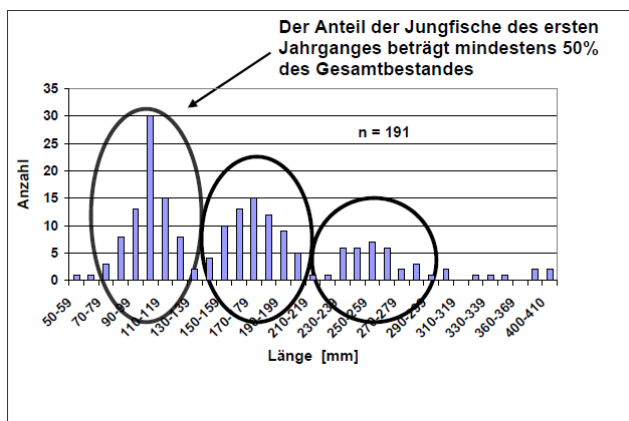


Abbildung 9: Aufbau einer intakten Bachforellenpopulation (HOLZER et al. 2003)

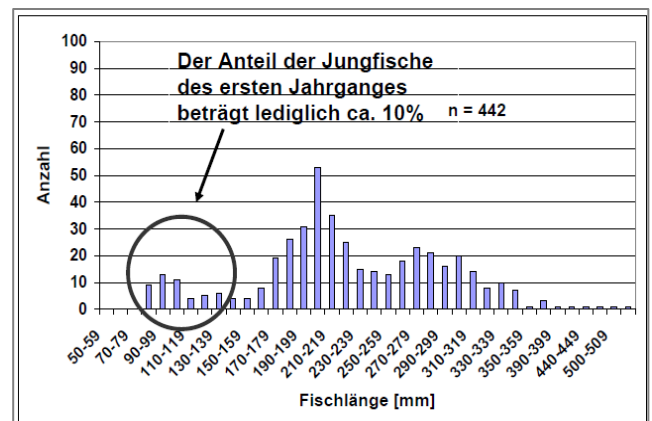


Abbildung 10: Aufbau einer gestörten Bachforellenpopulation (HOLZER et al. 2003)

HOLZER et al. (2003) führen zu Abbildung 9 aus, „dass die einzelnen Jahrgänge (0+, 1+, 2+) klar und deutlich voneinander getrennt (schwarze Kreise) sind. Der Anteil der Jungfische des ersten Jahrganges beträgt mindestens 50 % des Gesamtbestandes (guter Reproduktionserfolg). Anschließend erfolgt eine stetige Abnahme der einzelnen Jahrgänge bis hin zu den größten Adulten“. Bei einem gestörten Populationsaufbau (siehe Abbildung 10) sind die einzelnen Jahrgänge nicht so klar voneinander getrennt. „In diesem Fall beträgt der Anteil der Jungfische des ersten Jahrganges nur 10% des Gesamtbestandes (schwache Reproduktion). Die folgenden Jahrgänge zeigen ebenfalls eine gestörte Verteilung. Dies ist in diesem Beispiel auf einen Besatz von fangfähigen Forellen (200 mm- 350 mm) zurückzuführen“, HOLZER et al. (2003).

2. Nachzucht aus Tieren des benachbarten Einzugsgebietes

Sofern die Spenderpopulation nicht groß genug für eine vollständige Entnahme für den direkten Besatz ist, können Individuen für eine Zwischenvermehrung entnommen und in einer Zuchtanlage (ggf. Bruthaus) über einen definierten Zeitraum auf eine bestimmte Körperlänge vorgestreckt werden. Individuen aus der Zwischenvermehrung werden daher meist jüngere Tiere sein, die aus einer Altersgruppe

stammen. Es kann mehrere Jahre dauern bis die eingesetzten Tiere geschlechtsreif sind (BLOHM et al. 1994). BAER et al. (2007) führen dazu aus, dass das Besatzmaterial „entsprechend seiner arttypischen Eigenschaften (Ökotyp) aufgezogen, an die Milieubedingungen des Besatzgewässers angepasst und per amtlichem Gesundheitsattest unbedenklich sein sollte“.

Um die ökosystematische Integration von Fischzuchten zu erreichen, sind folgende vier Punkte für den Erfolg von Fischzuchten entscheidend, die aus HOLZER et al. (2003) entnommen sind:

1. Gesunde und lebensfähige Fischpopulationen in Fischzuchten

- **Genetische Bedingungen:** Die Produktivität einer Zuchtpopulation ist einerseits abhängig von den genetischen und umweltrelevanten Bedingungen in der Zucht, andererseits aber auch von den Bedingungen in natürlich vorkommenden Laichpopulationen im Untersuchungsgebiet. Daher sind neben der Produktivität auch die Kriterien genetische Zusammensetzung, genetische Diversität sowie der genetische Populationsaufbau der Wildpopulationen und Zuchtpopulationen zu berücksichtigen und aufeinander abzustimmen.
- **Biologische Bedingungen:** Das Überleben und der Reproduktionserfolg von Zuchtfischen hängen von ihren physiologischen, morphologischen und gesundheitlichen Eigenschaften sowie vom natürlichen Verhalten zum Zeitpunkt des Besatzes ab. Diese Eigenschaften werden durch die Umweltbedingungen in der Fischzucht sowie durch genetische Merkmale beeinflusst. Daher ist es notwendig, die biologischen Eigenschaften von lokalen Wildfischen zu untersuchen. Diese Erkenntnisse müssen anschließend in die Zuchtbetriebe involviert werden, um bestmögliche Aufzuchtbedingungen zu gewährleisten.
- **Umweltrelevante Bedingungen in der Fischzucht und im Wildgewässer:** Die Lebensfähigkeit von Zuchtpopulationen hängt einerseits stark von den Umweltbedingungen in der Fischzucht und andererseits von den Umweltbedingungen im Besatzgewässer ab. Daher sind die Zuchttechniken (offene Bewirtschaftung), die Zuchteinrichtungen (Beckenhalterung, Teichhalterung) sowie die Besatzmaßnahmen (Transport, Auswahl der Besatzstellen) auf die jeweiligen Lokalrassen abzustimmen.

2. Auswirkungen von Fischzuchtprogrammen auf die Wildpopulationen und ihre Umwelt

- **Ökologische Auswirkungen:** Nach dem Besatz werden die Besatzfische Bestandteil des gesamten Ökosystems und beeinflussen es auf mannigfaltige Weise. Daher müssen die ökologischen Effekte wie z.B. Prädation, Konkurrenz, Krankheitsübertragung sowie das Nischenkonzept vor dem Besatz berücksichtigt und in das Besatzprojekt integriert werden.

3. Geeignete Beiträge zur Erhaltung und/oder Ertragssicherung von Fischpopulationen durch Fischzuchten aus Sicht der Fischerei

4. Verantwortlichkeit der Fischzuchten für die Ausführung ihrer Maßnahmen

- Um die Qualität dieser Reformierung zu überprüfen, ist unbedingt ein Monitoring und Reporting aller Besatzaktivitäten im Untersuchungsgebiet notwendig. Dazu müssen alle Besatzfische in der Zucht markiert werden. Dies ermöglicht es der Fischerei klar zwischen Wildfischen und Besatzfischen zu unterscheiden und hinsichtlich der Erhaltung bzw. Förderung von bestimmten Lokalrassen fische-reiliche Maßnahmen festzulegen.

3. Import von Besatzmaterial aus nächsten bzw. ökologisch ähnlichsten Vorkommens/ Fischzucht

Nur wenn keine Restbestände mehr vorhanden sind, können nach BLOHM et al. (1994) Besatzfische ggf. auch aus der Teichwirtschaft beschafft werden. Die Herkunft der Besatzfische muss dabei eindeutig sein. Bei einem geplanten Fischbesatz sind bezüglich der Auswahl der Besatzfische unbedingt auch die Anforderungen der Fischseuchen-Verordnung vom 20. Dezember 2005 (BGBl. I S. 3563) einzuhalten. Der Lieferant sollte für spätere Nachfragen oder Dokumentationen mit vollständiger Adresse aufgeführt werden. Die Besatzmengen richten sich unter Beachtung der Alters- bzw. Größengruppen allgemein nach dem Gewässertyp, der verfügbaren Einstands-, Laich- oder Jungfischhabitatfläche, der Gewässergröße und manchmal auch nach dem verfügbaren produktiven Gewässervolumen.

7.4 Besatzstrategie und Umsetzung

Jede Wiederansiedlung einer Art in einem Gewässerabschnitt stellt ein eigenständiges Projekt dar, das individuell zu planen, zu begleiten und zu bewerten ist. Es ergeben sich jedoch identische Arbeitsschritte und Meilensteine, die definiert werden, um den Erfolg des Vorhabens messen und um ggf. erforderliche Anpassungen vornehmen zu können.

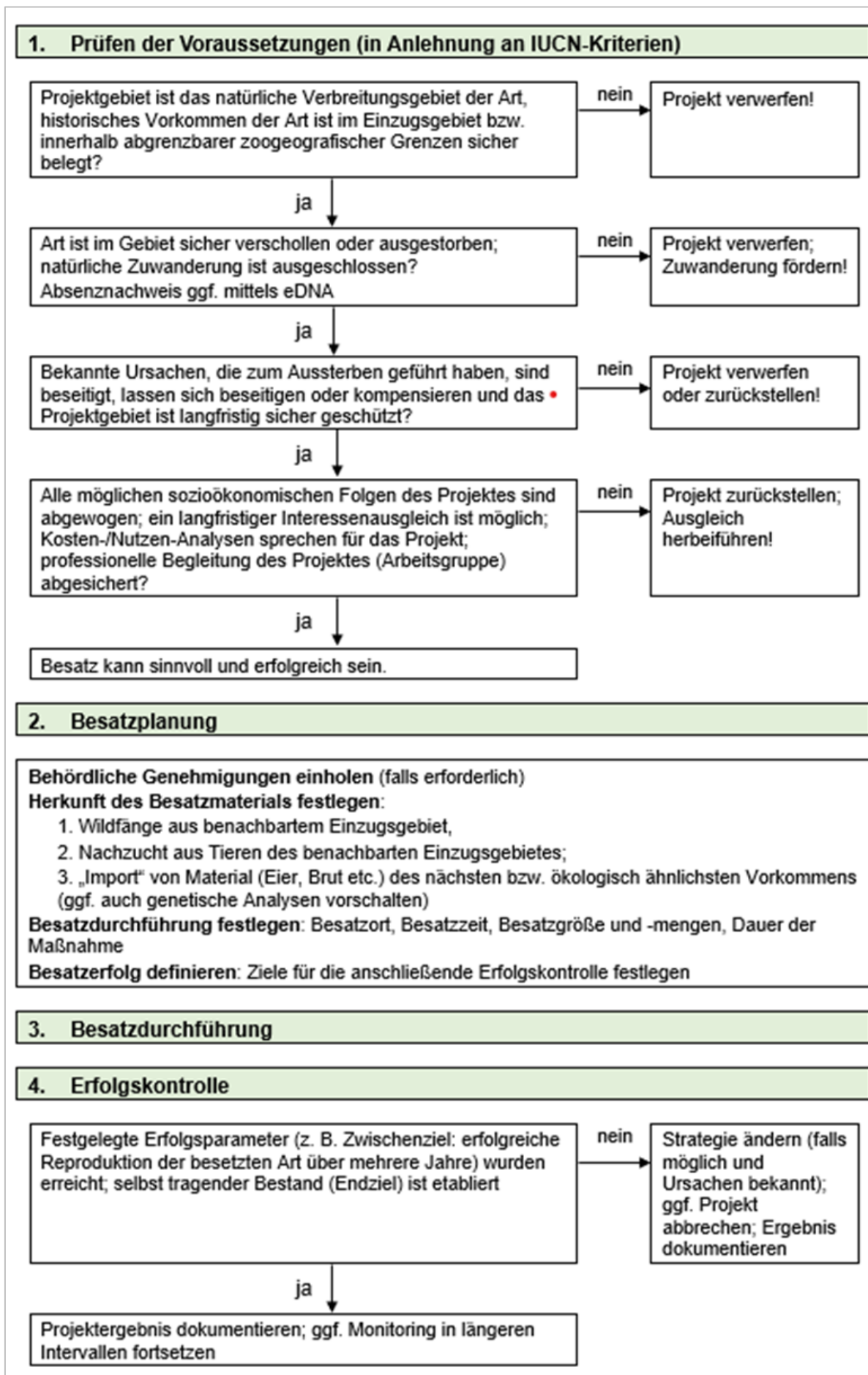


Abbildung 11: Besatzleitlinie zur Wiedereinbürgerung angepasst nach BAER et al. (2007)

7.4.1 Klärung der planerischen und rechtlichen Rahmenbedingungen

Unter diesem Punkt sind die Absprachen mit allen Projektbeteiligten, insbesondere der Fischerei- und der Naturschutzbehörde sowie dem Fischereirechtsinhaber/der Fischereirechtsinhaberin, sowie das Einholen sämtlicher erforderlicher Genehmigungen zu verstehen. Für einige Arten, die bspw. ausgestorben sind, kann es sich als vorteilhaft erweisen, die Öffentlichkeit vorab umfassend zu informieren. Besonderer Aufmerksamkeit bedarf es dabei, wenn sich die potentielle Spenderpopulation innerhalb eines FFH-Gebietes befindet und die Zielart dort als Schutz- und Erhaltungsziel ausgewiesen ist (z.B. Groppe) oder es sich um die charakteristische Art eines Lebensraumtyps gemäß Anhang der FFH-Richtlinie handelt.

7.4.2 Fischökologische Untersuchung des Zielgewässers

Das Ziel ist zum einen der Nachweis, dass die Zielart nicht vorkommt und zum anderen weitere Informationen zum aktuellen Fischbestand zu gewinnen. Dies kann relevant im Hinblick auf interspezifische Konkurrenzphänomene und die Beeinflussung von Räuber-Beute-Beziehungen sowie den vorhandenen Prädationsdruck sein. Diese Untersuchung erfolgt in der Regel durch **Elektrobefischungen**. Dies ist eine Standardmethode zur Erfassung von Fischbeständen im Rahmen fischereibiologischer und fischökologischer Untersuchungen. Der wesentliche Vorteil der Elektrofischerei gegenüber anderen Fangmethoden besteht darin, dass in kurzer Zeit ein Großteil des gesamten Artenspektrums von Fischen unterschiedlicher Größen gefangen werden kann. Darüber hinaus ist sie gemäß HALSBAND & HALSBAND (1975) und BANKSTAHL (1991) vergleichsweise schonend, denn bei fachgerechter Ausführung werden die Fische physisch nicht geschädigt. Zu beachten ist, dass die Elektrofischerei methodisch bedingten Restriktionen unterliegt. Beispielsweise kann die Fangeffektivität mit steigendem Abfluss und zunehmender Trübung sinken. Bei niedrigen Wassertemperaturen verringert sich der Fangerfolg gemäß ADAM & SCHWEVERS (1999), „weil Fische als wechselwarme Tiere kaum noch auf das elektrische Feld reagieren und sich tendenziell in strömungsberuhigte, tiefere Gewässerabschnitte zurückziehen, in denen sie für den Elektrofischer nicht mehr erreichbar sind“. Gemäß der Sächsischen Fischereiverordnung darf die Elektrofischerei nur von entsprechend ausgebildeten, legitimierten und versicherten Personen (Nachweis eines Bedienscheins) mit nach den anerkannten Regeln der Technik zugelassenen Geräten durchgeführt werden. Bei der zuständigen Fischereibehörde muss vorab eine Ausnahmegenehmigung eingeholt werden, was die Vorlage einer schriftlichen Einverständniserklärung der jeweiligen Fischereirechtsinhaber bzw. Fischereiausübungsberechtigten voraussetzt. Für die Entnahme der Fische muss ebenfalls eine Zustimmung vorliegen, da anderenfalls der Straftatbestand der Fischwilderei erfüllt ist. Während durch Elektrobefischungen ein sicherer Präsenznachweis geführt werden kann (Fang der betreffenden Art), ist der Absenznachweis mit dieser Methode weniger belastbar. Bei Elektrobefischungen

ist die Fangwahrscheinlichkeit für selten vorkommende Arten in der Regel gering bzw. muss der fische-reiche Aufwand maximiert werden, was mit einem deutlich erhöhten Zeit- und Kostenaufwand verbunden sein kann. Das Befischungsequipment ist auf die jeweilige Zielart abzustimmen.

Der sichere Ausschluss der Zielart im Zielgewässer kann durch die Untersuchung der eDNA ergänzt und abgesichert werden. BRUNKE (2022) führt zu der Methodik folgendes aus: „Die DNA von Wasserorganismen gelangt auf verschiedenen Wegen ins Gewässer, z.B. durch Schleim, Schuppen oder Zellreste. Diese Umwelt-DNA wird allgemein als eDNA bezeichnet, aus dem Englischen von „environmental DNA“. Die in einer Wasserprobe enthaltene eDNA kann anhand spezifischer molekularbiologischer Methoden vervielfacht, isoliert und dargestellt werden. Da die DNA artspezifisch ist, können die jeweiligen Arten nachgewiesen werden. In Umweltproben werden je nach Methode bestimmte Arten gezielt oder das gesamte Artenspektrum erfasst (Metabarcoding).“

Im vorliegenden Fall ist der artspezifische Nachweis mittels **qPCR** (quantitative Echtzeit-Polymerase-Kettenreaktion) zielführend. Seltene, bedrohte oder versteckt lebende (Kleinfisch-)Arten sind mit konventionellen Methoden, wie oben beschrieben, oft schwer nachzuweisen. Gemäß SCHENEKAR et al. (2020) können die hochsensitiven eDNA-Ansätze vor allem in Bezug auf diese Arten wertvolle Beiträge liefern. eDNA-Erhebungen können diese Arten mit einer höheren Wahrscheinlichkeit als herkömmliche Methoden wie Elektrofischungen nachweisen. Daten, die allein auf eDNA basieren, können jedoch keine Informationen über wichtige demografische Parameter wie Populationsstruktur, Reproduktions- oder Migrationsraten wiedergeben. Daher sind die erhaltenen Informationen über die Funktions- und Überlebensfähigkeit der ansässigen Population sehr begrenzt. Die Beprobung kann mit einem verhältnismäßig geringen Zeit- und Kostenaufwand erfolgen.

In der nachfolgenden Abbildung ist die grundsätzliche Methodik dargestellt.

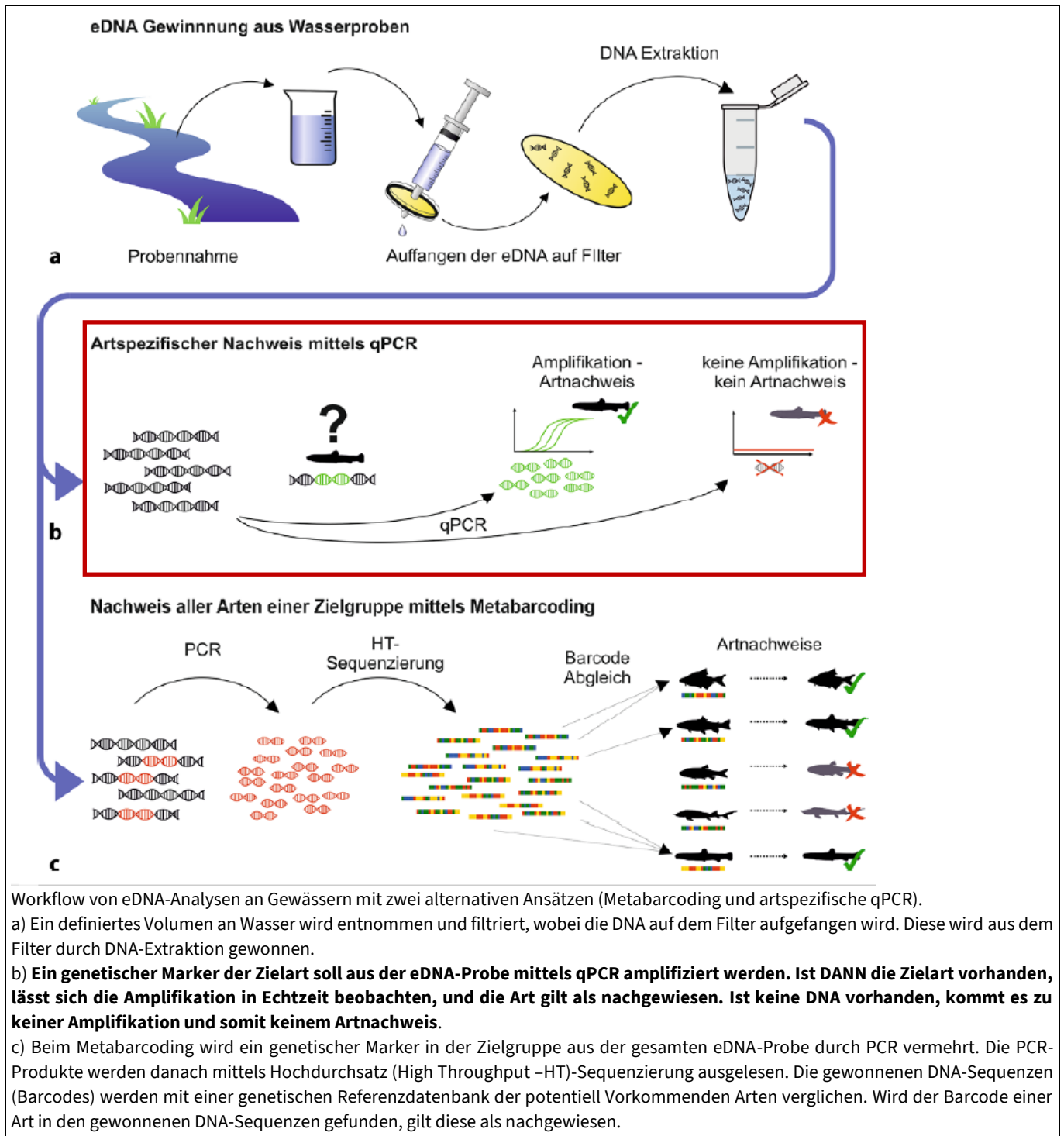


Abbildung 12: Workflow von eDNA-Analysen an Gewässern nach SCHENEKAR et al. (2020).

7.4.3 Prüfung der Habitataignung des Zielgewässers

Die relevanten Besatzgewässer müssen die chemischen und physikalischen sowie habitatbezogenen Parameter aufweisen, die dem Toleranzbereich der Besatzfische entsprechen bzw. mit den Lebensbedingungen in dem Spendergewässer vergleichbar sind. Dabei müssen die Wasserqualität und die Habitatsprüche aller Altersstadien sowie die jahreszeitlich unterschiedlichen Bedingungen der Habitate berücksichtigt werden.

Die jeweiligen Altersstadien der Besatzfische bevorzugen unterschiedliche Habitate. Anhand von Habitatpräferenzen sollte demnach für die jeweilige Fischart und das jeweilige Altersstadium die Besatzstelle ausgewählt werden. Aus fischökologischer Sicht sollten die Fische soweit möglich über das gesamte Gewässer verteilt besetzt werden, um die Produktivität des Gewässers bestmöglich nutzen zu können. Dies kann auch zwischenartliche und innerartliche Konkurrenzphänomene abmildern.

Vor diesem Hintergrund empfiehlt es sich, in dem jeweiligen Zielgewässerabschnitt eine Fischhabitatkartierung durchzuführen. Hinweise hierzu finden sich im Formblatt „Fi1“ (ALBRECHT et al. 2014) sowie der Kartieranleitung der Landesstudie Gewässerökologie Baden-Württemberg (BECKER 2021).

7.4.4 Planung des Besatzzeitraums

Die Überlebensraten von Besatzfischen hängen stark vom Zeitpunkt des Besatzes ab. Gemäß HOLZER et al. (2003) belegen zahlreiche Untersuchungen (vgl. AASS 1984; BRYNLIDSON et al. 1966; SHETTER 1944 & 1962; TEMPELTON 1971; NESBIT & KITSON 1937; CHAMBERLAIN 1943; CHRISTENSON et al. 1954; BARKER 1955; MULLAN & TOMKINS 1959; BOLES & BORGENSEN 1966; STRANGE & KENNEDY 1979; KENNEDY 1982; AHVONEN & IKONEN 1993 alle in HOLZER et al. 2003), dass ein Frühjahrsbesatz höhere Überlebensraten hervorbringen kann als beispielsweise ein Herbstbesatz. Der ideale Zeitpunkt für einen Besatz kann beispielsweise aus ökologischer Sicht demnach kurz nach den Frühjahrshochwässern liegen, da das in diesem Zeitraum zur Verfügung stehende Nahrungsangebot für eine bessere Überlebensrate der Besatzfische ausschlaggebend sein kann.

7.4.5 Fischökologische Untersuchung der möglichen Spenderpopulation

Zum Schutz der Spenderpopulation ist es erforderlich deren Größe abzuschätzen (vgl. BLOHM et al. 1994). Um die Größe der Spenderpopulation mittels Elektrobefischungen zu ermitteln, ist ein spezielles Untersuchungsdesign sowie ein, im Vergleich zu herkömmlichen Fischbestandserfassungen, erhöhter fischereilicher Aufwand erforderlich. Grundsätzlich stehen gemäß BEAUMONT (2016) zwei bewährte methodische Ansätze/Konzepte zur Abschätzung der tatsächlichen Größe von Fischpopulationen zur Verfügung.

Bei der Fang-Markierung-Wiederfang-Methode (capture-mark-recapture) wird eine Stichprobe von Fischen aus der zu bewertenden Population gefangen, markiert und wieder freigelassen und dann eine Stichprobe aus derselben Population erneut gefangen. Aus dem Verhältnis der Anzahl der insgesamt gefangenen Tiere zu der Anzahl der markierten Tiere (Gesamtanzahl und Anzahl wiedergefangener Individuen), lässt sich die Populationsgröße rechnerisch mit Hilfe des Petersen- oder Lincoln-Indexes abschätzen (vgl. MÜHLENBERG 1993; BEAUMONT 2016). Da davon auszugehen ist, dass für die

Markierung der Tiere eine tierschutzrechtliche Genehmigung auf der Grundlage eines Tierversuchsantrags erforderlich ist, wird dieser Ansatz für die geplanten Wiederansiedlungen als weniger praktikabel eingeschätzt und nicht weiterverfolgt.

Die Methode der quantitativen Entnahme (catch depletion estimates) setzt gemäß BEAUMONT (2016) voraus, dass ein geschlossener/abgetrennter Flussabschnitt abgefischt und alle gefangenen Fische entnommen, gezählt und in Auffangbecken zwischengehäлтet werden. Dabei sind mindestens zwei Befischungsdurchgänge erforderlich (vgl. BEAUMONT 2016). Wobei zwischen den einzelnen Durchgängen eine gewisse Zeitspanne liegen sollte, in der die im Gewässerabschnitt verbliebenen Fische und Neunaugen wieder zur Ruhe kommen und ihre Einstände aufsuchen können. Je nach Größe des Abschnitts sollte eine Zeitspanne von mindestens 20 Minuten bis zu 1-2 Stunden vorgesehen werden. BOHLIN (1989) empfiehlt dahingehend „mindestens eine halbe Stunde“, dann wird erneut abgefischt und die Anzahl der Fische wieder dokumentiert.

Verschiedene Varianten der Methode verwenden entweder die lineare Regression, (z. B. LESLIE & DAVIS 1939), um die Linie zu extrapolieren, die durch die sukzessiven Fangmengen gebildet wird, oder es erfolgt eine komplexere Berechnung mit Hilfe von Maximum-Likelihood-Modellen (MLMs) (z.B. DE LURY 1947; ZIPPIN 1958; SEBER & LE CREN 1967) oder Maximum-weighted-Likelihood-Modellen (MWL) (CARLE & STRUB 1978), die auf der Fangwahrscheinlichkeit basieren.

Von diesen drei Methoden ist gemäß BEAUMONT (2016) die lineare Regression die einfachste und die MWL die robusteste (insbesondere für Daten, bei denen die Fangwahrscheinlichkeit variabel ist).

Um die Größe einer Fischpopulation mit Hilfe von Maximum-Likelihood-Modellen abzuschätzen, können bereits zwei Befischungsdurchgänge ausreichend sein (SEBER & LE CREN 1967; ROBSON & REGIER 1968), wengleich häufig drei oder mehr Durchgänge verwendet werden, sofern der Rückgang der Anzahl gefangener Individuen einer Art zwischen den einzelnen Befischungsdurchgängen relativ gering ist. Die Berechnung der Populationsgröße anhand der Methode mit zwei Durchgängen ist dabei vergleichsweise einfach (SEBER & LE CREN 1967). Außerdem scheitern gemäß BEAUMONT (2016) Schätzungen auf der Grundlage von nur zwei Durchgängen, wenn die Anzahl der beim zweiten Durchgang gefangenen Fische größer ist als die Anzahl der beim ersten Durchgang mit der Elektrobefischung gefangenen Fische.

Folgende Punkte sind gemäß BEAUMONT (2016) zu beachten:

- 1. Die Fangwahrscheinlichkeit der einzelnen Fische sollte während der einzelnen Befischungsdurchgänge möglichst konstant bleiben.** Wenn z.B. 70 % der Fische in Durchgang 1 gefangen werden und nur 10 % der verbleibenden Individuen in Durchgang 2, kann das zu ungültigen Ergebnissen und/oder unsicheren, weniger belastbaren Schätzungen führen.

- 2. Mit der Annahme (1) ist verbunden, dass der fischereiliche Aufwand für jeden Fangvorgang möglichst konstant sein muss.** Dies kann jedoch schwierig werden, da der fischereiliche Aufwand im ersten Befischungsdurchgang aufgrund der größeren Anzahl von Fischen in der Regel höher sein wird als der Aufwand in den nachfolgenden Durchgängen (CRISP & CRISP 2006). Da die für die Befischung der Strecke benötigte Zeit vor dem ersten Fang nicht bekannt ist, kann dieser möglichen Verzerrung nur bedingt entgegengewirkt werden.
- 3. Ab- und Einwanderung aus dem Gebiet sowie Rekrutierung und Mortalität von Fischen innerhalb des Bereichs sollten nicht auftreten (BEAUMONT2016).** Das Fanggebiet sollte daher mit Stoppnetzen oder anderen geeigneten Barrieren wie z.B. einem dynamischen Fischwehr (vgl. TOBIN 1994; STEWART 2002; MÜHLBAUER et al. 2003; ENGLE et al. 2010) abgegrenzt werden. Das dynamische Fischwehr hat sich insbesondere an größeren, breiteren Gewässern mit höheren Fließgeschwindigkeiten in der Praxis bewährt. Alternativ sollten Bereiche gewählt werden, die ein Entkommen aus dem Bereich erschweren, so kann es beispielsweise zielführend sein, eine Befischungstrecke zu wählen, deren oberes Ende durch ein Querbauwerk oder ein natürliches Hindernis begrenzt wird. Die Zeitabstände zwischen den Fangeinsätzen sollten gemäß BEAUMONT (2016) so gewählt werden, dass keine signifikante Sterblichkeit auftreten wird.
- 4. Ein erheblicher Teil der Population sollte während des Probenahmezeitraums entfernt werden.** Ziel soll es dabei aber nicht sein, im ersten Durchgang eine möglichst große Menge an Fischen zu fangen. Die Probenahme sollte vielmehr zum Ziel haben, einen festen Anteil der Fische (vorzugsweise über 60 %) bei jedem Durchgang aus der Probestrecke zu entfernen (BEAUMONT 2016). Dies führt zu einer abnehmenden Tendenz bei der Anzahl der gefangenen Fische, aber immer noch zu einem hohen Gesamtprozentsatz (z. B. werden bei einer Fangquote von 60 % über drei Durchgänge 98 % der Population erfasst). Dieses Datenmuster ist auch besser für die Analyse geeignet.

Neben der Ermittlung von Größe und Aufbau der Spenderpopulation sind ggf. auch vertiefende **genetische Untersuchungen** erforderlich. Dies betrifft insbesondere die Elritze, da der Status von *Phoxinus morella* in Sachsen noch nicht abschließend geklärt zu sein scheint. Bei der Groppe ist zwischen den genetischen Einheiten des links- und rechtselbischen Einzugsgebiets sowie dem Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße zu differenzieren. Darüber hinaus ist von der Groppe bekannt, dass sie auf die starke Gewässerfragmentierung mit genetischer Diversität reagieren kann (JUNKER et al. 2012).

7.4.6 Entnahme von Individuen aus der Spenderpopulation und Definition der Besatzmenge

7.4.7 Entnahmemenge

Die entscheidenden Kriterien für eine Entnahme von Individuen aus einer Spenderpopulation sind gemäß BLOHM et al. (1994), dass:

- die Spenderpopulation nicht gefährdet wird (mind. mehrere hundert Individuen nach Entnahme verbleiben),
- eine ausreichende Individuendichte (Abundanz) vorhanden ist und
- höchstens 1/3 des Bestandes entnommen wird.

Sofern einer der drei oben genannten Punkte nicht zutrifft, muss eine Zwischenvermehrung und die Vorstreckung der Brut über einen definierten Zeitraum bzw. der Import in Erwägung gezogen werden.

Alter und Gesundheit

Der Besatz mit juvenilen Fischen ist aus fischökologischer Sicht sinnvoll, da sich diese auf langfristige Sicht besser adaptieren können (vgl. NAESLUND 1998). Bezüglich der Gesundheit der zu besetzenden Fische wird an dieser Stelle auf die Tabelle 12 verwiesen. Bei Wildfängen, die per Elektrobefischung entnommen werden, ist davon auszugehen, dass mehrere Altersklassen vertreten sind. Dies gibt bereits einen entsprechenden Altersaufbau vor.

Besatzmenge

Je nach zu besetzender Art sind Erfahrungswerte hinsichtlich der Anzahl der zu besetzenden Individuen zu beachten, da keine einheitlichen Vorgaben über die Besatzmenge in unterschiedlichen Gewässertypen vorliegen. HOLZER et al. (2003) geben an, dass in Gewässern, die eine nicht besetzte ökologische Nische aufweisen, durch die Erhöhung der Besatzmenge auch die Überlebensrate sowie die Rückfangrate erhöht werden kann (BUTLER 1975; HESTHAGEN & JOHNSEN 1992; VEHANEN 1995).

HOLZER et al. (2003) schlagen daher auf der Grundlage der Ergebnisse der fischökologischen Untersuchung des Zielgewässers folgende Herangehensweise vor:

- In Gewässern mit bestehender guter Wildfischpopulation ist die Besatzmenge an die Nachkommen der Wildfischpopulation anzupassen.
- In Gewässern mit einer geringeren oder ohne Wildfischpopulation muss über die Habitatquantität und Habitatqualität die Besatzmenge bestimmt werden.

Da bei der Wiederansiedlung davon ausgegangen werden kann, dass mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit keine Wildfische der Art im Zielgewässer vorkommen (vgl. Kapitel 7.4.2) muss sich die Besatzmenge an

der Habitatqualität und -quantität orientieren. Hierfür kann es erforderlich werden, im Vorfeld eine Kartierung der Fischhabitats (Meso- und Mikrohabitats) durchzuführen. BLOHM et al. (1994) geben für einige wenige Arten eine genaue Anzahl der Individuen pro Besatz an. Dies kann eine erste Orientierung sein.

7.4.8 Transport der Individuen zum Zielgewässer

Bei dem Handling und dem Transport der Besatzfische kann es zu Stressreaktionen kommen. Daher müssen Fische unabhängig von der Herkunft auf dem schnellsten Weg an den Besatzort transportiert werden. Um die Transportzeit auf ein Mindestmaß zu begrenzen, sollten sie daher möglichst in räumlicher Nähe gefangen bzw. beschafft werden. Sofern dies nicht möglich ist, müssen geeignete Transportmethoden zum Einsatz kommen. Der Transport sollte grundsätzlich in demselben Wasser erfolgen, dem die Tiere entnommen wurden (ADAM et al. 2013). Gemäß WEDEKIND et al. (2020) sind beim Transport kühle Wassertemperaturen anzustreben, da so die Stoffwechsellätigkeit und der Sauerstoffverbrauch der Fische reduziert sind. Ein zusätzlich vorteilhafter Effekt ergibt sich aus der höheren Sauerstofflöslichkeit in kaltem Wasser. WEDEKIND et al. (2020) weisen darauf hin, dass Wassertemperaturen von mehr als 18 °C und von weniger als 3 °C beim Transport heimischer Arten vermieden werden sollten. RAPP (2000) und KRAUS et al. (2013) führen an, dass Klein- und Jungfische (< 10 Gramm) normalerweise in Plastiksäcken transportiert werden, sofern die Transportzeit 10 bis 12 Stunden nicht überschreitet. Dabei ist sicher zu stellen, dass die Wassertemperatur während des Transportes nicht steigt und zusätzlich sollten die Säcke zur Beruhigung der Tiere, abgedunkelt werden. Diese 50-Liter-Säcke werden im Verhältnis von 1:2 bzw. 1:3 mit Wasser und reinem Sauerstoff vollgefüllt. Gemäß ADAM et al. (2013) gelten die nachfolgenden Richtwerte für den Transport von Fischen.

Tabelle 13: Richtwerte für einen max. 10-stündigen Transport von Fischen in 50 Liter-Plastiksäcken mit einer Befüllung mit Wasser und reinem Sauerstoff im Verhältnis von ca. 1:2 bis 1:3 (ADAM et al. 2013)

Gilde	Wassertemperatur	
	< 10°C	< 15°C
Kaltwasserarten	1,0 kg	0,6 kg

Tabelle 14: Richtwerte für einen max. 12-stündigen Brüttings- und Setzlingstransport (Salmoniden) in 50 Liter-Plastiksäcken mit einer Befüllung mit Wasser und reinem Sauerstoff im Verhältnis von ca. 1:2 bis 1:3 (ADAM et al. 2013)

Größe	Wasservolumen	Wassertemperatur	Anzahl/Gewicht
4-6 cm	15 l	10°C	500 Stück / 800 - 1.000 g
6-9 cm	15 l	10°C	300 Stück / 1.000 - 1.200 g
9-12 cm	15 l	10°C	150 Stück / 1.300 - 1.500 g
12-15 cm	15 l	10°C	70 Stück / ca. 1.800 g

Sofern große bzw. viele Tiere transportiert werden sollen, so werden diese in einem „Transportbehälter befördert, dessen Deckel zwar das Transportgut zuverlässig sichert, aber nicht hermetisch abschließt, so dass ein Luft- bzw. Gasaustausch zwischen dem Behälter und dem Außenmedium gewährleistet bleibt“ (ADAM et al. 2013). Die nachfolgende Tabelle gibt die Richtwerte für die empfohlene Fischdichte wieder.

Tabelle 15: Richtwerte für die Transportdichte in einem offenen Transportbehälter (ADAM et al. 2013)

Familie	Verhältnis Gesamtvolumen (l) zu Fischgewicht (kg)	Wassertemperatur (°C)	Transportdauer (Stunden)
Salmoniden 1,5-3,0 g (Brut)	20 : 1	10-12	6-8
Salmonidensetzlinge 10-20 g (Setzlinge)	10 : 1	10-12	6-8
Salmoniden 30-100 g	7 : 1	10-12	6-8
Salmoniden im Sommer 250-1.000 g	5 : 1	10-12	8-10
Salmoniden im Winter 250-1.000 g	4,5 : 1	< 10	3-5

Gemäß ADAM et al. (2013) ist während des Transports die Sauerstoffsättigung des Transportwassers regelmäßig zu prüfen und sicher zu stellen, dass diese bei ca. 100 % liegt und zu keinem Zeitpunkt auf < 70 % fällt. „Hierzu sind geeignete Belüftungssysteme notwendig, deren Ausströmer in der Regel am Boden des Transportgefäßes installiert sind. Hierfür wird entweder Pressluft zugegeben, die von einer Membranpumpe erzeugt wird, oder es wird reiner Sauerstoff aus einer Druckflasche eingesetzt. In letzterem Falle müssen spezielle, sehr feinporige Ausströmer verwendet werden, um Verätzungen der Kiemen zu vermeiden. Die Wassertiefe im Behälter sollte etwa 1 Meter betragen, damit der Sauerstoff möglichst vollständig von den vom Boden aufsteigenden Gasblasen in den Wasserkörper übergeht. Sofern Fahrten von mehr als 5 Stunden Dauer erforderlich werden - möglicherweise relevant bei der Beschaffung von geeigneten Besatzfischen für die Wiederansiedlung von in Sachsen ausgestorbenen oder sehr seltenen Arten - sollten isolierte Transportbehälter verwandt werden, um eine Erwärmung oder Abküh-

lung zu verhindern. Darüber hinaus sollten die Behälter dabei angedunkelt werden. Bei längeren Transportzeiten als in Tabelle 15 angegeben, muss die Fischdichte entsprechend reduziert werden. Der Transport von Kaltwasserarten bei Wassertemperaturen von deutlich mehr als 12°C ist nicht zu empfehlen.“ Fischtransporte unterliegen den Beförderungsbestimmungen der europäischen Tierschutztransportverordnung (vgl. Kapitel 3.3.2) sowie den Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere aus Aquakulturen (vgl. Kapitel 3.2.7). Danach sind gemäß HARRER (2011) und KRAUS et al. (2013) u. a. folgende Aspekte zu beachten:

- Kommen professionelle fischereiliche Transportfahrzeuge zum Einsatz, sind die gültigen Sicherheitsvorschriften in der Regel umgesetzt. Werden kleine Fischmengen transportiert, kann dies unter Anwendung der Kleinmengen-Regelung erfolgen. Danach dürfen bis zu 1.000 l reiner Sauerstoff und 1.000 kg Wasser auf einem von einem PKW gezogenen offenen Anhänger transportiert werden. Die auf der Ladefläche liegend und sicher festgezurrt Sauerstoffflasche darf nicht über die Konturen des Fahrzeuges hinausragen und die Gasleitung muss flexibel sein.
- Die Transportmittel bedürfen einer entsprechenden Sicherung und der Beschilderung „Lebende Tiere“. Bei einer Strecke von mehr als 50 Kilometern sind Transportpapiere mitzuführen, die ggf. aus einem Lieferschein bestehen können. Bei mehr als 65 Kilometern ist eine Zulassung des Fahrers als Transportunternehmer erforderlich. In jedem Fall hat der Fahrer/die Fahrerin die einschlägigen Lenkzeiten einzuhalten.
- Es muss ein tierschutzgerechter Transport sichergestellt werden. Es ist dafür zu sorgen, dass Fische nicht verletzt und ihnen keine vermeidbaren Beeinträchtigungen zugefügt werden. Jeder Transportbehälter muss über ein ausreichendes Wasservolumen und eine ausreichende Sauerstoffversorgung verfügen. Da die Wasserqualität während des Transports kontrolliert werden muss, sind entsprechende Messgeräte mitzuführen.
- Durch geeignete Reinigung und Desinfektion der Transportbehälter und Gerätschaften ist Sorge dafür zu tragen, dass keine Fischseuchen übertragen werden.

Es ist von entscheidender Bedeutung, dass die Tiere beim Fang und Transport so wenig wie möglich gestresst, geschädigt oder verletzt werden. WEDEKIND et al. (2020) empfehlen beim Transport von besonders empfindlichen Fischen, Kochsalz ins Wasser zuzugeben. Die Fische verhalten sich nach Meinung der Autoren bei dieser Erhöhung der Salinität ruhiger und sind dadurch weniger verletzungsanfällig.

7.4.9 Adaption an das Zielgewässer

Wenn die Tiere am Besatzort eintreffen, müssen sie schonend an die Lebensbedingungen des Zielgewässers adaptiert werden. Da Fische ektotherm sind, sind ihre Körpertemperatur und alle biochemischen und physiologischen Prozesse wie beispielsweise Fortpflanzung, Mobilität, Stoffwechsel, und Wachstum unmittelbar von der Wassertemperatur abhängig. Dies bedeutet, dass sich die Aktivität von Fischen bei Abkühlung verringert und mit zunehmenden Temperaturen erhöht. Während eine rasche Abkühlung gemäß ADAM et al. (2013) vergleichsweise gut toleriert wird, können insbesondere Fische durch eine allzu rasche Erwärmung geschädigt werden. Die Autoren betonen, dass dies zwar nicht zum sofortigen Tod führt, sich jedoch eine temperaturbedingte Belastung des Immunsystems einige Tage nach der Anlieferung z. B. im Ausbruch von Krankheiten oder einer schlagartigen Vermehrung von Parasiten äußern kann. ADAM et al. (2013) empfehlen deshalb, eine starke Temperaturveränderung beim Umsetzen der Tiere aus dem Transportwasser in das Zielgewässer oder in die Hälterung unbedingt zu vermeiden.

Die Wassertemperaturen müssen kontrolliert und die Tiere ggf. sorgfältig akklimatisiert werden, indem sie in ihrem Transportwasser allmählich abgekühlt oder erwärmt werden. Die Akklimatisation kann gemäß WEDEKIND et al. (2020) durch langsames Mischen von Transport- und Besatzwasser erfolgen, was zudem den Vorteil der Angleichung wasserchemischer Parameter hat. Bei Verwendung von Kunststoffsäcken oder kleineren Behältern sollten diese nach Empfehlung von WEDEKIND et al. (2020) zunächst ins Besatzwasser eingelegt werden, damit sich die Temperatur angleichen kann. Es wird empfohlen, beim Besatz von Fischen in natürliche Gewässer bei einer Temperaturdifferenz von bis zu 5°C eine Angleichung der Wassertemperatur binnen einer Stunde vorzunehmen (RAPP 2000; SIMON & BRÄMICK 2006; WEDEKIND et al. 2020). Bei größeren Temperaturdifferenzen empfehlen ADAM et al. (2013) eine Adaptationsdauer von 30 Minuten pro 2 °C einzuhalten.

7.4.10 Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle ist ein wesentlicher Bestandteil eines Wiederansiedlungsprojektes. Mit ihrer Hilfe können der Erfolg und der Misserfolg dokumentiert sowie im Idealfall die dafür entscheidenden Faktoren identifiziert und ggf. Anpassungen bei der weiteren Besatzstrategie vorgenommen werden. Dabei haben sich Elektrobefischungen methodisch etabliert und fachlich bewährt. Die Elektrobefischungen sollten so angelegt sein, dass die Abschätzung der Populationsgröße ermöglicht wird, der alleinige Nachweis von einzelnen Individuen der Art im Zielgewässer ist nicht ausreichend.

Gegebenenfalls kann es zielführend sein, die Besatzfische individuell zu markieren. Dies kann beispielsweise durch pitTags erfolgen, die derzeit den Stand der Technik bei der Markierung von Fischen darstellen (vgl. ADAM et al. 2013). Mit Hilfe einer individuellen Markierung kann festgestellt werden, ob und

inwieweit die Besatzfische am Besatzort verbleiben oder ob eine Abwanderung erfolgt, was beispielsweise auf eine geringe Habitataignung hindeuten könnte. Die markierten Fische können im Rahmen der Elektrofischungen mittels Handlesegeräten identifiziert werden.

Da Fische zumeist sehr mobil sind, erweist sich die Methode des Elektrofischens an einem abgegrenzten Gewässerabschnitt nicht unbedingt als ausreichend sicher, um das Vorkommen einer Art in einem ganzen Gewässerabschnitt nachzuweisen. Im Einzugsgebiet der Emscher wurde der Erfolg einer Wiederansiedlung der Rheingroppe (*Cottus rhenanus*) und ihre Ausbreitung im Gewässersystem mittels eDNA detektiert (HEMPEL et al. 2020). Das Monitoring des hessischen Wiederansiedlungsprojektes zum Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) wurde ebenfalls mittels eDNA durchgeführt (RIAZ et al. 2020). Das Vorkommen der Art konnte an allen Empfängerstellen und an weiteren angrenzenden, meist stromabwärts gelegenen, Bereichen den Erfolg der Wiederansiedlung aufzeigen.

Die folgenden **Meilensteine** sind innerhalb der Erfolgskontrolle zeitlich zu definieren und zu dokumentieren (vgl. BOBBE 2016, 2017, 2019, 2021).

1. Überleben der Besatzfische im Zielgewässer
2. Reproduktionsnachweis
3. Aufbau einer Populationsbasis und eigenständige autochthone Reproduktion im Sinne einer minimal überlebensfähigen Population (MVP – minimal viable population) mit entsprechender Altersstruktur
4. Ausbreitungsnachweis
5. (langfristige) Etablierung der Art entsprechend der Klassifizierung als Leitart, typspezifische Art oder Begleitart mit den entsprechenden Anteilen an der Referenzzönose

7.5 Risiken und Wissensdefizite

Jeder fischereiliche Besatz hängt hinsichtlich seines Erfolgs bzw. Misserfolgs von verschiedenen Faktoren ab. LEWIN et al. (2010) weisen darauf hin, dass der Einfluss von Fischbesatz auf eine lokale Fischartengemeinschaft durch eine Vielzahl von Einflussfaktoren geprägt wird, die im Freiland nur schwierig zu erfassen sind. Die Autoren gehen davon aus, dass die ökologischen Auswirkungen von Fischbesatz wesentlich vom ökosystemaren Kontext abhängen. Grundsätzlich stellt fischereilicher Besatz neben der Entnahme eine wesentliche Komponente der fischereilichen Hege dar. Im Rahmen der fischereilichen Hege gibt es unterschiedliche Zielstellungen für Besatzmaßnahmen (vgl. HOLZER et al. 2003; BAER et al. 2007):

- Kompensationsbesatz
- Ertragsbesatz

- Initialbesatz
- Attraktivitätsbesatz
- Indirekter Besatz

Es liegen bzgl. des allgemeinen Fischbesatzes umfangreiche Erfahrungen aus den letzten Jahrzehnten vor. LEWIN et al. (2010) führen in diesem Zusammenhang neben der Herkunft und Adaption der Fische sowie den Methoden der Aufzucht an, dass auch die Art und Weise des Besatzes (Besatzdichte, Alter und Größe der Satzische, Besatzzeitpunkt, Durchführung der Besatzmaßnahme) von Bedeutung ist. Nach Meinung der Autoren sind darüber hinaus gewässerspezifische biotische und abiotische Faktoren (Gewässertyp, Gewässergröße und -morphologie, Habitatstruktur, hydrologisches Regime, chemische und physikalische Wasserparameter, Zusammensetzung der bestehenden Fischartengemeinschaft, Nahrungsangebot und Prädation) entscheidend für den Erfolg der Maßnahme. In diesem Zusammenhang sind insbesondere mögliche Langzeiteffekte schwierig zu prognostizieren.

HOLZER et al. (2003) weist darauf hin, dass die Besatzfische Bestandteil des gesamten Ökosystems werden und es auf vielfältige Weise beeinflussen können. Daher müssen die ökologischen Effekte wie z.B. Prädation, Konkurrenz, Krankheitsübertragung sowie das Nischenkonzept vor dem Besatz berücksichtigt und in das Besatzprojekt integriert werden. Gemäß HOLZER et al. (2003) können die nachfolgenden Faktoren einen wesentlichen Einfluss auf den Erfolg von Besatzprojekten haben und sollten deshalb im Vorfeld bestmöglich berücksichtigt werden.

- Habitat und Wasserqualität
- Alter, Größe, Kondition und Wachstum von Besatzfischen
- Zeitpunkt des Besatzes
- Auswahl der Stellen für den Besatz
- Handhabung, Transport und Akklimatisierung der Besatzfische
- Besatzmenge
- Gesundheit von Besatzfischen
- Wanderungen von Besatzfischen
- Innerartliche Konkurrenz
- Zwischenartliche Konkurrenz

Während einige der genannten Faktoren auf Grund von vorliegender wissenschaftlicher Literatur und von Vergleichsprojekten noch relativ gut planbar sind, um mögliche Risiken ausschließen zu können, sind die in den Kapiteln 7.5.1 bis 7.5.5 genannten Faktoren Risiken innerhalb eines Wiederansiedlungsprojektes, auf die im Vorfeld weniger Einfluss genommen werden kann.

7.5.1 Genetik

Da es bei der Wiederansiedlung nicht vollständig ausgeschlossen werden kann, dass die Besatzfische mit Wildfischpopulationen der Art in Kontakt kommen, besteht die Möglichkeit, dass die Besatzfische einen direkten Einfluss auf die genetische Zusammensetzung von angrenzenden Wildfischpopulationen nehmen (vgl. Holzer et al. 2003). „Diese Genverschiebung ist einerseits abhängig von der Besatzquantität und andererseits vom Reproduktionserfolg der Besatzfische. Diese Effekte sind unvorhersehbar und hängen stark von der genetischen Zusammensetzung der Besatzfische ab. Um eine Veränderung der Diversität in Populationen und Metapopulationen sowie eine Abnahme der Fitness einer Population zu verhindern, müssen die Besatzfische bestmöglich auf die genetischen Verhältnisse der Wildfischpopulation abgestimmt sein (Verwendung von Lokalrassen, Berücksichtigung der effektiven Populationsgröße, genetische Auffrischung mit Wildfischen)“ (vgl. Holzer et al. 2003). Je größer der genetische Unterschied zwischen den Besatzfischen und den lokalen Populationen ist, desto gravierender können diese Auswirkungen sein.

7.5.2 Defizite in der Datenerhebung

Wenngleich Elektrofischungen eine bewährte Methodik zur Erfassung von Fischbeständen darstellen, so sind auch sie wie jede andere Methodik gewissen Einschränkungen unterworfen (vgl. Beaumont 2016). Beaumont (2016) führt dazu aus, dass es mit Verweis auf Anderson (1995) bekannt sei, dass Elektrofischungen zu verzerrten Schätzungen der Fischgröße führen könnten. Mit anderen Worten, die Fangeffizienz der verschiedenen Fischgrößen ist ungleich. Wenn die Elektrofischereigeräte so eingestellt sind, dass sie die höchste Effizienz bei der durchschnittlichen Fischgröße haben, werden die kleinsten Fische mit der niedrigsten Effizienz gefangen, die mittelgroßen Fische mit der höchsten Effizienz und die größten Fische mit einer mittleren Effizienz.

7.5.3 Wanderungen von Besatzfischen

Das natürliche Wanderverhalten von Fischen ist artabhängig von dem jeweiligen Alter und der Jahreszeit. Die folgende Abbildung zeigt ein generelles Wandermuster vieler Süßwasserfische.

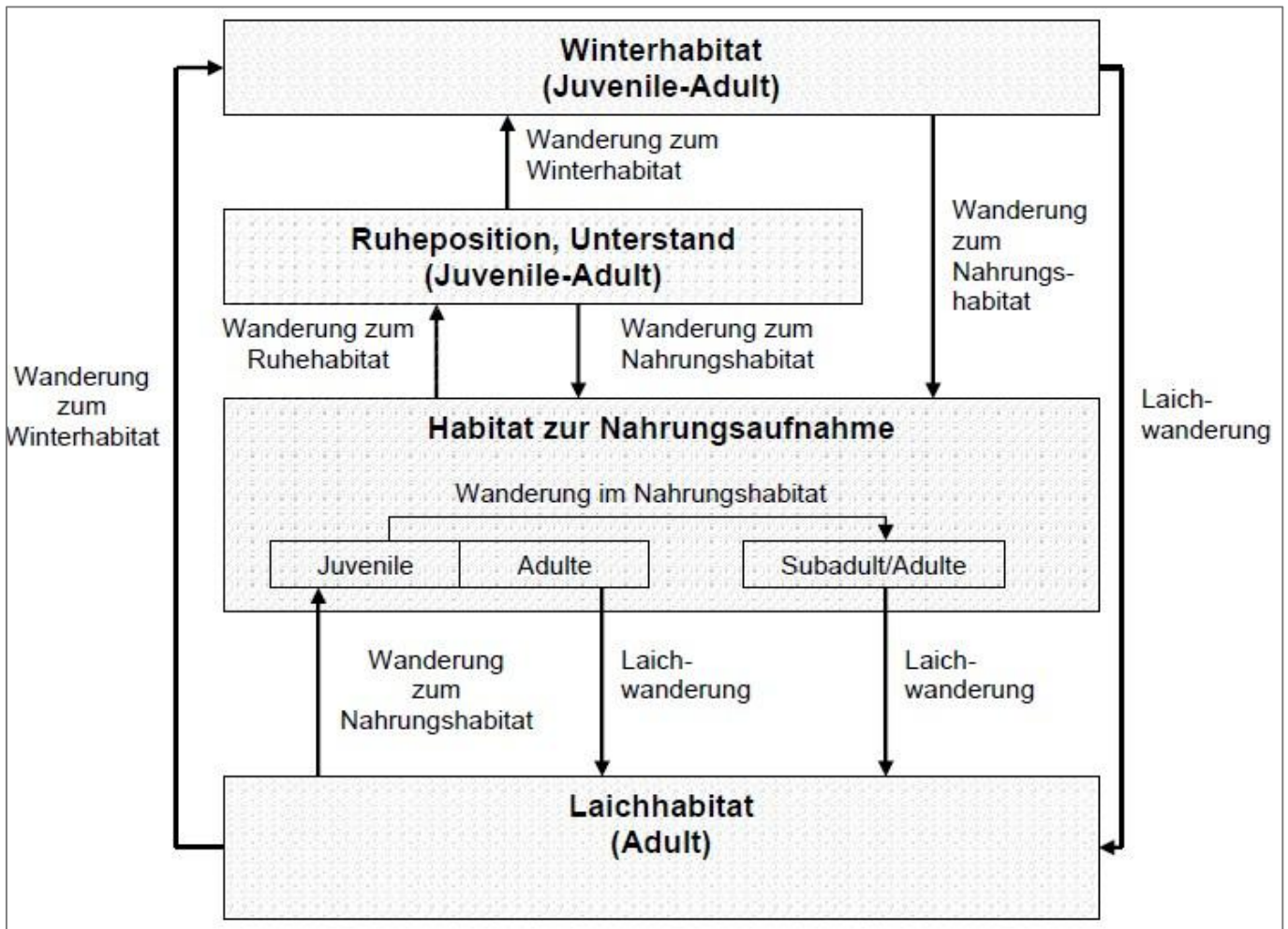


Abbildung 13: Wandermuster vieler Süßwasserfische (HOLZER et al. 2003)

Eine erhöhte Abwanderungstendenz kann gemäß HOLZER et al. (2003) durch folgende Ereignisse begünstigt werden:

- erhöhter Abfluss durch ein Kraftwerk (Schwall/Sunk) oder ein Hochwasser
- reduzierter Abfluss
- hohe Besatzdichte
- starke Wassertemperaturschwankungen
- Eisbildung
- wanderfreudiger Stamm (Genetik)
- Gewässerverschmutzung

In Gewässern, die ungünstige physikalische (Wassertemperatur) oder chemische (Wasserverschmutzung) Parameter aufweisen oder in denen eine Beeinträchtigung im Abflussregime besteht (Kraftwerke), ist mit einer erhöhten Abwanderungstendenz der Besatzfische zu rechnen.

7.5.4 Innerartliche Konkurrenz

BEGON et al. (1997) geht davon aus, dass jedes Individuum innerhalb einer Population andere Individuen derselben Population beeinflusst und auch selbst beeinflusst wird. Dabei spielen gemäß HOLZER et al. (2003) folgende Merkmale eine Rolle:

- **Ultimater Effekt („ultimate effect“):** Ist der verringerte Beitrag der Individuen zur nächsten Generation gegenüber dem potentiellen Beitrag, den ein Individuum liefern würde, wenn es keine Konkurrenten gäbe (z.B. Konkurrenz der Weibchen bei der Auswahl des Laichplatzes und Konkurrenz der Männchen um die Weibchen).
- **Limitierte Ressource:** Das zweite gemeinsame Merkmal der innerartlichen Konkurrenz ist, dass die Ressource, um die Individuen konkurrieren, limitiert sein muss. (z.B. Nahrung, Habitat)
- **Dichteabhängigkeit:** Beschreibt, dass die Wirkung der Konkurrenz auf ein Individuum zunimmt, je grösser die Anzahl der Konkurrenten wird

HOLZER et al. (2003) besagt, dass die innerartliche Konkurrenz durch einen Besatz vor allem in anthropogen beeinflussten Gewässern, die Mängel an einer bestimmten Ressource (Habitat und/oder Nahrung) aufweisen sowie in Gewässern, deren Fischbestand an der Grenze oder oberhalb ihrer Kapazität („carrying capacity“) liegen, d.h. die ökologische Nische komplett ausgefüllt ist, nicht ausgeschlossen werden kann.

7.5.5 Zwischenartliche Konkurrenz

Eine Art kann das Überleben, das Wachstum oder die Fruchtbarkeit einer Art begünstigen, sie kann für die Abnahme der anderen Art verantwortlich sein oder sich überhaupt nicht auswirken.

Tabelle 16: Auswirkungen von Art 1 auf die Fitness von Art 2 (BEGON et al. 1997)

		Auswirkungen von Art 1 auf die Fitness von Art 2		
		vorteilhaft	neutral	nachteilig
Auswirkungen von Art 2 auf die Fitness von Art 1	vorteilhaft	Mutualismus		
	neutral	Kommensalismus		
	nachteilig	Räuber-Beute-Beziehung	Amensalismus	Interaktionstyp ¹¹

¹¹ Kein eigenständiger OWK mehr. Der Abschnitt gehört zum OWK Weiße Elster (Süd) mit der Berichterstattung durch Sachsen-Anhalt.

Beispielsweise sind zwischen Groppe und Bachforelle vielfältige Interaktionen zwischen den beiden Arten bekannt. Wenngleich sie hinsichtlich ihrer Ernährung unterschiedliche ökologische Nischen besetzen (vgl. DAHL 1998), steht die Groppe doch in einer komplexen interspezifischen Konkurrenz zu der Bachforelle. Während mittelgroße Bachforellen (20 cm) bis zu 8 cm lange Groppen verschlingen können (vgl. ZBENDIN et al. 2004), ist auch die Groppe dazu in der Lage Laich- und Jungfische der Bachforelle zu erbeuten. Je größer die Groppen dabei sind, desto größere Jungfische der Bachforelle können sie erbeuten.

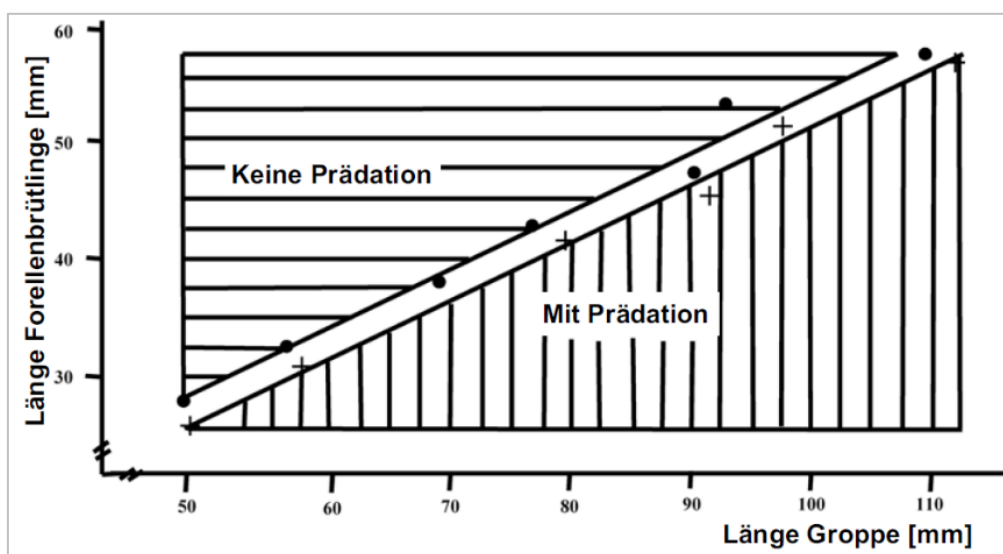


Abbildung 14: Grenzwerte für Fraß (Prädation) von Forellenbrütlingen durch Groppen, untersucht für unterschiedliche Längen der Groppen (x-Achse) und der Forellenbrütlinge (y-Achse) (GAUDIN 1985)

Abbildung 14 zeigt die Ergebnisse eines Experiments, bei dem seit 48 Stunden ungefütterte Groppen bestimmter Größe 24 Stunden lang mit 5 Forellenlarven gleicher Länge gehalten wurden (nach GAUDIN 1985). Laut HOFFMANN (1995) unternimmt die Groppe sowohl flussaufwärts wie -abwärts gerichtete Wanderungen, die hauptsächlich von der intraspezifischen Konkurrenz in Laichgebieten diktiert werden. Somit scheinen Wanderungen besonders während der Fortpflanzungsperiode durch die Populationsdichte beeinflusst (DOWNHOWER et al. 1990).

7.6 Maßnahmenvorschläge zur aktiven Wiederansiedlung in Sachsen

Die derzeit vorrangig für die Wiederansiedlung in Frage kommenden Arten Elritze und Groppe zählen zu der genetischen Management-Einheit „Evolutionäre Kleinraumgruppe“. Gemäß BAER et al. (2007) ist die Gefahr für Arten dieser Gruppe „durch nachlässigen Besitz genetisches Erbe zu zerstören, vergleichsweise groß“. Beispielsweise hat u.a. die Groppe (*Cottus gobio*) auf sehr engem Raum eigenständige evolutionäre Linien entwickelt, die erhalten werden müssen (HANFLING et al. 2002; ENGELBRECHT et al. 2000; CULLING et al. 2006). Kleinfischarten, die wirtschaftlich uninteressant sind, wie beispielsweise

die Elritze (*Phoxinus morella*), müssen auf Grund großer Wissensdefizite ebenfalls dieser Gruppe zugeordnet werden. Da es für Arten der evolutionären Kleinraumgruppe nicht möglich ist, allgemein gültige Genetische Management-Einheiten zu beschreiben, sollte ein Besatz mit diesen Arten generell unter einer wissenschaftlichen Begleitung erfolgen.

Da lediglich Daten zur allgemeinen Verbreitung der Arten in Sachsen vorliegen, die nicht die jeweilige Größe und Altersstruktur der Populationen umfasst, können keine konkreten Aussagen zu Spendergewässern getroffen werden. Nachfolgend werden lediglich Gewässer mit den nächstgelegenen Vorkommen benannt. Diese Gewässer sollten vorrangig auf eine mögliche geeignete Spenderpopulation hin überprüft werden.

Tabelle 17: Übersicht Groppe und Elritze (vgl. FÜLLNER et al. 2005)

Kriterium	Groppe	Elritze
Familie	Cottidae	Cyprinidae
Habitatpräferenz	rheophil A	
Mobilität	gering	
Reproduktionsstrategie	speleophil	lithophil
Ernährung	invertivor	
Schonzeit	ganzjährig	
Historisches Vorkommen	<ul style="list-style-type: none"> - Elbe und Nebenbäche - klare Gebirgsbäche Sachsens - Neißegebiet 	<ul style="list-style-type: none"> - Elbe, Weißeritz, Pleiße, Zwickauer Mulde, Röder, Prießnitz, Jahna, Chemnitz - Oberlausitz - seit Mitte des 19. Jhd. aus Elbe und Nebenflüssen in SN verschwunden
Biologie	<ul style="list-style-type: none"> - bodenbewohnender stationärer Kleinfisch - rasch fließende, klare Gebirgsbäche (Forellen-/Äschenregion) - bevorzugt größere Steine mit ausreichend Versteckmöglichkeiten - verborgene Lebensweise - laicht März-Mai - Laich wird portionsweise unter Steinen abgelegt und vom Männchen bewacht 	<ul style="list-style-type: none"> - kleiner Schwarmfisch - klare, schnell fließende Gebirgsbäche und kleine Flüsse - laicht Mai-Juni (bei niedrigen Temp. auch später) über Sand- und Kiessubstraten - Laichauschlag beider Geschlechter - Wanderungen flussaufwärts bei Laichzeit und Verschlechterung der Wasserqualität (Sauerstoffgehalt)

7.6.1 Groppe (*Cottus gobio*)

Die massive Fragmentierung von Gewässerlebensräumen kann sich insbesondere nachteilig auf aquatische Arten mit begrenzter Ausbreitungsfähigkeit wie beispielsweise die Groppe auswirken. KNAEPKENS et al. (2004) konnten mit Markierungsexperimenten zeigen, dass Groppen wenig mobil sind. Bis zu 72 % der markierten Groppen, die bei den verschiedenen Beprobungen wieder gefangen wurden, befanden sich innerhalb eines Radius ≤ 10 m um ihre ursprünglichen Standorte. Die restlichen Tiere haben jedoch Entfernungen zwischen 20 und 270 m zurückgelegt. KNAEPKENS et al. (2004) konnten bei ihren Untersuchungen keine signifikanten Hinweise auf jahreszeitliche Unterschiede im Bewegungsverhalten der Groppe finden. Generell deuten ihre Ergebnisse stark darauf hin, dass lokale Groppenpopulationen nicht nur aus stationären Individuen, sondern auch aus relativ mobilen Fischen bestehen können. Das geringe Ausbreitungspotential der Groppe kann in Verbindung mit der starken Fragmentierung der Fließgewässer zu einer Isolation kleiner lokaler Populationen führen.

JUNKER et al. (2012) untersuchten fragmentierte und nicht fragmentierte Gewässerabschnitte und fanden eine hohe genetische Differenzierung bei der Groppe zwischen den Probenahmestellen, selbst wenn diese nur 35 km voneinander entfernt waren. Die Autoren konnten einen signifikanten Anstieg der genetischen Differenzierung sowohl im durchgängigen Flussabschnitt als auch im vollständigen Datensatz beobachten, der auch durch anthropogene Barrieren isolierte Oberwasserpopulationen umfasste. In den nicht fragmentierten Lebensräumen waren die Ausbreitungsraten stromab höher als stromauf. Die daraus resultierende Asymmetrie des Genflusses trägt wahrscheinlich zu der beobachteten Abnahme der genetischen Variation vom Unterlauf in Richtung Oberlauf bei, die in physisch isolierten Populationen besonders ausgeprägt ist. Die Ergebnisse von JUNKER et al. (2012) deuten darauf hin, dass Oberwasserpopulationen aufgrund ihrer Isolation und ihrer geringen genetischen Variation besonders anfällig sind für lokale Aussterbeereignisse.

Die Technische Universität Dresden hat Untersuchungen zur genetischen Diversität der Groppe in Sachsen durchgeführt. WORISCHKA et al. (2020, unveröffentlicht) haben populationsgenetische Untersuchungen an 35 Groppenpopulationen in Sachsen durchgeführt. Dabei wurden bei jeweils 10 Individuen Schleimhautabstriche (Swabs) gemacht und die mtDNA (mitochondriale DNA) untersucht. Im Ergebnis stellte sich heraus, dass es Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten, teilweise Unterschiede zwischen den links- und rechtselbischen Zuflüssen und teilweise genetische Unterschiede zwischen Populationen innerhalb derselben Flüsse gibt. Dies ist ggf. durch genetische Untersuchungen bei einer Wiederansiedlung zu verifizieren.

Fische sind ektotherm, das bedeutet gemäß Wolter & von Treeck (2024), dass ihre Körpertemperatur und alle biochemischen und physiologischen Prozesse wie beispielsweise Fortpflanzung, Mobilität, Stoffwechsel und Wachstum unmittelbar von der Wassertemperatur abhängig sind. Die Autoren weisen darauf hin, dass verschiedene ontogenetische Lebensstadien der Arten (Eier, Dottersacklarven, schwimm- und fressfähige Brut, Jung- und Adultfische) unterschiedliche Temperaturtoleranzbereiche aufweisen, wobei davon ausgegangen werden kann, dass die Eier am sensitivsten gegenüber Temperaturveränderungen sind, während die Adult- und Jungfische einen größeren Toleranzbereich aufweisen.

KERTH et al. (2014) gehen davon aus, dass die Groppe mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit durch den Klimawandel bedroht ist. Die Autoren weisen darauf hin, dass steigende Gewässertemperaturen entweder zu kleineren, weniger fekunden Tieren oder zum kompletten Brutausfall führen können. Auf Grund der oben bereits beschriebenen stark eingeschränkten Mobilität der Art halten KERTH et al. (2014) eine Besiedelung kälterer Oberläufe nur in wenigen Fällen für möglich.

7.6.1.1 Wiederansiedlungsprojekte

Emscher-Einzugsgebiet

Tiere aus einem Reliktvorkommen der Groppe im Oberlauf der Boye wurden im Jahr 2011 für den Besatz in sieben renaturierten Gewässern entnommen.

Tabelle 18: Groppenbesatz und Ergebnisse der Erfolgskontrolle im Emscher-Einzugsgebiet (ergänzt nach STEMMER & JACOBS 2015)

Nummer	Gewässer	Besatzdatum	Besatzmenge (Stk.)	Erfolgskontrolle
1	Deininghauser Bach	05.07.2011	250	05.03.2015: 40 Ind. verschiedener Größen
2	Dellwiger Bach	16.11.2011	180	25.06.2015: 10 Ind.
3	Läppkes Mühlenbach	16.11.2011	200	02.09.2013: Bestandsnachweis 20.05.2015: Nachweis der Ausbreitung in Richtung Ober- und Unterwasser
4	Ostbach	01.03.2012	106	02.09.2013: positiv
5	Roßbach	26.09.2012	140	26.09.2012: 4 Ind., Reproduktionsnachweis
6	Landwehrbach	26.09.2012	400	25.06.2015: 4 Ind. Reproduktionsnachweis
7	Emscher und Hörder Bach	18.12.2013	220	25.06.2015: Reproduktionsnachweis

In den Folgejahren konnte die Groppe an allen Besatzstellen, teilweise mit Reproduktion, nachgewiesen werden. Für alle besetzten Gewässer konnte im Rahmen der Erfolgskontrolle der Nachweis erbracht werden, dass die Art sich hält, teilweise etabliert und reproduziert (STEMMER & JACOBS 2015).

Feldberger Seen (Schmaler Luzin) – Ostgroppe (*Cottus poecilopus*)

Es erfolgte eine umfassende Analyse des limnologischen Zustands des Gewässers, die sowohl die Eintragspfade von Nährstoffen als auch vertiefte Untersuchungen des Populationszustandes umfasste. Darüber hinaus wurde eine Habitatanalyse erstellt, die die Habitat- und Raumnutzung prognostizieren sollte. 2006 stand eine Reproduktion aus sechs Elterntiere des räumlich und ökologisch nahen polnischen Hancza-Sees als geeignetes Besatzmaterial zur Verfügung. Am 18.05.2006 wurden 73 ca. 1-Jährige Ostgroppen besetzt. Dabei brachten Taucher die Tiere in 20-22 Meter Tiefe im Bereich einer als besonders geeignet erachteten Gewässerhanglage. Die ausgesetzten Tiere wurden zuvor markiert. Parallel wurde der Aufbau der Spenderpopulation verfolgt. Um den Erfolg messen zu können, sind nach KRAPPE & WATERSTRAAT (2015) wissenschaftliche Begleituntersuchungen wie die genetische Analyse der Besiedlungsdichte und Effizienzkontrollen auf populationsökologischer Basis erforderlich.

Tabelle 19: Anzahl der besetzten Ostgroppen im Schmalen Luzin (vgl. KRAPPE et al. 2021)

Termin	0+	1+	2+	>2+	gesamt
18.05.2006		73			7.373
06.05.2011		1.239			1.239
13.04.2017		260			260
13.10.2017	1.058	51		40	1.149
17.04.2018				97	97
18.01.2019			135		135
30.07.2020	781				781
25.11.2020	1.157				1.157
gesamt	2.996	1.623	135	137	4.891

Im Rahmen der Erfolgskontrolle wurden seit Beginn der ersten Besatzmaßnahme 2006 mehrfach gezielte Befischungen zur Erfolgskontrolle durchgeführt. Am 20.05.2020 wurden bei einer Elektrofischung zwei Ostgroppen gefangen, wobei eines der beiden Tiere nach Aussage von KRAPPE et al. (2021) aus einer erfolgten Reproduktion stammen muss. Am 21.09.2020 wurde ein weiteres Tier beobachtet. Gemäß KRAPPE et al. (2021) nahm die Etablierung eines Zuchtprogramms eine vergleichsweise lange Zeit in Anspruch. Als problematisch wird der hohe Bestand an Aalen ausgemacht, der auf einen regelmäßigen Besatz dieser Art hindeutet (KRAPPE et al. 2021). Die Autoren geben an, dass im Schmalen Luzin ein weiterer Besatz mit der Groppe erfolgen soll.

7.6.1.2 Habitatanforderungen der Groppe

Gemäß Becker & Ortlepp (2019) besiedeln juvenile und adulte Groppen ähnliche Teilhabitate, die sich jedoch meist in den Korngrößen des Substrats und hinsichtlich der geeigneten Wassertiefe unterscheiden. Für die Fortpflanzung werden harte Substrate (Wurzeln, Holz, Steine) benötigt, wobei die Art insgesamt von einer hohen Substratgrößendiversität profitiert. Becker & Ortlepp (2019) sind der Meinung, dass die vorhandenen Kiese und Steine in etwa der Größe der Individuen entsprechen sollten, da das Lückensystem so Deckung und Strömungsschutz bieten kann. „Adulte Groppen legen ihre Eier in Paketen an die Decken von kleinen Hohlräumen, häufig unter plattigen Steinen. Die Brütlinge besiedeln kiesiges Substrat, mit vorhandenem kleinräumigem Lückensystem. Mit zunehmender Größe wird dann gröberes Substrat benötigt. Neben kiesig-steinigem Untergrund nutzt die Groppe auch Totholz, Wurzeln und Lücken zwischen Blöcken und Felsen“ (Becker & Ortlepp, 2019).

Die Habitatanforderung der Groppe an die Durchgängigkeit, die Gewässersohle, den Uferbereich, die Fließgeschwindigkeit, die Wassertiefe, die Gewässerbreite, sowie die Wassertemperatur und den Sauerstoffgehalt werden nachfolgend in Anlehnung an LfU (2005) beschrieben.

Durchgängigkeit

- **Juvenile, Adulte:** Bereits Sohlstufen mit Abstürzen (Wasserspiegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser) von 5 cm Höhe sind nur noch eingeschränkt passierbar, höhere Stufen sind kaum überwindbar. Generell ist kein Aufstieg an Stufen mit abgelöstem Überfallstrahl möglich. Die nachgewiesenen Ortsveränderungen können sehr kleinräumig sein, aber auch einige hundert Meter betragen; von einer sehr geringen Ausbreitungsgeschwindigkeit der Groppe ist auszugehen.

Gewässersohle

- Für eine erfolgreiche Besiedlung und Fortpflanzung sind verschiedenartige Sedimente von Kies bis Geröll (2-20 cm Durchmesser) in enger Nachbarschaft notwendig. Generell sollten 50 % der Flächen Korngrößen von mehr als 5 mm aufweisen.
- **Eier, Brut:** Eier und Larven entwickeln sich im Lückensystem des grobsteinigen Sediments. Nach der Aufzehrung des Dottervorrates verlassen die Jungtiere das Lückensystem und werden mit der fließenden Welle in strömungsberuhigte Abschnitte verdriftet.
- **Juvenile:** Juvenile Groppen benötigen feinkiesige Sedimente (Durchmesser 2–3 cm), auf denen sie sich auch über Tag aufhalten und nach Nahrung suchen können. Flache und überströmte Bereiche („riffles“) werden daher als Aufenthaltsorte bevorzugt.
- **Adulte:** Eine grobsteinige bzw. geröllartige Gewässersohle wird bevorzugt. Die Fische verstecken sich im Lückensystem, das nicht verfüllt sein darf. Nach KNAEPKENS et al. (2002) sind Steinansammlungen natürlichen oder künstlichen Ursprungs entscheidend für eine Besiedlungsmöglichkeit in

ausgebauten und relativ uniformen Gewässern. Die bevorzugte Kies- oder Steingröße entspricht etwa der Körperlänge der Fische. Neben Steinen können auch andere Strukturelemente wie Totholz und Wurzeln von den (adulten) Groppen als Mikrohabitate genutzt werden. Die Substratnutzung kann aber in Abhängigkeit von der interspezifischen Konkurrenz variieren, sodass dann auch weniger geeignete Substrate besiedelt werden.

- **Laichhabitat:** Eier werden an bzw. unter Steinen (Geröll) angeklebt. BLESS (1981) beschreibt, dass in dem von ihm untersuchten Gewässer die Steine, welche die Abdeckung der Laichhöhlen bildeten, einen Durchmesser von mehr als 20 cm hatten. Das Männchen bewacht das Gelege und führt ihm durch das Fächeln mit den Brustflossen Frischwasser zu.

Uferbereich

- **Juvenile, Adulte:** Als vorteilhaft hat sich eine überhängende Ufervegetation auf 5 % der Gewässerfläche und eine Beschattung von mehr als 60 % erwiesen. Steinige Substrate unter Wurzelgeflechten werden teilweise von kleineren Individuen (bis 6 cm Länge) als Mikrohabitate genutzt.

Fließgeschwindigkeit

- **Eier, Brut:** Da die Eier unter Steinen in Laichhöhlen, die nicht versanden oder gar verschlammten dürfen, abgelegt werden, sind Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,3 m/s notwendig.
- **Juvenile:** Vorkommen wurden bei Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,2–0,5 m/s nachgewiesen.
- **Adulte:** Im Rahmen einer Untersuchung mehrerer Fließgewässer fanden BOHL & LEHMANN (1988) Besiedlungsschwerpunkte bei maximalen Strömungsgeschwindigkeiten von 0,1–0,4 m/s und STAHLBERG-MEINHARDT (1994) bei Fließgeschwindigkeiten von 0,2–0,7 m/s. BLESS (1981) bestimmte bei seinen Untersuchungen Strömungsgeschwindigkeiten um 1 m/s. Strömungsgeschwindigkeiten von 1,2 m/s können toleriert werden. Generell ist zu berücksichtigen, dass die Fische die Stromsohle und dort Mikrohabitate besiedeln, in denen die Strömungsgeschwindigkeiten geringer sind. In Experimenten konnten Wanderungsbewegungen eines Großteils der Versuchsfische bis zu einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,75 m/s nachgewiesen werden. In einem relativ uniform ausgebauten Gewässer wurden Groppen vermehrt bei den höchsten gemessenen Fließgeschwindigkeiten von 0,6 m/s gefunden, während bei Strömungsgeschwindigkeiten von 0,2 m/s und weniger kaum oder keine Groppen mehr nachgewiesen werden konnten.

Wassertiefe

- **Eier, Brut:** Die Eier werden in den Habitaten der adulten Groppen abgelegt. Die Brütlinge werden nach dem Schlüpfen und dem Aufzehren des Dottervorrats verdriftet und beziehen flache Bereiche mit feinkiesigem Substrat (s. auch Gewässersohle).
- **Juvenile:** Generell werden Flachwasserbereiche, meist unter 20 cm Wassertiefe, bevorzugt besiedelt.

- **Adulte:** Eine Tiefenpräferenz ist nicht erkennbar. Allerdings wurde beobachtet, dass in Bächen Kolke von mehr als 1 m Tiefe gemieden werden. Im Niederrhein wurden Vorkommen bis etwa 9 m Wassertiefe nachgewiesen. Eine Beziehung zwischen der Varianz der maximalen Wassertiefe – ein Parameter für die Strukturvielfalt – und der Häufigkeit konnte nicht nachgewiesen werden.

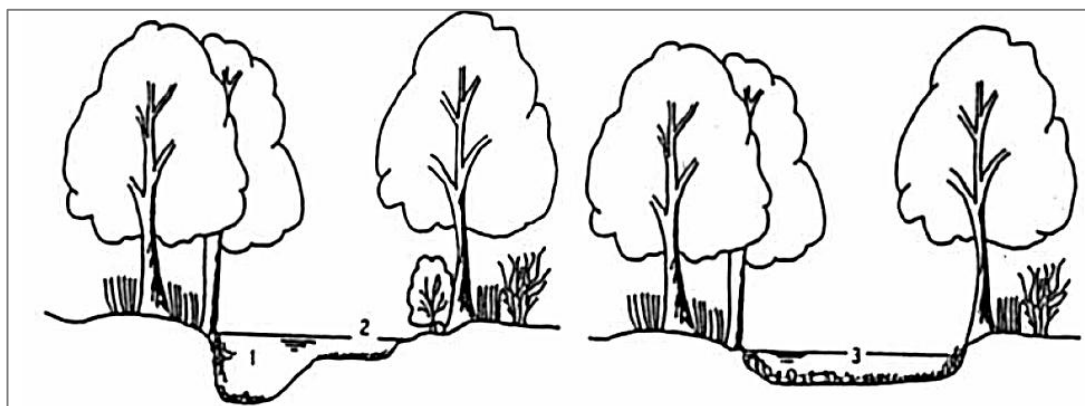


Abbildung 15: Natürliche Habitate der Groppe im Laufe eines Lebenszyklus (nach HOFFMANN 1996). Tiefe Zone (1), mitteltiefe, strömungsarme (2) und strömungsexponierte (3) Zonen

- Die Wassertiefe scheint gemäß Perrow et al. (1997) kein einschränkender Faktor zu sein. Eine Mindesttiefe von 5 cm scheint ausreichend zu sein (vgl. auch Utzinger et al. 1998). Abbildung 15 skizziert die natürlichen Habitat der Groppe im Querprofil eines Fließgewässers.

Gewässerbreite

- **Juvenile, Adulte:** Eine Präferenz für eine bestimmte Gewässerbreite ist nicht erkennbar. Auch scheint keine Beziehung zwischen der Varianz der Gewässerbreite und der Häufigkeit zu bestehen.

Wassertemperatur

- **Eier, Brut:** Konkrete Angaben sind nicht bekannt; vermutlich bestehen ähnliche Ansprüche wie bei juvenilen oder adulten Groppen.
- **Juvenile, Adulte:** Die Abundanz nimmt mit Erreichen einer gemessenen Maximaltemperatur von ca. 18 °C ab, bei Temperaturen oberhalb von ca. 22 °C können sich dauerhaft keine Groppen halten. Generell werden Gewässer mit Höchsttemperaturen von 14–16 °C als günstig für Groppen bezeichnet, sommerwarme Gewässer dagegen werden als ungeeignet eingestuft. Unter Laborbedingungen stellten Groppen bei Temperaturen von ca. 26 °C die Nahrungsaufnahme ein, bei ca. 27 °C konnten sie dauerhaft nicht überleben; diese Werte wurden an Fischen ermittelt, die an relativ hohe Temperaturen von 20 bzw. 25 °C adaptiert waren. Juvenile Tiere hatten eine etwas geringe Temperaturtoleranz als adulten Groppen; die Unterschiede sind aber nicht von Bedeutung. Die Groppen, die für diese Experimente verwendet wurden, stammten aus Mittelengland; ELLIOTT & ELLIOTT (1995) betonen, dass Groppen aus anderen geographischen Regionen andere Temperaturtoleranzen aufweisen können.

Sauerstoff

- **Eier, Brut:** Genaue Angaben sind nicht bekannt, vermutlich bestehen ähnliche Ansprüche wie bei juvenilen oder adulten Groppen.
- **Juvenile, Adulte:** Übereinstimmend wird in der neueren Literatur berichtet, dass Groppen bei ausreichend hohen Sauerstoffgehalten eine gewisse Wasserverschmutzung tolerieren können. Sauerstoffsättigungen von ca. 80 %, entsprechend einem O_2 -Gehalt von ca. 10 mg/l, sind für Groppen ausreichend; ob allerdings ein Sauerstoffgehalt von ca. 3 mg/l, wie bei STARMACH (1972) beschrieben, dauerhaft toleriert werden kann, erscheint fraglich.

Schwieriger ist es, die Minimalströmung zu definieren, die den Ansprüchen der Groppe entspricht. Geringe Geschwindigkeiten können zu Sedimentation führen bzw. bei Temperaturanstiegen zu einer Verringerung des Sauerstoffgehalts. Die minimale Strömungsgeschwindigkeit allein scheint gemäß ZBINDEN et al. (2004) hingegen kein bedeutsamer Faktor zu sein. Solange die Anforderungen hinsichtlich des Substrats, der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes gegeben sind, begnügt sich die Groppe auch mit stehendem Wasser.

Nachfolgend werden die Elemente eines funktionsfähigen Fischökotops für die Groppe gemäß BECKER & ORTLEPP (2019) dargestellt.

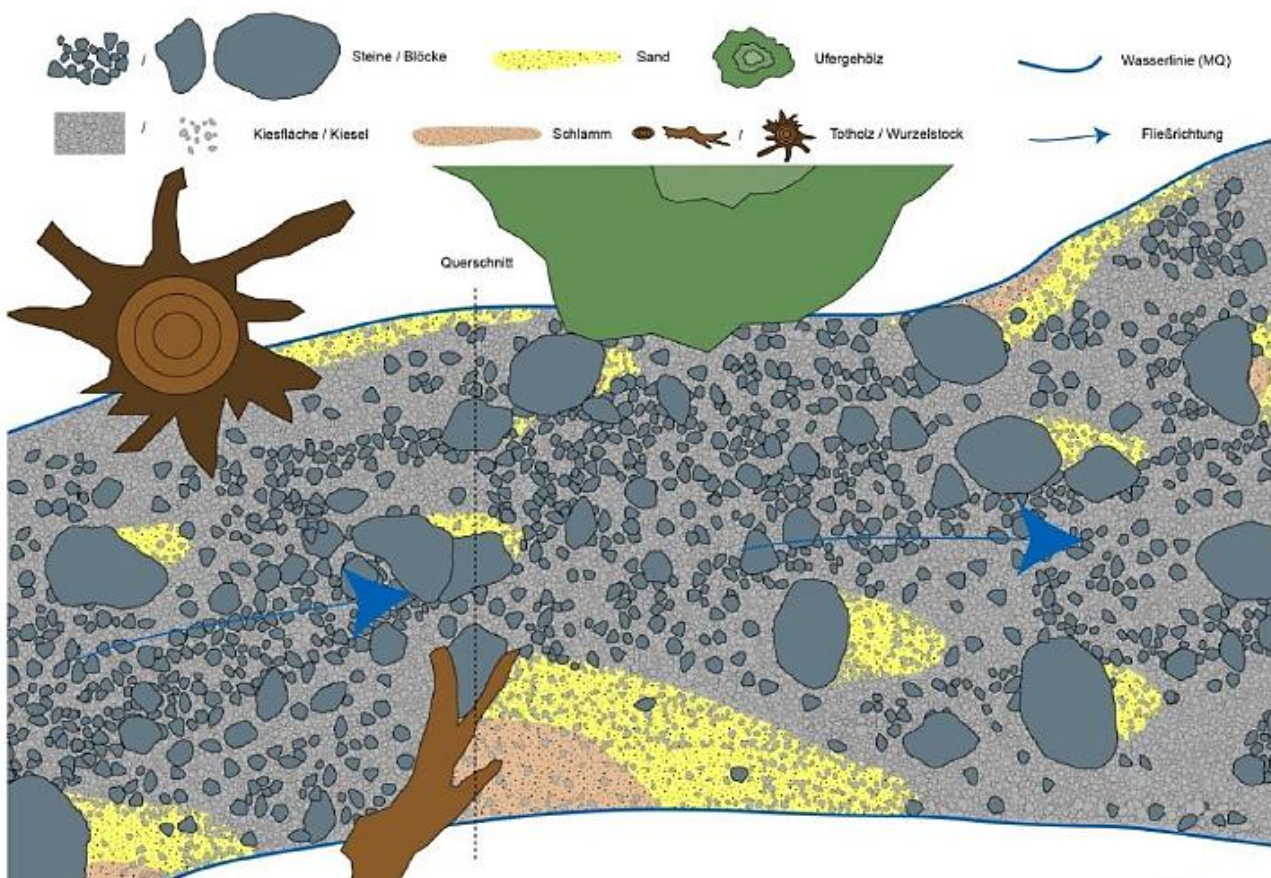


Abbildung 16: Ausschnitt aus einem idealisierten Groppen-Ökotop. Aufsicht mit Strukturen (BECKER & ORTLEPP 2019)

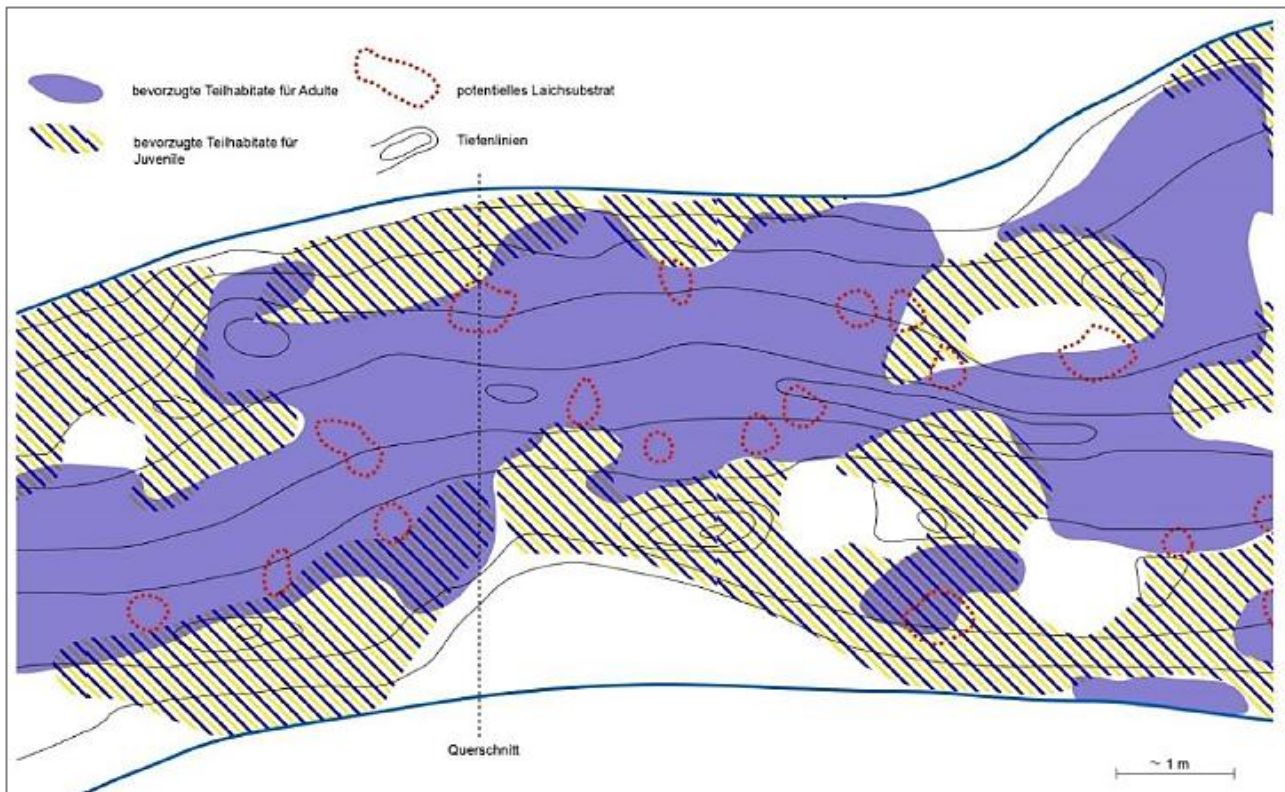


Abbildung 17: Ausschnitt aus einem idealisierten Groppen-Ökotoptop. Aufsicht mit eingezeichneten Teilhabitaten und Tiefenlinien (BECKER & ORTLEPP 2019)

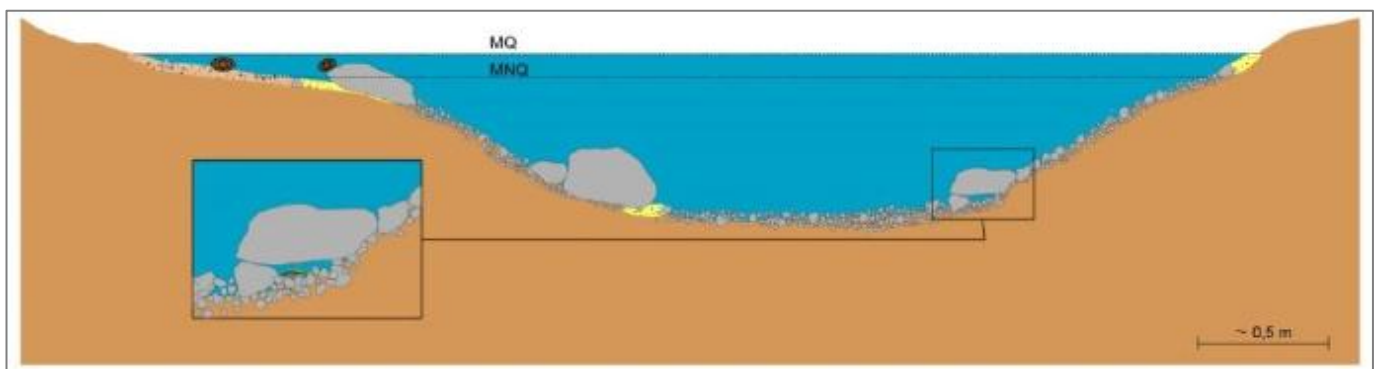


Abbildung 18: Ausschnitt aus einem idealisierten Groppen-Ökotoptop, Querschnitt mit Detailansicht eines Laichhabitats und Wasserstandsmarkierung für MQ und MNQ (BECKER & ORTLEPP 2019)

Maßnahmen zur Förderung der Groppe sollten sich gemäß BECKER & ORTLEPP 2019 an folgenden Zielen orientieren:

- Dauerhafte Bereitstellung unterschiedlicher Substratgrößen, indem strömungsbeeinflussende Maßnahmen umgesetzt werden,
- Gewährleistung einer ausreichenden Strömung zur Verhinderung von Feinmaterialablagerungen über größere Gerinnebereiche,

- Gewährleistung eines intakten Geschiebehaushalts zur Verhinderung von Kolmation,
- Gewährleistung der Durchwanderbarkeit der gesamten Besiedlungsstrecke (Hauptbesiedlungsbe- reich und flussab bis zu Refugien für verdriftete Individuen).

7.6.1.3 Zielgewässer

Die Zielgewässer, die entsprechend der Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer und der Identifizierung geeigneter Fischarten abgeleitet werden konnten, sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen. In dieser wird auch das natürliche Wiederbesiedlungspotential abgeschätzt. Da für die Gewässer Brunndöbrabach, Butterwasser, Langes Wasser und Prießnitz keine Groppe nachweise im Einzugsgebiet vorliegen, wird die Priorität (Tabelle 10) nachfolgend abgestuft.

Tabelle 20: Zielgewässer für die Wiederansiedlung der Groppe (nat. WBP=natürliches Wiederbesiedlungspotential)

Zielgewässer	Referenzabschnitt	nächster bekannter Nachweis	nat. WBP	Begründung	Abstufung Priorität
Brunndöbrabach	Ref. 2	k.A.	nein	fehlende Nachweise im Einzugsgebiet	2 auf 3
Butterwasser	Ref. 2	k.A.	nein	fehlende Nachweise im Einzugsgebiet	1 auf 3
Kemnitzbach	Ref. 1	Große Striegis-2 > 19 km Entfernung	nein	<p>Große Striegis</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wehr Kaltofen ehem. Wattefabrik • Wehr ehem. Kirbach & Söhne • WKA Wiesenmühle • Sohlenabsturz/ Gefällestufe (DIN 4047-5,5.11) 07732 <p>Kemnitzbach</p> <ul style="list-style-type: none"> • weitere QBW ohne Kenntnis zur ökolog. Durchgängigkeit 	2
Langes Wasser	Ref. 1 und 2	k.A.	nein	fehlende Nachweise im Einzugsgebiet	2 auf 3
Prießnitz-2	Ref. 1	Wese-nitz-2	un-wahr-schein-lich	nächstes rechtselfisches Vor- kommen ist erst mind. 16 km stromauf der Elbe in der Wese-nitz-2 belegt, keine direkte An- bindung	1 auf 3

Zielgewässer	Referenzabschnitt	nächster bekannter Nachweis	nat. WBP	Begründung	Abstufung Priorität
Steinbach	Ref. 1	Schwarzwasser-1 > 5 km Entfernung	nein	<p>Schwarzwasser-1</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Antonsthal I (AKZ 511) • Sohlabsturz aus Beton (AKZ 14065) • Sohlengleite (DIN 4047-5,5.13) (AKZ 9978) • WKA Pappenfabrik Breitenhof (AKZ 484) • WKA Pappenfabrik Carolathal (AKZ 494) <p>Steinbach weitere QBW im Steinbach selbst</p>	1
Zufluss v. Mahlteich/Wiedwasser	Ref. 1 und 2	Wesenitz-2 > 18 km Entfernung	nein	<p>Wesenitz-1</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wehr Sägemühle Belmsdorf (AKZ 1159) • Sohlbefestigung uh. Brücke BIW Belmsdorfer Str. (AKZ 4879) • Wehr Bischofswerda/Belmsdorf (AKZ 1158) • Walkmühle Bischofswerda (AKZ 648) • Ehm. Fabrikwehr Goldbach (AKZ 4088) • Wehr ehem. Malzfabrik (Bunte) (AKZ 646) • Wehr ehm. Hofemühle Großhartau (AKZ 3276) • Weitere Querbauwerke, deren ökolog. Durchgängigkeit unbekannt ist <p>Zufluss Wiedwasser</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sohlengleite (DIN 4047-5,5.13) (AKZ 11688) im Mündungsbe- reich • zahlreiche QBW ohne Kenntnis zur ökolog. Durchgängigkeit 	2

7.6.1.4 Mögliche Spendergewässer bzw. Herkunft

Da keine Daten über die jeweilige Größe der möglichen Spenderpopulation vorliegen, können nachfolgend nur die möglichen Spendergewässer benannt werden, die einen engen räumlichen Bezug aufweisen und in denen das Vorkommen der Groppe durch Nachweise belegt ist.

Tabelle 21: Mögliche Spendergewässer – Groppe

Zielgewässer	Referenzabschnitt	Mögliche Spendergewässer
Butterwasser	Ref. 2	keine Nachweise im unmittelbaren Einzugsgebiet bekannt, Einzelfallprüfung
Brunndöbrabach	Ref. 2	keine Nachweise im unmittelbaren Einzugsgebiet bekannt, Einzelfallprüfung , ob eine Spenderpopulation auf tschechischer Seite vorhanden ist
Kemnitzbach	Ref. 1	Große Striegis-1 , Große Striegis-2, Kleine Striegis, Oberreichenbacher Bach,
Langes Wasser	Ref. 1 und 2	keine Nachweise im unmittelbaren Einzugsgebiet bekannt, Einzelfallprüfung ob eine Spenderpopulation auf Brandenburger Seite (Schwarze Elster System) vorhanden ist
Prießnitz-2	Ref. 1	keine Nachweise im unmittelbaren Einzugsgebiet bekannt, Einzelfallprüfung
Steinbach	Ref. 1	Schwarzwasser , ggf. Große Mittweida
Zufluss v. Mahlteich/ Wiedwasser	Ref. 1 und 2	Wesenitz-2 , Grunabach

7.6.1.5 Vergleich Bedingungen Spender- und Zielgewässer

Wie in Kapitel 7.6.1.4 dargestellt liegen keine Angaben zur jeweiligen Spenderpopulation vor, weshalb die möglichen Spendergewässer derzeit nicht als gesicherte Spendergewässer angesehen werden können. Daher werden hier nur allgemeingültige Aussagen getroffen, die dann bei der Identifikation einer möglichen Spenderpopulation abgeglichen werden sollten. Zu diesen Kriterien gehören beispielsweise:

- Stoffliche Belastung
- Substratdiversität
- Kolmation
- Strukturdiversität (Mikro- und Mesohabitate)

- pH-Wert
- Leitfähigkeit
- Strömungsverhältnisse

7.6.1.6 Vorschlag zur Methodik (Anzahl, Dauer, Wiederholungen)

Die folgenden Ansätze können gemäß BLOHM et al. (1994) zur Anwendung kommen:

- Wildfänge mehrerer Altersklassen verwenden, die aus Beständen mit guter bis optimaler Dichte des gleichen Gewässersystems entstammen
- Besatzzahl sollte bei mind. 100 Tieren pro Besatz liegen
- zunächst ein einmaliger Besatz im Herbst (hier wäre zu überlegen, inwieweit ein Frühjahrsbesatz vor Beginn der Reproduktionsphase der Groppe zielführend sein kann)
- das Aussetzen erfolgt an wenigen Punkten innerhalb einer ca. 50 m langen Strecke mit geeignetem Sohlsubstrat (stehen mehr Tiere für die Wiederansiedlung zur Verfügung, sollte der Besatz auch entsprechend großräumiger erfolgen)
- bei ausbleibendem Erfolg Wiederholung des Besatzes mit den angegebenen Kriterien
- regelmäßige Erfolgskontrolle

7.6.2 Elritze (*Phoxinus morella*)

Über lange Zeit hinweg war gemäß PFAENDER & ROTHE (2022) die Taxonomie der europäischen Arten der Gattung *Phoxinus* nicht geklärt. Insbesondere die Arbeiten von PALANDAČIĆ et al. (2015, 2017, 2022) konnten jedoch mit Hilfe genetischer Untersuchungen zeigen, dass die Diversität innerhalb dieses Artenkomplexes deutlich höher zu sein scheint, als dies bisher angenommen wurde. Zahlreiche Untersuchungen konnten inzwischen belegen, dass für die Gattung *Phoxinus* auch in Deutschland mehrere Arten vorkommen. Während südliche *Phoxinus*-Arten sowie die der Mittelgebirge relativ gut diagnostiziert werden konnten, blieb gemäß PFAENDER & ROTHE (2022) die Artzugehörigkeit der Elritzen in den nach Norden entwässernden Einzugsgebieten weiter unklar.

Um die Artzugehörigkeit der heute in diesem Areal vorkommenden Elritzen abzuklären, untersuchten Rothe et al. (2019) *Phoxinus*-Populationen aus der nordöstlichen Region Deutschlands mit morphologischen und molekularen Methoden. Diese Populationen sind geographisch von anderen *Phoxinus*-Populationen getrennt, da ihr Verbreitungsgebiet im Einzugsgebiet der Elbe oder der Bäche in der Nähe der deutschen Ostseeküste liegt (Rothe et al. 2019).

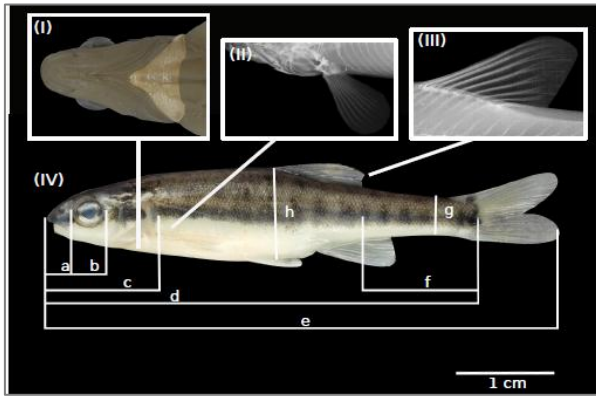


Abbildung 19: Untersuchte morphologische Merkmale der Elritze: (I) Brustschuppenflecken, (II) Brustflossenstrahlen, (III) Rückenflossenstrahlen, (IV) gemessene Abstände: a) Schnauzenlänge b) Augendurchmesser, c) Kopflänge, d) Standardlänge, e) Gesamtlänge, f) Länge des Schwanzstiels, g) Tiefe des Schwanzstiels, h) Körpertiefe. (ROTHE et al. 2019)

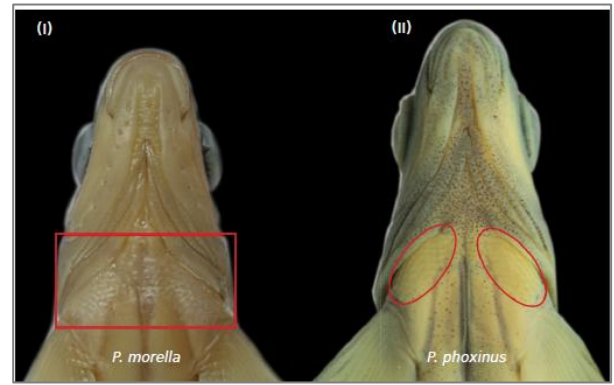


Abbildung 20: Unterschiede in den Brustschuppenfeldern zwischen den Populationen der beiden Typstandorte, (I) Bodebach und (II) Sieg und Agger (ROTHE et al. 2019)

ROTHE et al. (2019) konnten dabei belegen, dass die Phoxinus-Populationen der Norddeutschen Tiefebene eine eigene mitochondriale Linie bilden, die sich deutlich von allen anderen Phoxinus-Arten in den benachbarten Verbreitungsgebieten unterscheidet. Die Ergebnisse der morphologischen Untersuchungen von ROTHE et al. (2019) konnten darüber hinaus zeigen, dass sich die Phoxinus-Populationen aus dem Bodebach - einschließlich des Neotyps von *P. morella* - in sechs Schlüsselmerkmalen signifikant von den Phoxinus-Exemplaren aus den Flüssen Sieg und Agger - einschließlich des Neotyps von *P. phoxinus* unterscheiden. Die Ergebnisse von ROTHE et al. (2019) legen somit den Schluss nahe, dass *P. morella* eine gültige Art und kein Synonym von *P. phoxinus* ist, da sowohl die morphologischen als auch die genetischen Daten signifikante Unterschiede aufweisen. *Phoxinus morella* besiedelt gemäß PFAENDER & ROTHE (2022) mindestens das Areal von der Ems im Westen über Niedersachsen und den Harz und auch das gesamte deutsche Elbeinzugsgebiet bis nach Sachsen.

In der aktuellen Roten Liste der Süßwasserfische und Neunaugen Deutschland (FREYHOF et al. 2023) werden mit der Donau-Elritze (*Phoxinus csikii* Hankó), der Baltischen Elritze (*Phoxinus marsilii* Heckel), der Mitteldeutsche Elritze (*Phoxinus morella*) und der Rheinischen Elritze (*Phoxinus phoxinus*) aktuell vier etablierte Arten der Gattung Phoxinus angegeben. Die Elritze wird im Fischartenatlas (FÜLLNER et al. 2016) für Sachsen ausschließlich als *Phoxinus phoxinus* geführt. Für Sachsen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit jedoch davon auszugehen, dass es sich im Einzugsgebiet der Elbe überwiegend um Bestände von *Phoxinus morella* handelt. Eine Unterscheidung im Feld ist schwierig, aber grundsätzlich

möglich (vgl. ROTHE et al. 2019; DENYS et al. 2020). Dies ist ggf. durch genetische Untersuchungen bei einer Wiederansiedlung zu verifizieren bzw. zu ergänzen.

7.6.2.1 Wiederansiedlungsprojekte

In einem Nebenbach der **Swist** wurden 1984 einmalig 382 0+ Elritzen (Nachkommen von Elterntiere aus dem gleichen Gewässersystem) besetzt. Gegen 1990 konnte die Elritze in diesem Bereich als zweithäufigste Art dokumentiert werden. Das belegt auch die erfolgreiche Reproduktion in dem Gewässersystem. Die 1990 durchgeführten Befischungen ergaben, dass die Art mittlerweile mind. 3 Kilometer Bachlänge besetzt hatte (vgl. BLESS 1992).

Seit 2015 werden Elritzen im Rahmen des Projektes Fischereiberatung durch den Landesanglerverband **Schleswig-Holstein** in ausgewählte Gewässer besetzt. Dem vorliegenden Berichtsausschnitt (Behrens, 2025) können folgende Aussagen entnommen werden. Bei diesen Gewässern wird ein historisches Vorkommen angenommen. Auf Grund der genetischen Anforderungen werden dabei nur Nachzuchten von heimischen Elterntieren besetzt. Derzeit werden zwei Stämme aus einer Fischzucht vermehrt. Während in den vergangenen Jahren die Bemühungen der Wiedereinbürgerung der Elritzen durch die nur geringen verfügbaren Besatzmengen limitiert wurden, standen 2020 erstmals fast ausreichend Fische zur Verfügung. 2021 sowie 2022 konnten jedoch nur Elritzen mit der passenden Genetik für die Ostseezuflüsse sowie mit der Treene-Genetik besetzt werden. Die Gewässer im Einzugsgebiet der Stör konnten in dieser Zeit nicht besetzt werden, da unvorhersehbar kein geeignetes Besatzmaterial zur Verfügung stand. Dies wird auch in absehbarer Zukunft wahrscheinlich nicht möglich sein, da die Fischzucht mit dem Stamm der Osterau-Elritzen ihren Betrieb Ende 2022 aufgrund von Otterfraß eingestellt hat. In 2017 und 2019 wurden, aufgrund des Mangels an Besatzmaterial, auch Umsiedlungen vorgenommen.

Im Zeitraum 01.04.2023 bis 30.06.2024 konnten fast 8.000 Elritzen bei drei Besatzterminen in drei verschiedene Gewässer besetzt werden. Insgesamt wurden seit 2015 bis zum 31.03.2023 72.731 Tiere in 22 verschiedene Gewässer besetzt.

Tabelle 22: Besatz Wiederansiedlung Schleswig-Holstein (LAV 2025)

Gewässername	WK	Anzahl Besatztiere	Datum	Stamm
Langwatt	bo_07	1500	28.03.2019	Treene
Langwatt	bo_07	2000	24.04.2020	Treene
Langwatt	bo_07	2000	26.04.2021	Treene
Imme (Arlau)	ar_03	6000	10.12.2015	Treene
Owslager Mühlenau	mei_07	6000	17.05.2019	Treene
Sorge	mei_08	18000	10.12.2015	Treene
Kattbek	we_09	500	28.03.2019	Treene
Papenau	we_13_a	1000	28.03.2019	Treene

Gewässername	WK	Anzahl Besatztiere	Datum	Stamm
Papenau	we_13_a	2000	25.05.2021	Treene
Papenau	we_13_a	2000	25.05.2022	Treene
Ohlsbek	we_14	500	28.03.2019	Treene
Wapelfelder Au	we_14	500	28.03.2019	Treene
Wapelfelder Au	we_14	2000	03.05.2023	Treene
Gieselau	nok_06	250	23.06.2017	Treene
Gieselau	nok_06	1500	28.03.2019	Treene
Gieselau	nok_06	2000	25.05.2021	Treene
Schwale (Dosenbek)	ost_01_a	1000	22.04.2020	Osterau
Stör	ost_05_e	2000	14.12.2020	Osterau
Buckener Au	ost_09	1000	14.12.2020	Osterau
Hardebek-Brokenlander Au	bk_02_a	2000	22.04.2020	Osterau
Quarnbach	bk_05	1000	14.12.2020	Osterau
Rantzau	mst_08	1000	22.04.2020	Osterau
Bekau	mst_13	1000	14.12.2020	Osterau
Langballigau	ff_05_b	1000	24.04.2020	Kossau
Langballigau	ff_05_b	1000	05.11.2020	Kossau
Langballigau	ff_05_b	2000	26.04.2021	Kossau
Langballigau	ff_05_b	1611	03.05.2022	Kossau
Grimsau	sl_18_b	1000	05.11.2020	Kossau
Grimsau	sl_18_b	1000	26.04.2021	Kossau
Tensfelder Au	sw_35_b	500	01.03.2015	Treene
Hohenfelder Mühlenau	ko_13	1575	04.05.2023	Kossau
Hohenfelder Mühlenau	ko_13	3000	12.04.2024	Kossau
Kronsbek	ec_07_b	1295	03.05.2022	Kossau
Kronsbek	ec_07_b	1000	04.05.2023	Kossau
Grimsau	sl_18_b	1000	03.05.2022	Kossau

Die folgenden Gewässer erhielten Fische aus der Umsiedlung von Wildfängen. Da die Rantzau sowohl mit Wildfängen als auch mit Nachzuchten besetzt wurde, ergibt sich eine Gesamtzahl von 26 verschiedenen Gewässern, die seit 2015 Elritzen im Rahmen des Wiederansiedlungsprogrammes erhalten haben.

Tabelle 23: Umsiedlung im Rahmen der Wiederansiedlung Schleswig-Holstein (LAV 2025)

Gewässername	WK	Anzahl Besatztiere	Datum	Stamm
Helligbek	tr_12_a	114	06.12.2017	Treene
Schirnau	br_13	200	23.05.2017	Osterau
Rantzau	mst_08	230	23.05.2017	Osterau
Steinau (Büchen)	elk_03	121	23.05.2019	Bille
Curau	st_03_d	43	14.06.2019	Trave

Im Regelfall erfolgte der Besatz nur einmalig. Zukünftig sollen jedoch Gewässer bis zu drei Jahre hintereinander besetzt werden, sofern ausreichend Besatzmaterial zur Verfügung steht. Insbesondere bei der Verwendung juveniler Tiere wird dieses Vorgehen als sinnvoll erachtet.

In einigen der besetzten Gewässer konnte die Elritze nach dem Besatz durch Daten des LfU-Programms Cadenza nachgewiesen werden. Dieses Programm ist nicht explizit als Monitoringprogramm der Wiederbesiedlung zu verstehen. Auf Grund der teilweise kurzen Streckenabschnitte, die mit unterschiedlichem Gerät und unterschiedlicher Intensität, befischt wurden, können derzeit keine belastbaren Aussagen über die Individuendichte und Repräsentativität der positiven Funde für das jeweilige Gewässer getroffen werden.

Tabelle 24: Nachweis von Elritzen im Wiederansiedlungsprojekt Schleswig-Holstein (LAV 2025)

Gewässer	Besatz in folgenden Jahren vorgenommen	Nachweis in LfU-Daten nachvollziehbar	mündliche Mitteilung über Nachweis
Langwatt	2019, 2020 und 2021	2019	
Langballigau	2020; 2021 und 2022	2021	
Imme (Arlau)	2015	2016 und 2019	
Grimsau	2020, 2021 und 2022	2021	
Owslager Mühlenau*	2019	2016, 2019 und 2022	
Sorge	2015	2016, 2019 und 2022	
Bokeler Au	2019 (in die Kattbek)		
Papenau	2019, 2021 und 2022	2020	
Wapelfelder Au	2019 und 2023		2023 (selbst festgestellt inkl. Reproduktion)
Gieselau	2017, 2019 und 2021	2017, 2019 und 2020	2021 bis 2024
Stör	2020 (Oberlauf)	2015 bis 2022, im Oberlauf 2017	
Hardebek-Brokenlander Au	2020	2020	
Quarnbach	2020	2014 und 2017	2020
Rantzau	2017 und 2020	2018, 2019 und 2020	

Langballigau	2020, 2021 und 2022	2021	
Grimsau	2020 und 2021	2021	
Kronsbek	2022 und 2023		2023
Helligbek	Nur Umsiedlung in 2017	In der Bollingstedter Au in 2016, 2019 und 2022	
Schirnau	Nur Umsiedlung 2017	2020	
Steinau (Büchen)	Nur Umsiedlung 2019	2019 und 2020	
Ohlsbek	2019	2020 (Reher Au)	

- * = Nachweis erfolgte bereits vor dem Besatz

7.6.2.2 Habitatanforderungen der Elritze

Die Art bevorzugt vor allem klare und schnell fließende Gebirgsbäche oder kleinere Flüsse der Forellen- und Äschenregion, in denen sie in Schwärmen auftritt. Die Gewässer der Äschenregion müssen eine vergleichsweise hohe Diversität der Ufer- und Sohlstrukturen aufweisen. Die Art bevorzugt ein sandig und teilweise lehmiges Substrat (FÜLLNER et al. 2016).

Die Habitatanforderung der Elritze an die Durchgängigkeit, die Gewässersohle, den Uferbereich, die Fließgeschwindigkeit, die Wassertiefe, die Gewässerbreite, sowie die Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt werden nachfolgend in Anlehnung an LfU (2005) beschrieben.

Durchgängigkeit

- **Juvenile:** Juvenile Tiere lassen sich in Gewässerabschnitte mit ruhiger Strömung abdriften.
- **Adulte:** Laichwanderungen über einige hundert bis tausend Meter stromauf erfordern eine entsprechende Durchgängigkeit. Über sehr kurze Strecken (max. 2 m) können flache Bereiche mit Wassertiefen von 2–3 cm noch bewältigt werden. Unter experimentellen Bedingungen konnten Elritzen bis 5 cm Wassertiefe quantitativ stromauf gerichtete Wanderungsbewegungen ausführen; bei geringeren Wassertiefen (2,5 cm) sind die Bewegungsmöglichkeiten eingeschränkt. Abschnitte mit Fließgeschwindigkeiten von mehr als 0,9 m/s bilden Migrationsbarrieren, die kaum bewältigt werden können. Bodenschwellen konnten unter experimentellen Bedingungen bei 30 cm Höhe von Elritzen quantitativ bewältigt werden; aus grundsätzlichen Überlegungen wird eine maximale Höhe von 15 cm empfohlen. Generell ist zu beachten, dass über der Schwelle eine ausreichend hohe Wassersäule (>5 cm) vorhanden sein muss und die Strömungsgeschwindigkeit nur moderat (<0,5–0,75 m/s) sein darf. Bei Verfügbarkeit aller Teilhabitate soll keine Wanderung erfolgen.

Gewässersohle

- **Eier, Brut:** Eier und Larven entwickeln sich im Lückensystem des Sediments; unter experimentellen Bedingungen konnten sie sich in Sohl-tiefen von mindestens 30 cm aufhalten. Sobald der Dottervor-rat aufgezehrt ist, halten sie sich im Freiwasser auf.
- **Juvenile:** Im Sommer werden flache und ruhige, im Winter tiefere und langsam strömende Bereiche bevorzugt.
- **Adulte:** Außerhalb der Laichzeit werden Bereiche mit größeren Wassertiefen und horizontalen De-ckungsstrukturen bevorzugt.
- **Laichhabitat:** Die Eiablage erfolgt auf gut durchströmtem, nicht „verbackenem“ Kies bei bevorzug-ter Korngröße von 2–3 cm, entsprechend Mittel- bis Grobkies.

Uferbereich

- **Juvenile, Adulte:** Überhängende Uferpartien, Vegetation oder Totholz werden, insbesondere wäh-rend der Wintermonate, als Unterstände benötigt.

Fließgeschwindigkeit

- **Eier, Brut:** Die Brütlinge halten sich nach dem Schlüpfen im Freiwasser strömungsberuhigter Berei-che auf.
- **Juvenile:** Jungfische halten sich während der Sommermonate in flacheren Bereichen auf; sie bevor-zugen vermutlich ähnliche Strömungsgeschwindigkeiten wie die adulten Elritzen. Im Winter werden tiefere, ufernahe Bereiche mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten aufgesucht.
- **Adulte:** Adulte Elritzen halten sich im Sommer in Bereichen mit größerer Strömung auf; gemessen wurden an flachen Abschnitten mit Kiesgrund Fließgeschwindigkeiten von 0,2–0,3 m/s. Damit der Kies, in dem die Eier abgelegt werden, von Feinsand oder Detritus freigehalten wird, sind Strömungs-geschwindigkeiten von mehr als 0,3 m/s notwendig. Im Winter bevorzugen Elritzen Strecken mit we-nig bis sehr wenig Strömung. Generell können Fließgeschwindigkeiten über 0,9 m/s kaum bewältigt werden, sie sollten unter 0,75 m/s liegen.

Wassertiefe

- **Juvenile:** Im Sommer werden flache Gewässerstrecken mit Wassertiefen von ca. 0,1 m und weniger bevorzugt. Im Winter stehen die Fische bei Wassertiefen von ca. 0,2 m in ufernahen Verstecken.
- **Adulte:** Im Sommer werden flachere Gewässerstrecken mit ca. 0,2 m Wassertiefe, im Winter Strecken mit Wassertiefen von 0,3 m und mehr aufgesucht. Die Eiablage erfolgt in flachem, strömendem Was-ser auf Kiesgrund in sein Lückensystem hinein.

- Anhand der Wassertiefe lässt sich jedoch sehr gut die unterschiedliche Raumnutzung innerhalb eines Gewässers in Abhängigkeit von der Jahreszeit darstellen (Abbildung 21).

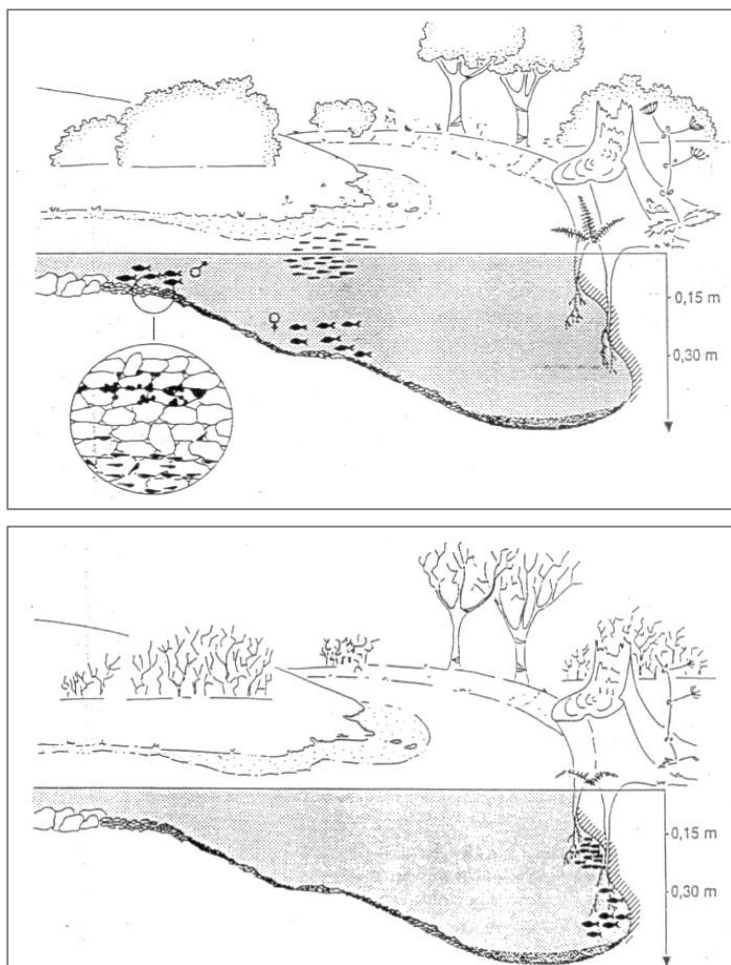


Abbildung 21: Habitatnutzung der Elritze im Frühjahr/Sommer (oben) im Herbst/Winter (unten) (BLESS 1992)

Gewässerbreite

- **Juvenile, Adulte:** Die Elritze besiedelt kleine Bäche und Gräben von etwa 1 m Breite bis hin zu Flüssen von mehr als 100 m Breite, wo sie dann im nahen Uferbereich vorkommt. Bevorzugt wird sie aber in Fließgewässern von 7–20 m Breite gefunden.

Wassertemperatur

- **Eier, Brut:** Ein erfolgreiches Schlüpfen der Larven wurde bis 15 °C festgestellt, bei Temperaturen von 23 °C und darüber traten nennenswerte Verluste auf.
- **Juvenile, Adulte:** Elritzen kommen meist in sommerkühlen Gewässern vor. Je niedriger die Temperatur und je geringer der Wasserstand ist, desto größer ist das Bedürfnis der Elritze Unterstände aufzusuchen. Insbesondere im Winter sind daher entsprechende Habitatstrukturen notwendig.
- **Adulte:** Die Ablichtemperatur liegt bei 11–15 °C.

Sauerstoff

- **Eier, Brut:** Eine ausreichende Sauerstoffversorgung im Lückensystem ist während der Larvalentwicklung notwendig; das kiesige Sediment darf daher nicht versanden.
- **Juvenile:** Genaue Angaben sind nicht bekannt, vermutlich liegen ähnliche Ansprüche wie bei adulten Tieren vor.
- **Adulte:** Die optimalen Sauerstoffgehalte liegen bei 10–16 mg/l, als unterer Grenzwert wurde ein Gehalt von 7 mg/l festgestellt; über eine kurze Zeitspanne sollen jedoch auch hohe Defizite mit einem O₂-Gehalt unter 2 mg/l toleriert werden können.

7.6.2.3 Zielgewässer

Die Zielgewässer, die entsprechend der Matrix abgeleitet werden konnten, sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen. In dieser wird auch das natürliche Wiederbesiedlungspotential abgeschätzt. Da für den Brunndöbrabach keine Elritzenachweise im Einzugsgebiet vorliegen, wird die Priorität (Tabelle 10) nachfolgend abgestuft. Eine Abstufung der Priorität ergibt sich auch für den Referenzabschnitt 1 des Langen Wassers, da ein natürliches Wiederbesiedlungspotential durch das Vorkommen ca 1,5 km oberhalb der Befischungstrecke vor QBW Wehr I Dahren (Sägemühle) (AKZ 3069) gegeben ist.

Tabelle 25: Zielgewässer für die Wiederansiedlung der Elritze (nat. WBP=natürliches Wiederbesiedlungspotential)

Zielgewässer	Referenzabschnitt	nächster bekannter Nachweis	nat. WBP	Begründung	Abstufung Priorität
Brunndöbrabach	Ref. 2	k.A.	nein	fehlende Nachweise im Einzugsgebiet	2 auf 3

Ziel-gewässer	Referenz-abschnitt	nächster bekannter Nachweis	nat. WBP	Begründung	Abstu-fung Priori-tät
Kleine Röder-1	Ref. 1	Kleine Röder-4 > 10,1 km Ent-fernung	nein	<p>Kleine Röder</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dreifelderwehr Alte Möbelfabrik Cunnersdorf (AKZ 4142) • Abschlagwehr Steinmetzmühle (4141) <p>Kleine Röder-2</p> <ul style="list-style-type: none"> • Schützenwehr Steinmetzmühle (AKZ 2644) • Abschlagwehr Steinmetzmühle (AKZ 4141) • Wehr Kühnmühle Ottendorf-Okrilla (AKZ 2643) <p>Kleine Röder-1</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wehr Buschmühle Lomnitz (AKZ 2646) 	3
Langes Wasser	Ref. 1	ca. 1,5 km oberhalb der Befischungs-strecke	ja	Vorkommen ca. 1,5 km oberhalb der Befischungsstrecke vor QBW Wehr I Dahren (Sägemühle) (AKZ 3069)	3
Langes Wasser	Ref. 2	Langes Wasser (Ref. 1) ca. 5,6 km Ent-fernung	nein	<p>Langes Wasser</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wehr I Dahren (Sägemühle) (AKZ 3069) • Schusswehr Dahren (AKZ 3070) • WKA Gappisch / HRB Göda (AKZ 2848) • Hochwasserrückhaltebecken Göda • Wehr ehm. Rittergutsmühle Seit-schen (AKZ 4434) • mehrere QBW ohne Kenntnis zur ökolog. Durchgängigkeit 	3
Lausitzer Neiße-8	Ref. 1	Lausitzer Neiße-6 > 10 km Entfer-nung	nein	<p>Lausitzer Neiße-6</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Altstadtwehr (Vierraden-mühle) (AKZ 266) • WKA Ludwigsdorf II (AKZ 265) • Abschlagwehr ZodelPenzig (WKA Piensk - PL) (AKZ 259) 	3

Ziel-gewässer	Referenz-abschnitt	nächster bekannter Nachweis	nat. WBP	Begründung	Abstufung Priorität
Lausitzer Neiße-9	Ref. 1	Lausitzer Neiße-6 > 49 km Entfernung	nein	<p>Lausitzer Neiße-6</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Altstadtwehr (Vierradenmühle) (AKZ 266) • WKA Ludwigsdorf II (AKZ 265) • Abschlagwehr ZodelPenzig (WKA Piensk - PL) (AKZ 259) <p>Lausitzer Neiße-8</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Nieder-Neundorf (AKZ 260) • Dachwehr Rothenburg (AKZ 262) • WKA Bremenwerk (AKZ 263) • WKA Lodenau (AKZ 276) • WKA Brischkenwehr Lodenau (WKA Sobolice - PL) (AKZ 282) 	3
Lausitzer Neiße-10	Ref. 1	Lausitzer Neiße-6 > 67 km Entfernung	nein	<p>Lausitzer Neiße-6</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Altstadtwehr (Vierradenmühle) (AKZ 266) • WKA Ludwigsdorf II (AKZ 265) • Abschlagwehr ZodelPenzig (WKA Piensk - PL) (AKZ 259) <p>Lausitzer Neiße-8</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Nieder-Neundorf (AKZ 260) • Dachwehr Rothenburg (AKZ 262) • WKA Bremenwerk (AKZ 263) • WKA Lodenau (AKZ 276) • WKA Brischkenwehr Lodenau (WKA Sobolice - PL) (AKZ 282) <p>Lausitzer Neiße-9</p> <ul style="list-style-type: none"> • WKA Klein Priebus (WKA Bukwka - PL) (AKZ 274) • Sohlschwelle Klein Priebus (AKZ 13264) • weitere QBW ohne Kenntnis der ökolog. Durchgängigkeit 	3

Ziel-gewässer	Referenz-abschnitt	nächster bekannter Nachweis	nat. WBP	Begründung	Abstu-fung Priori-tät
Schwarzer Schöps-3	Ref. 2	Schwarzer Schöps-1 > 38 km Entfer-nung	nein	<p>Schwarzer Schöps-1</p> <ul style="list-style-type: none"> • Wehr Steinmühle Oelisch (AKZ 2592) • Wehr ehm. Belgermühle (AKZ 2591) • Steinverbau an der Belgermühle Oelisch (AKZ 9548) • Mühlenwehr oh. Meuselwitz (AKZ 13204) • Sohlabsturz 13205 (AKZ 13205) • Sohlabsturz uh. Döbschütz (AKZ 9924) • Wehr Kirchmühle (AKZ 2467) • Hallaweher (AKZ 2468) Schwarzer Schöps-2 • Talsperre Quitzdorf (AKZ 2683) • Wehr Horscha (AKZ 2556) • Wehr Mehlingmühle Mücka (AKZ 2557) • Wehr Neudorf (AKZ 2559) • Hammerteichwehr Kreba (AKZ 2558) • Parkwehr Kreba (AKZ 3552) • weiteres QBW ohne Kenntnis der ökolog. Durchgängigkeit 	3
Zufluss v. Mahlteich/Wiedwas-ser	Ref. 1	Wesenitz-1 > 6,5 km Ent-fernung	nein	<p>Wesenitz-1</p> <ul style="list-style-type: none"> • Festes Wehr Neukirch (AKZ 1165) • WKA Krause (Alte Gerberei) (AKZ 1161) • Steinverbau (AKZ 11668) • Sohlbefestigung uh. Brücke Neu-kircher Str. (AKZ 4882) <p>Wiedwasser</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mühlteichwehr Heber Putzkau (AKZ 3227) • mehrere QBW ohne Kenntnis zur ökolog. Durchgängigkeit 	2

7.6.2.4 Mögliche Spendergewässer bzw. Herkunft

Da keine Daten über die jeweilige Größe der möglichen Spenderpopulation vorliegen, können nachfolgend nur die möglichen Spendergewässer benannt werden, die einen engen räumlichen Bezug aufweisen und in denen das Vorkommen der Elritze durch Nachweise belegt ist.

Tabelle 26: Mögliche Spendergewässer – Elritze

Zielgewässer	Referenzabschnitt	Mögliche Spendergewässer
Brunndöbrabach	Ref. 1 und 2	keine Nachweise im unmittelbaren Einzugsgebiet bekannt, Einzelfallprüfung
Kleine Röder	Ref. 1	Große Röder-4, Roter Graben, Große Röder-2
Langes Wasser	Ref. 2	Langes Wasser Abschnitt 1
Lausitzer Neiße-8	Ref. 1	Lausitzer Neiße-3 bis Lausitzer Neiße-6
Lausitzer Neiße-9	Ref. 1	Lausitzer Neiße-3 bis Lausitzer Neiße-6
Lausitzer Neiße-10	Ref. 1	Lausitzer Neiße-3 bis Lausitzer Neiße-6
Schwarzer Schöps-3	Ref. 2	Schwarzer Schöps-3
Zufluss v. Mahlteich/ Wiedwasser	Ref. 1	Wesenitz-1, Wesenitz-2

7.6.2.5 Vergleich Bedingungen Spender- und Zielgewässer

Wie in Kapitel 7.6.1.4 dargestellt liegen keine Angaben zur jeweiligen Spenderpopulation vor, weshalb die möglichen Spendergewässer derzeit nicht als gesicherte Spendergewässer angesehen werden können. Daher werden hier nur allgemeingültige Aussagen getroffen, die dann bei der Identifikation einer möglichen Spenderpopulation abgeglichen werden sollten. Zu diesen Kriterien gehören beispielsweise:

- Stoffliche Belastung
- Substratdiversität
- Kolmation
- Strukturdiversität (Mikro- und Mesohabitate)
- pH-Wert
- Leitfähigkeit
- Strömungsverhältnisse

7.6.2.6 Vorschlag zur Methodik (Anzahl, Dauer, Wiederholungen)

Die folgenden Ansätze können gemäß BLOHM et al. (1994) zur Anwendung kommen:

- Wildfänge mehrerer Altersklassen verwenden, die aus Beständen mit guter bis optimaler Dichte des gleichen Gewässersystems entstammen
- Besatzzahl sollte bei mind. 300 Tieren pro Besatz liegen
- zunächst ein einmaliger Besatz im Herbst
- bei ausbleibendem Erfolg Wiederholung des Besatzes mit den angegebenen Kriterien
- bei Besatz nach Zwischenvermehrung sollten 2-3-mal mind. je 200 zweisömmrige Fische besetzt werden
- regelmäßige Erfolgskontrolle

7.7 Sonderfall: Schneider

Der Schneider gilt in Sachsen als ausgestorben (FÜLLNER et al. 2016). Die Art ist aber in mehreren OWK als Begleitart in der Referenzzönose enthalten. Bei einer Wiederansiedlung des Schneiders würde eine in Sachsen ausgestorbene Art wieder etabliert werden, was einen relevanten Beitrag zur Erhaltung der biologischen Diversität in den sächsischen Fließgewässern darstellen würde. Darüber hinaus handelt es sich beim Schneider um eine Art, die bereits in anderen Bundesländern erfolgreich in Fließgewässern wiederangesiedelt wurde. Hierzu liegt insbesondere für Hessen eine detaillierte Dokumentation (BOBBE 2016, 2017, 2020, 2022) vor. Bei der Wiederansiedlung des Schneiders sollte die genetische Eignung der Spenderpopulation soweit als möglich berücksichtigt werden. Für Sachsen liegen vom Schneider historische Präparate in den Senckenberg Naturhistorischen Sammlungen vor, die 1904 in der Wesenitz gefangen wurden und die einzigen belegbaren Nachweise des Schneiders in Sachsen darstellen (Füllner et al. 2016). Aus dem Einzugsgebiet der Elbe sind lokal begrenzte Nachweise des Schneiders in Tschechien bekannt (Füllner et al. 2016). Die Art ist dort sehr selten und die Vorkommen stellen somit keine geeigneten Spenderpopulationen dar. Gegebenenfalls bieten diese Vorkommen die Möglichkeit, die genetischen Eigenschaften der ursprünglich in Sachsen verbreiteten Schneider zu ermitteln. Sollte dies nicht möglich sein, sollten für eine Wiederansiedlung Tiere verwendet werden, die aus Gewässern mit vergleichbaren Lebensraumbedingungen stammen.

7.7.1 Ökologie

Der Schneider gehört zu der Familie der Karpfenartigen (Cyprinidae). Die Art steigt gemäß TÖNSMEIER (1989) in Bächen der unteren Forellenregion bis 500 müM auf, wobei seine Präferenz jedoch auf der Äschen- und Barbenregion liegt (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989).

Tabelle 27: Übersicht Schneider (vgl. FÜLLNER et al. 2005)

Kriterium	Beschreibung für die Art Schneider
Familie	Cyprinidae
Habitatpräferenz	rheophil A
Mobilität	gering
Reproduktionsstrategie	lithophil
Ernährung	invertivor
Schonzeit	ganzjährig
Historisches Vorkommen	Elbe und Elbegebiet Wesenitz gilt seit 1938 in SN als ausgestorben
Biologie	kleiner Schwarmfisch klare, fließende Gewässer laicht Mai-Juni in fließenden Gewässern über Kiesbänken

Der Schneider ist gemäß BOHL et al. (2004) ein Portionslaicher, der seine Eier in das Kieslückensystem ablegt. Die Laichzeit liegt zwischen Ende Mai und August bei Wassertemperaturen von 14-24°C. Die Eier werden in der Regel nicht verdriftet, da sie durch ihre Haftzotten am Substrat festhaften. Die Dottersacklarven schlüpfen nach ca. 5-7 Tagen. Nachdem die Larven noch einige Tage im Substrat verweilen, wird nach ca. 1 Woche die Schwimmblase (Emergenz) gefüllt. Die Juvenilen kommen in Schwärmen zusammen und ernähren sich von Wirbellosen. Nach ca. 2 Jahren wird die Geschlechtsreife erreicht. Die Adulten präferieren Bereiche mit mäßiger bis starker Strömung (0,8-1,5 m/s). Es werden auch Schwarmbewegungen im Strömungsschatten größerer Steine beobachtet. Der Schneider kommt häufig in Gemischtschwärmen mit verschiedenen Fischarten und Altersklassen vor. Im Winter werden tiefere Gewässerbereiche aufgesucht (BREITENSTEIN & KIRCHHOFER 2010).

7.7.2 Wiederansiedlungsprojekte

Die Restbestände des Schneiders in Hessen weisen eine starke räumliche Isolation auf. Das führt dazu, dass sich die Art nicht auf ihr natürliches, historisches Verbreitungsgebiet ausbreiten kann. Um die Situation der Bestände des Schneiders zu verbessern, wurden deshalb Wiederansiedlungsprojekte begonnen.

7.7.2.1 Wesersystem – Nord- und Osthessen (Regierungspräsidium Kassel)

Die einzige größere Schneiderpopulation im Einzugsgebiet der Weser ist in der Orke bekannt. Zwei weitere Vorkommen sind aus der Efze und der unteren Schwalm bekannt. Innerhalb des Projektes wurden 2011 in der Orke ca. 100 adulte Schneider mittels Elektrofischerei gefangen und durch eine bis zu 2 Jahre dauernde Nachzucht in Teichen in Bad Münstereifel (Nordrhein-Westfalen) vermehrt. Der erste Besatz mit auf ca. 4-5 cm vorgestreckten Tieren erfolgte im Oktober 2012 in der Rhön (Ulster, Döllbach). Während in die Ulster ca. 1.000 Jungtiere besetzt wurden, waren es im Döllbach ca. 700. In den Folgejahren bis 2017 wurden jeweils 400 bis 1.000 Schneider besetzt. Auf Grund der zu geringen Zuchtzahlen fand 2018 kein Besatz statt. 2019 und 2020 wurden die Nüst, die Haune und die Wanne in das Besatzprogramm einbezogen.

Tabelle 28: Besatz Wiederansiedlungsprojekt im BR Hessische Rhön (vgl. DÜMPELMANN 2021)

Gewässer	Jahr	Anzahl der Besatztiere	Herkunft
Ulster	2012	1000 (4 - 5cm)	
Döllbach	2012	700 (4 - 5cm)	
Ulster	2013	600 (4 - 5cm)	
Döllbach	2013	400 (4 - 5cm)	
Ulster	2014	1000 (4 - 5cm)	
Döllbach	2014	1000 (4 - 5cm)	
Ulster	2015	900 (4 – 5 cm) + 50 (6 - 8 cm)	
Döllbach	2015	900 (4 – 5 cm) + 50 (6 - 8 cm)	
Ulster	2016	1000 (4 – 5 cm) + 50 (6 - 10 cm)	
Döllbach	2016	900 (4 – 5 cm) + 50 (6 - 10 cm)	
Ulster	2017	750 (4 – 5 cm)	
Döllbach	2017	750 (4 – 5 cm) + 50 (6 - 10 cm)	
Nüst	2019	1000 (4-5 cm) + 300 (6-8 cm)	
Haune	2019	160 (4-5 cm)	
Wanne	2019	40 (4-5 cm)	
Nüst	2020	2700 (4-5 cm) + 100 (6-8 cm)	
Haune	2020	200 (4-5 cm)	
Wanne	2020	60 (4-5 cm)	

2014 und 2015 erfolgte jeweils ein weiterer Besatz in den Gewässern Ulster und Döllbach. In regelmäßigen Abständen wird eine Erfolgskontrolle durchgeführt. In diesem Zuge wurden im August und September 2019 Unterschiede zwischen der Ulster und dem Döllbach festgestellt. Während in der Ulster keine Schneider nachgewiesen werden konnten, belegen die Kontrollen im Döllbach (Hessische Rhön) im Bereich Rothemann fünf Individuen. Es konnte dabei festgestellt werden, dass zwei der Individuen aus einer erfolgreichen Reproduktion des Vorjahres stammen. Auch in dem unterhalb gelegenen

Abschnitt bei Kerzell wurden an zwei Probestellen insgesamt 13 Tiere festgestellt. Darunter Jungtiere aus 2021 sowie Individuen aus 2018. Demnach ist im Döllbach von einer erfolgreichen Reproduktion auszugehen. Kontrollen aus dem Jahr 2021 belegen den Nachweis von zwei Schneidern im Döllbach bei Rothemann, 11 Exemplare im Döllbach bei Kerzell, 2 Individuen in der Nüst (Hünfeld) sowie 7 Tiere in der Haune (Margrethenaun) (vgl. BIOSPHÄRENRESERVAT-RHOEN 2025).

7.7.2.2 Rheinsystem – Mittelhessen (Regierungspräsidium Gießen)

In Mittelhessen liegt lediglich der Nachweis eines kleinen Vorkommens in der Wohra und eines größeren Vorkommens in der Felda vor. Als potentiell geeignetes Besatzgewässer wurde die Lahn ermittelt. Daraufhin erfolgte 2011 ein Besatz mit 178 Tieren und 2012 mit 353 Individuen. Im Rahmen des anschließenden Monitorings gelang im Bereich Biedenkopf kein Nachweis des Schneiders. 2013 wurden jedoch im Bereich Caldern 11 juvenile Individuen des Jahrgangs 0+ nachgewiesen.

Tabelle 29: Besatz Wiederansiedlungsprojekt Mittelhessen (RP=Rheinland-Pfalz) (vgl. HMUKLV & HESSEN FORST FENA 2014)

Gewässer	Jahr	Anzahl der Besatz-tiere	Herkunft	Monitoring
Lahn, Biedenkopf	2011	178	Hahnenbach (RP)	2012-2013: kein Wiederfang
Lahn, Caldern	2012	353		2013: 11 Juvenile 2014: 3 Ind. mit Reproduktionsnachweis

7.7.2.3 Rheinsystem – Südhessen (Regierungspräsidium Darmstadt)

Da in Südhessen nur noch wenige Nachweise der Art vorliegen, wurden zunächst die potentiellen Besatzgewässersysteme Nidda, Kinzig, Sinn, Finkenbach und Mümling hinsichtlich der Lebensbedingungen untersucht. Im zweiten Schritt wurden Wildfänge aus Gewässern in Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg besetzt. Die Besatzaktivitäten wurden 2009 in der Nidda begonnen und in den drei Folgejahren auf die Gewässer Kinzig und Sinn erweitert. 2013 wurde auch die Mümling, 2018/2019 die Aar und 2020 die Gerspenz mit Schneidern besetzt.

Tabelle 30: Besatz Wiederansiedlungsprojekt Südhessen (BW=Baden-Württemberg, RP=Rheinland-Pfalz) (vgl. HMUKLV & HESSEN FORST FENA 2014)

Projektgebiet	Besatzjahr	Anzahl	Ursprungsgewässer	Monitoring
Nidda	2009	97	Nagold (BW)	2009 - 2015
Nidda	2017	285	Nagoldsystem (BW)	2009 - 2015
Kinzig	2010	93	Glan (RP)	2010 - 2018
Kinzig	2011	522	Glan (RP)	2010 - 2018
Sinn	2012/2013	500	Glan (RP)	2012 - 2018
Mümling	2013	320	Kocher/Kupfer	2014 - 2018
Mümling	2014	243	Kocher/Kupfer	2014 - 2018
Mümling	2017/2018	1.241	ohne Angabe	2014 - 2018
Aar	2018	310	Hahnenbach	2018
Aar	2019	181	Glan (RP)	2018
Gerspenz	2020	570	Kinzig, Sinn, Nidda	2021

2020 konnte durch Auswertung von Befischungen an der Nidda nachgewiesen werden, dass der Schneider in der Nidda eine hohe Dominanz aufweist. In Kinzig und Sinn hat sich der Schneider ebenfalls etabliert. Dabei zeigt sich, dass in der Kinzig und der Bracht der Schneider seit 2016 und in der Sinn seit 2017 eine Leitart darstellt. In der Kinzig behindern jedoch die beiden Stauhaltungen Aufenau und Gelnhausen eine weitere Ausbreitung.

In der Mümling ist die Wiederansiedlung des Schneiders in der Untersuchungsstrecke vorerst gescheitert. Folgende Gründe können hierfür verantwortlich sein:

- hoher Prädationsdruck durch die Bachforelle
- reduzierte Fischfauna
- gewässerspezifische Belastung
- zu geringe Größe des Erstbesatzes
- genetischer Hintergrund der Spenderpopulation
- Nährstoffbelastung

In der Äschenregion der Aar im Taunus wurde 2017 eine morphologische Eignungsprüfung hinsichtlich des Wiederansiedlungspotentials für den Schneider durchgeführt und eine ca. 2,8 km lange Strecke zwischen Rückershäuser und Kettenbach für die Wiederansiedlung festgelegt. 2018 und 2019 wurden

in diesem Bereich 481 Schneider besetzt. Das Monitoring in den Jahren 2018 und 2020 konnte eine Reproduktion nachweisen, die bislang auf einen positiven Entwicklungstrend schließen lässt.

In der Gerspenz erfolgte 2020 der Besatz mit 570 Schneidern aus den südhessischen Gewässern Kinzig, Nidda und Sinn, die zwischenzeitlich über gute Schneidervorkommen verfügen. Während das 1. Monitoring (2021) keinen Schneidernachweis ergab, meldete der ASV Gerspental einen Schneidernachweis unterhalb der Besatzstrecken.

Das südhessische Schneider-Wiederansiedlungsprojekt wird bislang als erfolgreich eingestuft, sodass von einem wichtigen Beitrag zum Fischartenschutz und zur Wiederherstellung naturnaher Gewässer ausgegangen werden kann. In den Besatzgewässern Nidda, Sinn und Kinzig hat sich der Schneider als Leitart etabliert. In der Mümling ist die Wiederansiedlung des Schneiders in der Untersuchungsstrecke vorerst gescheitert.

7.7.3 Zielgewässer

Die möglichen Zielgewässer für die Wiederansiedlung des Schneiders bzw. der OWK, für die der Schneider in der Referenzzönose geführt wird, sind der Tabelle 31 zu entnehmen.

Tabelle 31: Mögliche Zielgewässer für die Wiederansiedlung des Schneiders (Stand WRRL Daten: 3. Bewirtschaftungsplan)

Wasserkörpername	OWK-ID	Abschnitt	MZB	Makrophyten
Alte Luppe	566922	Mündung bis Abzweigung Bauerngraben	unbefriedigend	mäßig
Elbe-cz/de	5-0	Gesamter WK	unbefriedigend	mäßig
Elbe-1	5-1	Gesamter WK	mäßig	mäßig
Elstermühlgraben	56672	Gesamter WK	schlecht	unbefriedigend
Göltzsch-3	5662-3	Mündung bis Brücke A 72 (4521605-5605065)	mäßig	mäßig
Klengelgraben	566846	Mündung bis See bei 4541480-5684495	kein OWK	
Neue Luppe	56692	Gesamter WK	unbefriedigend	mäßig
Parthe-3	5668-3	Untere WK-Grenze bis Einmündung Mittelgraben	unbefriedigend	mäßig
Parthe-4-	5668-4	Gesamter WK	schlecht	mäßig
Pleiße-2	5666-2	Untere WK-Grenze bis Einmündung Lauterbach	mäßig	mäßig
Pleiße-4a	5666-4a	Gesamter WK	gut	mäßig

Wasserkörpername	OWK-ID	Abschnitt	MZB	Makrophyten
Pleiße-4b	5666-4b	Gesamter WK	unbefriedigend	mäßig
Profener Elstermühlgraben	566592	Gesamter WK	mäßig	mäßig
Weißer Elster-3	566-3	Gesamter WK	mäßig	mäßig
Weißer Elster-4	566-4	Gesamter WK	unbefriedigend	mäßig
Weißer Elster-5	566-5	Landesgrenze (4512545-5609795) bis Einm. Forellenbach	mäßig	mäßig
Weißer Elster-7 ¹²	566-7	uh. Mdg. Forellenbach bis oh. Mdg. Schnauder	gut	mäßig
Weißer Elster-8	566-8	Gesamter WK	unbefriedigend	mäßig
Weißer Elster-9	566-9	Gesamter WK	mäßig	mäßig
Weißer Elster-10 ¹³	566-10	Gesamter WK	kein OWK	
Weißer Elster-11	566-11	Gesamter WK	mäßig	gut
Wesenitz-2	53716-2	Mündung bis Einmündung Schullwitzbach	mäßig	mäßig
Wyhra-1	56668-2	Gesamter WK	mäßig	gut
Wyhra-2	56668-3	Gesamter WK	gut	mäßig
Zauchgraben	566872	Mündung bis Brücke A 14 (4535910-5688245)	kein OWK	

¹² Kein eigenständiger OWK mehr. Der Abschnitt gehört zum OWK Weißer Elster (Süd) mit der Berichterstattung durch Sachsen-Anhalt.

¹³ Kein eigenständiger OWK mehr. Zuordnung zum OWK Weißer Elster-11.

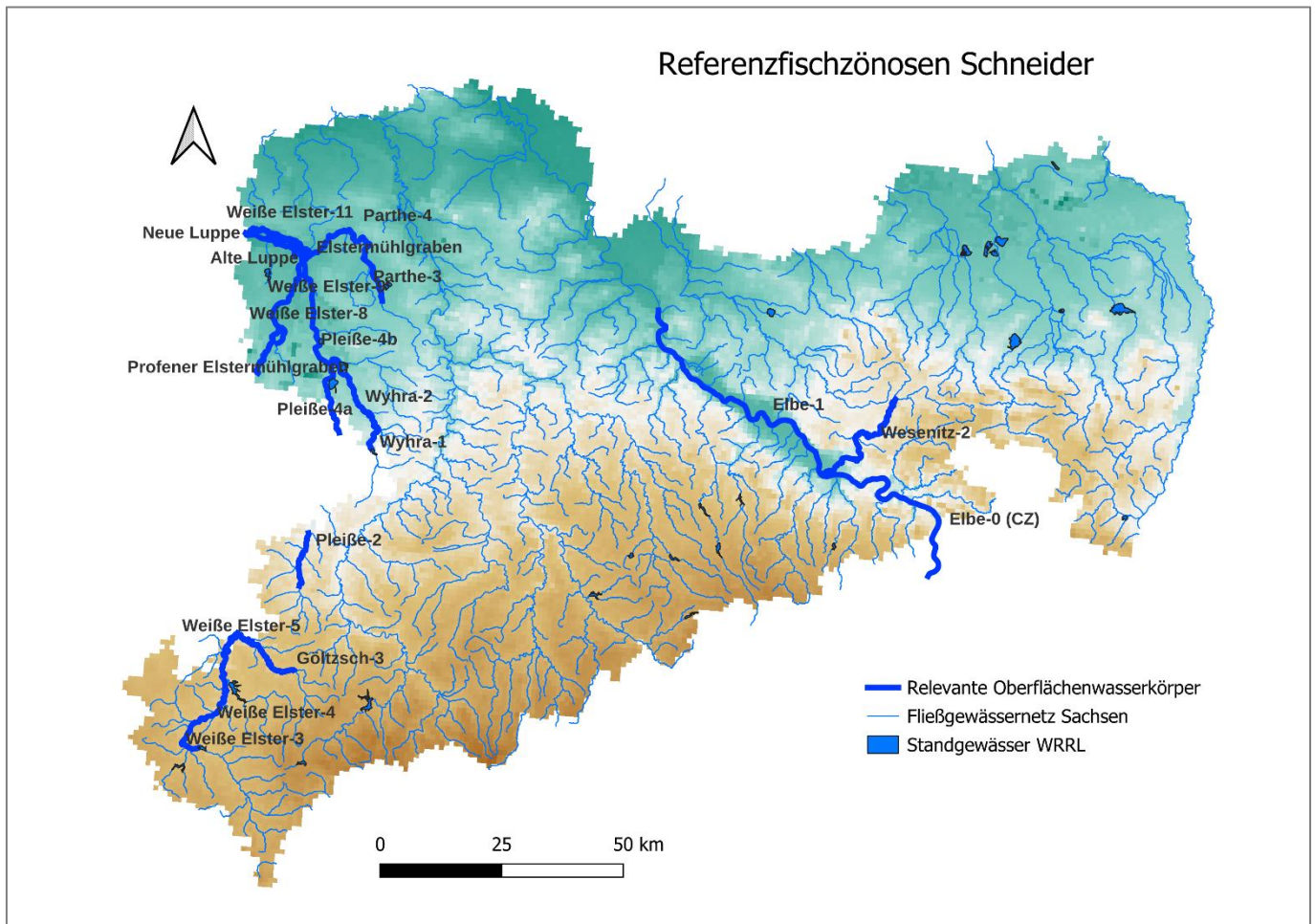


Abbildung 22: Mögliche Zielgewässer für eine Wiederansiedlung des Schneiders auf Grundlage der Nennung in der jeweiligen Fischreferenzzönose

Da keines der in Tabelle 31 aufgeführten Gewässer den Anforderungen der Kriterien zur Vorauswahl der Zielgewässer (vgl. Kapitel 6.2.1) entspricht, wird für diese Gewässer eine abweichende Vorgehensweise als zielführend erachtet. Bei allen potentiellen Zielgewässern für eine Wiederansiedlung mit dem Schneider ist detailliert zu prüfen, ob eine ausreichende Lebensraumfunktion gegeben ist. Zuerst ist eine Prüfung vorhandener Daten zum Zustand der Gewässer durchzuführen (Wasserbeschaffenheit, Strukturgüte, Abfluss) und vorliegende Defizitanalysen sowie Planungen (z.B. Vorhabens- und Sanierungspläne) zu sichten. Anschließend sind Ortsbegehungen an geeigneten Gewässern erforderlich. Die am besten geeigneten Gewässer werden dabei identifiziert und sollten in die weitere Planung einbezogen werden. Gewässer, an denen sich in absehbarer Zeit kein ausreichendes Habitatpotential einstellen wird bzw. deren Habitatpotential mittelfristig nicht mit geeigneten Maßnahmen soweit verbessert werden kann, dass eine Wiederansiedlung der Art möglich scheint, werden zurückgestellt. Vor einer möglichen Ansiedlung sind ggf. erforderliche Maßnahmen zur Aufwertung der Habitatstrukturen erforderlich. BOHL et al. (2004) geben hierzu folgende Hinweise:

- **Uferlinie:** Auflockerung der Uferlinie mit Flach- und Tiefwasserbereichen und Versteckmöglichkeiten sowie Sichtschutz (Felsen, Steine und Holzstrukturen mit Lückensystem, Baum- und Buschbestand)
- **Tiefenvariabilität:** Schaffung großer Tiefenvariabilität (mit Gumpen als Winterhabitat)
- **Strömungsheterogenität:** Gewährleistung einer großen Strömungsheterogenität (auch durch das Belassen und Einbringen von Totholz (kostengünstig!) zur Verbesserung der Struktureigendynamik des Gewässers, eventuell Bau von Bühnen)
- **Substratheterogenität:** Gewährleistung einer ausreichenden Geschiebedynamik durch Vermeidung von Stauhaltung und Förderung der Struktureigendynamik des Gewässers. Vermeidung von Kolmatierung der Gewässersohle zum Erhalt geeigneter Laichhabitate von Strömern
- **Seiten- oder Altarme:** Förderung der Bildung von Seitenarmen und dauerhafte Anbindung von Altarmen in ihrer wichtigen Funktion als Brut- und Winterhabitat
- **Durchgängigkeit:** Gewährleistung der Durchgängigkeit durch entsprechende Gestaltung von Querbauwerken (z. B. Auflösen von Wehren und Umbau in raue Rampen) oder Anlegen funktionaler Wanderhilfen
- **Wasserqualität:** Gewährleistung ausreichender Wasserqualität. Vermeiden von Eutrophierung. Keine Bauarbeiten während der Reproduktionsphase!
- **Wassermenge:** Einschränkung von Schwallbetrieben, vor allem in der Reproduktionsphase

7.7.4 Mögliche Spendergewässer bzw. Herkunft

Während der Schneider in Tschechien, der Slowakei und Ungarn noch in vielen Gewässern fester Bestandteil der Ichthyozönosen ist, sind die heutigen deutschen Vorkommen nur auf wenige Flüsse in Süd- und Westdeutschland beschränkt. Da der Schneider in Sachsen als ausgestorben gilt, ist eine Beschaffung von Besatztieren in unmittelbarer räumlicher Nähe ausgeschlossen. In anderen Bundesländern ist das Vorkommen des Schneiders wie folgt belegt:

- Brandenburg: Der Schneider wurde 2001 erstmals für Brandenburg im Grano-Buderoser Mühlenfließ (einmündender Bach in die Lausitzer Neiße) nachgewiesen (ROTHE 2002), dort handelt es sich allerdings um eine äußerst kleine Population mit Reproduktionsnachweis aus den Jahren 2002, 2004 und 2005 (vgl. SCHARF et al. 2011).
- Thüringen: Die Art gilt als ausgestorben/verschollen (MÜLLER et al. 2020). Aktuell besteht ein länderübergreifendes Wiederansiedlungsprojekt in der hessischen Ulster (vgl. HMUKLV & HESSEN FORST FENA 2014).

- Sachsen-Anhalt: Der Schneider gilt als ausgestorben bzw. verschollen (vgl. KAMMERAD et al. 2020 und KAMMERAD et al. 2012).
- Bayern (Oberfranken): Nachweise liegen aus der Aisch, Alster, Aurach (Mündungsbereich), Baunach, Kreck, Main (Mündungsbereich Regnitz), Mittlere Ebrach, Rauhe Ebrach (Mündungsbereich), Regnitz, Reiche Ebrach (Mündungsbereich), Roter Main (oberhalb Bayreuth) und Truppach vor (vgl. HOPF 2009).
- Hessen: An dieser Stelle wird auf Kapitel 7.7.2 verwiesen.

7.7.5 Vorschlag zur Methodik (Anzahl, Dauer, Wiederholungen)

Die folgenden Ansätze können gemäß BLOHM et al. (1994) zur Anwendung kommen:

- auf Grund fehlender natürlicher Vorkommen in Sachsen scheidet ein Besatz mit Wildfängen aus, daher ist die Zwischenvermehrung bzw. der Import zu prüfen
- 1-3-maliger Besatz mit Brütlingen (je ca. 1.000 Individuen), besser mit einsömmrigen Schneidern (je ca. 500 Individuen)
- regelmäßige Erfolgskontrolle

8 Makrozoobenthos

8.1 Literaturrecherche

8.1.1 Überblick

Makrozoobenthos (Synonyme: benthische Invertebraten, Makroinvertebraten) ist die Gemeinschaft von größeren, mit bloßem Auge sichtbaren wirbellosen Tieren, die in aquatischen Lebensräumen, insbesondere auf dem Gewässerboden, vorkommen. Diese Tiere spielen eine wichtige Rolle in aquatischen Ökosystemen und dienen als Indikatoren für die Wasser- und Habitatqualität sowie Umweltveränderungen. Viele Bäche und Flüsse werden seit Jahrzehnten durch verschiedene anthropogene Stressfaktoren (z.B. Einleitungen, Wasserentnahmen, Begradigung, Eintrag von Feinsediment, chemische Belastungen, veränderter Abfluss und Stofftransport, fehlende Durchgängigkeit) beeinflusst. Das Verschwinden empfindlicher Taxa, insbesondere verschiedener Arten von Steinfliegen-, Eintagsfliegen- und Köcherfliegenlarven ist alarmierend (ENGLAND et al. 2021): einerseits im Kontext des Biodiversitätsverlustes, andererseits da Makroinvertebraten zahlreiche Ökosystemprozesse unserer Fließgewässer beeinflussen (HAASE & PILOTTO 2019).

Vor einer Wiederansiedlungsmaßnahme muss eine konkrete Zielstellung festgelegt werden. Diese kann entweder die Wiederansiedlung einer Art oder die Erhöhung der Biodiversität zur Verbesserung der ökologischen Bewertung eines Gewässerabschnittes (DUMEIER et al. 2020; HAASE & PILOTTO 2019) sein. Neben der Wiederherstellung der typspezifischen Besiedlung kann es auch ein Projektziel sein, die funktionelle Vielfalt eines Gewässerabschnittes zu erhöhen.

Im letzten Jahrzehnt wurden viele Gewässer mit dem Ziel einer ökologischen Aufwertung strukturell saniert. Dabei wurde häufig versucht, heterogene Habitate im Gewässer zu schaffen, welche von verschiedenen Arten besiedelt werden können. Problematisch ist jedoch, dass es bisher keine rechtlichen und standardisierten Vorgaben gibt, den ökologischen Erfolg solcher Maßnahmen zu evaluieren (PALMER et al. 2005). Einige Forscherinnen und Forscher berichten über Erfolge (FRIBERG et al. 1998; KAIL et al. 2005), andere über gemischte Ergebnisse und Misserfolge (LEPS et al. 2016; PALMER et al. 2005; PILOTTO et al. 2019). Gründe für den Misserfolg von Renaturierungsmaßnahmen können sein, dass anthropogene Stressfaktoren weiter wirken (HAASE & PILOTTO 2019), es keine oder eine inkonsistente Erfolgskontrolle gab, die Zeitspanne zu kurzfristig für eine Besiedlung war, die Sanierung auf zu kleinem Maßstab durchgeführt wurde (ENGLAND et al. 2021) oder Quellpopulationen im Umkreis fehlen (SUNDERMANN et al. 2011). Der großflächige aquatische Diversitätsverlust (TONKIN et al. 2014) in Kombination mit im Mittel geringen Ausbreitungskapazitäten von benthischen Invertebraten (DEL-CLARO & GUILLERMO 2019) kann dazu führen, dass es keine sensitiven Taxa gibt, welche die renaturierten Stellen erreichen können.

An diese Lücke schließt der Gedanke an, benthische Invertebraten im gleichen Maße wie Säugetiere oder Fische wieder anzusiedeln (DOLNÝ et al. 2018; DUMEIER et al. 2020; HAASE & PILOTTO 2019; RUPPRECHT 2009).

In den letzten Jahrzehnten gab es verschiedene Projekte, welche die Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in Fließgewässern zum Ziel hatten. Im Rahmen unserer Literaturrecherche haben wir 41 solcher Projekte aus wissenschaftlichen Publikationen zusammengetragen. Die meisten Projekte hatten die Wiederansiedlung einer bestimmten Art zum Ziel (Vergleich Abbildung 23). Das waren hauptsächlich Muscheln (N = 18), gefolgt von Steinfliegen (N = 6), Krebsen (N = 5), Eintagsfliegen (N = 4) und Köcherfliegen (N = 1). Zwei Projekte in Deutschland versuchten möglichst viele sensible Arten des Makrozoobenthos als Artengemeinschaft wieder anzusiedeln und umfassten dementsprechend verschiedene Artengruppen (DUMEIER et al. 2020; HAASE & PILOTTO 2019). Obwohl es sich nicht um die Wiederansiedlung einer Fließgewässerart handelt, wurde auch die erfolgreiche Wiederansiedlung einer Libellenart in die Auswertung einbezogen, da dieses Projekt detailliert beschrieben ist und über Langzeitdaten nach der Wiederansiedlung verfügt (DOLNÝ et al. 2018).

Die Anfrage nach „grauer“ Literatur bei Behörden und Verbänden ergab keine zusätzlichen Projekte, die nicht die Wiederansiedlung von Großmuscheln oder Krebsen zum Ziel hatte. Für ein Projekt (DUMEIER et al. 2020) konnten jedoch auf diesem Wege die Daten der Erfolgskontrolle bereitgestellt werden (KIEL & KLIMENT 2022). Die freie Suche im Internet erbrachte eine weitere Publikation zu einem Projekt mit einer Steinfliegenart im Hochrhein (HANDSCHIN et al. 2009) und eine Veröffentlichung zur Wiederansiedlung einer Artengemeinschaft in den USA (KING COUNTY 2020).

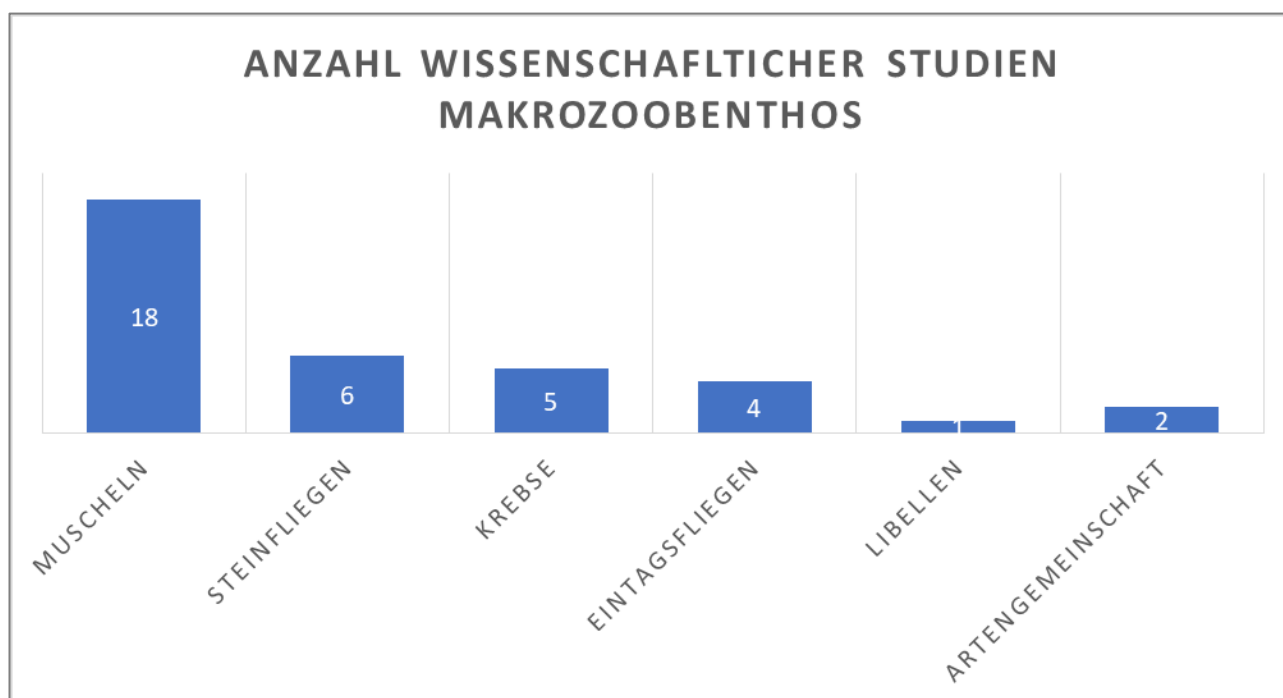


Abbildung 23: Anzahl wissenschaftlicher Studien zur aktiven Wiederansiedlung für verschiedene Gruppen des Makrozoobenthos

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über den Anteil der Studien mit Erfolg und Misserfolg, im Zusammenhang mit einer Erfolgskontrolle/Monitoring.

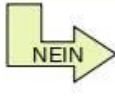
Tabelle 32: Ergebnisse der Literaturrecherche gelistet nach Erfolg und Misserfolg der Wiederansiedlung und Monitoring von Makrozoobenthos

	Anzahl der Studien	Relativer Anteil
Anzahl Studien insgesamt	41	-
Studien mit Monitoring	39	95%
Monitoring >1 Generation	19	48%
erfolgreiche Wiederansiedlung	10	24%
Erfolg und Monitoring >1 Generation	8	20%
Misserfolg und Monitoring >1 Generation	7	18%

Von den 41 Projekten hatten 95 % eine Erfolgskontrolle/Monitoring, wobei nur bei 48 % das Monitoring mehr als eine Generation der Tiere (Dauer des Monitorings 3-20 Jahre) andauerte (Vergleich Tabelle 32). Von den 41 Studien wurde bei 24 % das Projekt als erfolgreich bewertet. Acht davon hatten ein Monitoring über mehrere Generationen der Zielorganismen und mehrere Jahre. Davon wurden sechs Projekte in Europa durchgeführt. In diesen Projekten wurden zwei Muschelarten (NAKAMURA et al. 2022; ZAJĄC et al. 2018), eine Köcherfliegenart (VERDONSCHOT & VERDONSCHOT (unpubliziert) zitiert aus (JOURDAN et al. 2019), eine Steinfliegenart (RUPPRECHT 2009), eine Wanzenart, eine Schneckenart (beide AHLROTHÉ et al. (2003) zitiert aus (JOURDAN et al. 2019) und eine Libellenart (DOLNÝ et al. 2018) aktiv wiederangesiedelt.

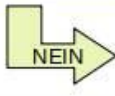
Wiederbesiedlungsmaßnahmen benötigen standardisierte Richtlinien um den gewünschten Erfolg zu erzielen und die Risiken (z.B. Ausbreitung von Krankheiten, genetische Homogenisierung, Populationsverlust) auf Gewässer und Artengemeinschaften zu reduzieren. CLINTON et al. (2022) stellen für die Planung von Wiederansiedlungsprojekten von benthischen Invertebraten ein Schema vor, welches sich an verschiedenen Fragen orientiert (Abbildung 24).

[1] Kommen in dem Fließgewässer nur wenige oder keine empfindlichen Arten vor und weist das Gewässer insgesamt eine geringe Artenvielfalt auf?



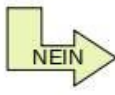
Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer mit einer bestehenden artenreichen Gemeinschaft ein.

[2] Wurde das Gewässer renaturiert / strukturell aufgewertet? Gibt es Grund zu der Annahme, dass die Artenvielfalt höher sein könnte?



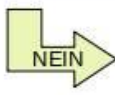
Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer ein, die noch nicht aufgewertet wurden und bei denen es keinen Grund gibt, anzunehmen empfindlichere Taxa zu beherbergen.

[3] Ist der Standort zu weit (>5 km) von einer Besiedlungsquelle entfernt, um eine natürliche Besiedlung der Zielarten zu erwarten?



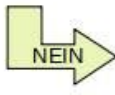
Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer ein, die eine lokale Besiedlungsquelle für die Zielarten haben.

[4] Gibt es eine geeignete Spenderstelle, die einen ähnlichen Lebensraum wie die Zielstelle und keine Krankheiten oder Neobiota aufweist?



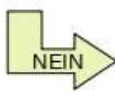
Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer ein, wenn es keine geeignete Spenderstelle gibt.

[5] Wird die Wiederansiedlung von allen Interessenvertreter/-innen (Behörden, Anwohnenden, Naturverbänden) und der Öffentlichkeit unterstützt?



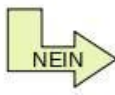
Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer ein, wenn es keine breite Unterstützung der Gemeinschaft für das Projekt gibt.

[6] Gibt es vor dem Projekt ausreichende Daten und finanzielle Ressourcen um den Erfolg abzuschätzen?



Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer ein, bevor ausreichende Daten und finanzielle Mittel vorliegen, um den Erfolg zu bewerten.

[7] Gibt es eine finanzierte und umfassende Erfolgskontrolle zur langfristigen Begleitung des Projektes?



Bringen Sie keine Arten in Fließgewässer ein, bevor es eine finanzierte langfristige Erfolgskontrolle gibt.

Sie können mit der Planung beginnen.

Abbildung 24: Fließschema wichtiger Aspekte zur Wiederansiedlung von Makrozoobenthos aus CLINTON et al. 2022

8.1.2 Geeignete Arten

Aufgrund der in allen publizierten Projekten in Fließgewässern relativ kurzen Monitoringzeiträume und der insgesamt geringen Zahl an Studien lassen sich konkrete als geeignet einzustufende Arten für eine nachhaltige Wiederansiedlung aus der Literatur bisher nicht ablesen. Projekte mit Großmuscheln und Flusskrebse (Astacoidea) wurden vernachlässigt, da sie die ökologische Bewertung nach EG-WRRL nicht maßgeblich bzw. nicht verbessern. Berücksichtigt wurden vor allem Projekte mit Arten der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen in Fließgewässern (Tabelle 33).

Tabelle 33: Publierte Projekte mit einzelnen EPT-Arten in Fließgewässern

Groß-gruppe	Art	Lebens-stadium	Erfolg	Dauer des Mo-nitorings	Land	Autor
Ephemeroptera	<i>Ephemera danica</i>	Larven; Eier	ja	knapp 2 Jahre	Großbri-tannien	BENNETT (2007) zitiert aus JOURDAN et al. (2019)
	<i>Ephemera gut-tulata</i>	Eier	? (1 Larve)	4 Jahre	USA	STOUT (2012)
	<i>Oligoneuriella rhenana</i>	Larven	nein	10 Jahre	Deutsch-land	RUPPRECHT (2008)
	<i>Palingenia lon-gicauda</i>	Larven so-wie aus Ei-ern im La-bor erbrü-tete Larven	wiederholte Ansiedlung; kein Erfolg bis 2022	seit 2008 bis mind. 2022	Deutsch-land	TITTIZER et al. (2008); LANUV (2023)
Plecoptera	<i>Isoperla goertzi</i>	Eier	nein	10 Jahre	Deutsch-land	RUPPRECHT (2008)
	<i>Isoperla oxylepis</i>	Eier	nein	10 Jahre	Deutsch-land	RUPPRECHT (2008)
	<i>Isoperla gram-matica</i>	Eier	nein	10 Jahre	Deutsch-land	RUPPRECHT (2008)
	<i>Perla marginata</i>	Eier, Larven	? (1 Larve)	10 Jahre	Deutsch-land	RUPPRECHT (2008)
	<i>Leuctra inermis</i>	Eier	nein (nach 5 Jahren wie-der ver-schwun-den)	> 5 Jahre	Deutsch-land	ZWICK et al. (2011) in JOURDAN et al. (2019)

Groß- gruppe	Art	Lebens- stadium	Erfolg	Dauer des Mo- nitorings	Land	Autor
	<i>Acroneuria fri- soni</i>	Eier	nein	1 Jahr	USA	CHABOT (2010) in JOURDAN et al. (2019)
	<i>Dinocras me- gacephala</i>	Eier, Larven, Adulte	nein	mehrere Jahre (n.a.)	Schweiz	HANDSCHIN et al. (2009)
Trichoptera	<i>Lepidostoma basale</i>	Larven	ja	4 Jahre	Nieder- lande	VERDONSCHOT & VERDONSCHOT (unpub.) in JOURDAN et al. (2019)

Von den publizierten Projekten konnte in keinem eine erfolgreiche Wiederansiedlung für mehr als 5 Jahre gezeigt werden. Der Fund einer einzigen Larve kann nicht als Erfolg im Sinne einer sich selbst erhaltenden Population angesehen werden (RUPPRECHT 2008; STOUT 2012). Die Wiederansiedlung von *Lepidostoma basale* wurde bis 4 Jahre nach der Umsetzung als erfolgreich eingestuft (VERDONSCHOT & VERDONSCHOT (unpub.) in JOURDAN et al. 2019). Jedoch lässt sich keine wissenschaftliche Publikation zu dem Projekt finden, was eine nicht längerfristige Wiederansiedlung vermuten lässt.

Ob der Misserfolg der aktiven Wiederansiedlung jedoch jeweils darin begründet war, dass die Zielarten nicht geeignet waren, lässt sich aufgrund der komplexen Wirkungszusammenhänge nicht schlussfolgern. Ebenso können eine ungeeignete Methodik oder unpassende Bedingungen im Empfängergewässer ursächlich für den Misserfolg sein.

Neben der aktiven Wiederansiedlung einzelner Arten wurde in drei Projekten die Wiederansiedlung ganzer Artengemeinschaften durchgeführt (Tabelle 34).

Tabelle 34: Publierte Projekte mit MZB-Artengemeinschaften in Fließgewässern

Autor	Methode	Wiederholung	Erfolg	Dauer des Monitorings		Land
Dumeier et al. (2020)	Natursubstratfallen (Netzsäckchen)	ja	ja	3 Jahre	8 (12) neue Arten	Deutschland
Haase & Pilotto (2019)	Kick Sampling (habitatspezifisch)	ja	?	?	noch keine Ergebnisse Monitoring	Deutschland
King County (2020)	Substratkästen	nein	ja	1 Jahr	2-3 neue Arten	USA

Auch bei der Umsiedlung von MZB-Artengemeinschaften sind die Zeiträume des Monitorings kurz und bislang unter 5 Jahren. Jedoch birgt die wiederholte Ansiedlung einer Artengemeinschaft zahlreiche Chancen auf nachhaltige Wiederansiedlung im Empfängergewässer.

Nur für *Leucorrhinia dubia*, eine Libellenart, wurde eine auch nach 15 Jahren erfolgreiche Wiederansiedlung in einem Standgewässer publiziert (DOLNY et al. 2018), so dass es nicht grundlegend ausgeschlossen erscheint, Arten des MZB erfolgreich wiederanzusiedeln.

8.1.3 Geeignete Spender- und Empfängergewässer

Geeignete **Spenderstellen** sind Gewässerabschnitte mit einer vielfältigen, gesunden und typspezifischen Artengemeinschaft oder einem häufigen Vorkommen der Zielart. Geeignete Spenderstellen weisen den gleichen Fließgewässertyp, ähnliche hydromorphologische Bedingungen und vergleichbare Gegebenheiten der Wasserbeschaffenheit auf (CLINTON et al. 2022; DUMEIER et al. 2020; HAASE & PILOTTO 2019). Oft eignen sich regionale Referenzstandorte. DUMEIER et al. (2020) setzten in einem Projekt in Nordrhein-Westfalen den guten ökologischen Zustand und eine Entfernung von max. 50 km zur Empfängerstelle voraus. In einer anderen Studie wurden mehrere Spenderstandorte eines Einzugsgebietes genutzt mit dem Ziel die genetische Vielfalt der eingeführten Taxa zu maximieren und die Widerstandsfähigkeit der etablierten Arten zu verbessern (CLINTON et al. 2022).

Es muss unbedingt darauf geachtet werden, dass keine Krankheitserreger (z.B. Krebspest) oder invasive Neobiota vorkommen, die ungewollt in das Empfängergewässer eingetragen werden könnten.

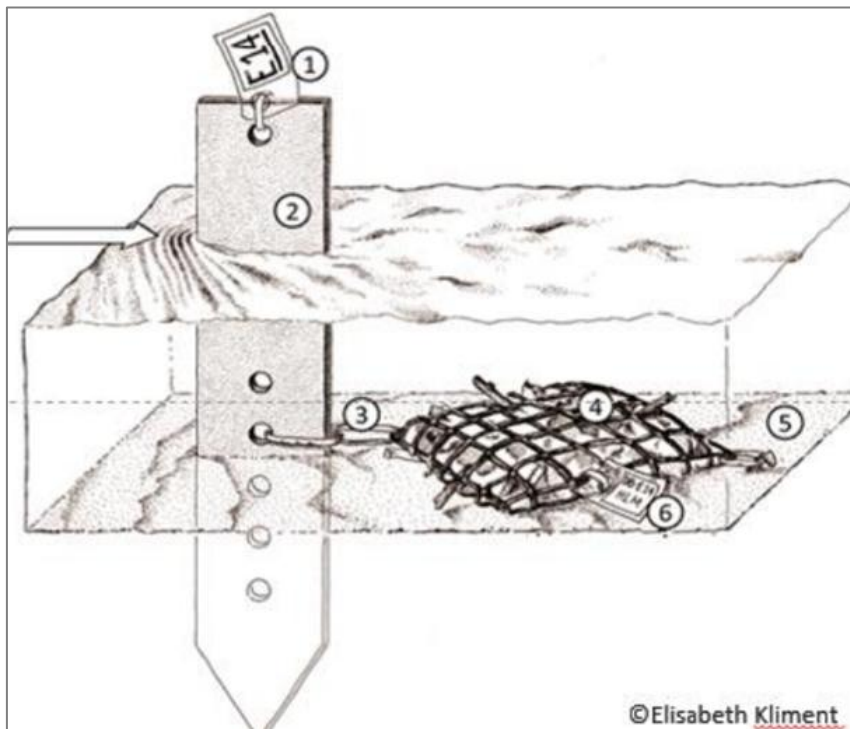
Empfängerstellen sind Gewässerabschnitte, die einen guten morphologischen Zustand und eine gute physiko-chemische Wasserqualität, jedoch eine verarmte benthische Artengemeinschaft aufweisen oder an der bestimmte Zielarten nicht vorkommen. Die Empfängerstelle muss die autökologischen Ansprüche der Zielart(en) erfüllen und im (historischen) Verbreitungsgebiet der Art(en) liegen (DOLNÝ et al.,

2018). Das längerfristige Fehlen der Zielart(en) muss nachgewiesen sein. Die Ursache für das Verschwinden der Art(en) muss bekannt und beseitigt sein (DUMEIER et al. 2020). In einem Umkreis von 5 km zur Empfängerstelle ist keine Quellpopulation vorhanden (DUMEIER et al. 2020) bzw. muss das Erreichen der Empfängerstelle durch Ausbreitungshindernisse eingeschränkt sein. CLINTON et al. (2022) weisen darauf hin, dass es mehr als ein Jahrzehnt dauern kann eine umfassende Taxaliste für einen Standort zu sammeln. In einem Versuch ermittelten sie: Zwei Drittel der seltenen Arten wurden in einem Zeitraum von 17 Jahren an 15 Probestellen nur einmal gefunden, weitere 20 % wurden in dem Zeitraum zwei bis dreimal gefunden. Um negative Auswirkungen durch die Verbreitung der Krebspest zu verhindern, setzten DUMEIER et al. (2020) für geeignete Empfängerstellen das Fehlen von Edelkrebsen voraus. Alternativ muss sichergestellt sein, dass in den Spendergewässern das Vorkommen neozoischer Krebse bzw. der Krebspest definitiv ausgeschlossen ist. Die Auswahl nach den in Nordrhein-Westfalen angesetzten Auswahlkriterien ergab zwei Gewässer, die für die Wiederansiedlung einer typspezifischen Artengemeinschaft geeignet waren (GELLERT et al. 2015; DUMEIER et al. 2020)

8.1.4 Geeignete Methodik

Je nach Zielstellung und Taxa variiert die verwendete Methodik. In den meisten Studien wurden wildlebende Tiere für die Wiederansiedlung eingesetzt, in einigen Tiere aus Zucht (Edelkrebs und Großmuscheln) und in einigen Eier, welche im Labor gewonnen wurden. Viele Arten des Makrozoobenthos kommen je nach Jahreszeit und Entwicklungsstadium als Ei, in verschiedenen Larvenstadien oder adultes Tier im Gewässer vor. Bei der Wiederansiedlung von Insekten wurden meist Larven verwendet, da diese einfacher zu sammeln sind und sich häufig als widerstandsfähiger und langlebiger erweisen (JOURDAN et al. 2019). Im Gegensatz dazu kann die Verwendung von Eiern aufgrund der hohen Sterblichkeit, schwerer Wiederauffindbarkeit und des erhöhten Risikos des Verdriftens ungünstig sein (DOLNÝ et al. 2018; RUPPRECHT 2009).

Ebenso ungünstig kann die Umsiedlung von adulten Insekten sein, da diese im neuen Lebensraum desorientiert sein können (HANNON & HAFERNIK (2007) in DOLNÝ et al. (2018); HANDSCHIN et al. 2009). Krebse und Mollusken wurden in den meisten Projekten als juvenile oder adulte Tiere umgesiedelt (JOURDAN et al. 2019). Bei Wiederansiedlungsprojekten, welche eine größtmögliche Artenzahl zum Ziel hatten, wurden besiedelte Substrate umgesetzt (DUMEIER et al. 2020; KING COUNTY 2020) oder die Individuen mittels Kick-Sampling entnommen (HAASE & PILOTTO 2019). Bei DUMEIER et al. (2020) besiedelten die meisten Arten Natursubstratfallen (Netzsäckchen gefüllt mit Holz-Blätter-Mischung (Vergleich Abbildung 25). Die Vielfalt der umgesiedelten Arten ist vermutlich höher, wenn verschiedene Substrattypen besiedelt oder beprobt werden. Allerdings steigt bei dieser Methodik auch die Gefahr ungewollte Organismen (z.B. Neobiota) umzusiedeln.



(1) Profiletikett, (2) Aluminiumprofil, (3) Kabelbinder, (4) Netzsack mit Natursubstratexponat (Holz-Laub-Mischung), (5) Zelthering, (6) Expositionsetikett

Abbildung 25: Schematische Darstellung der Natursubstrat-Exposition im Spenderstrom (DUMEIER et al. 2020)

Die Überlebensraten verschiedener aquatischer Insekten werden auf 1-6 % im Larvenstadium und 50-80 % im adulten Stadium quantifiziert (CLINTON et al. 2022; RUPPRECHT 2009). Die höheren Überlebensraten der Adulten an sich garantieren noch keine erfolgreiche Eiablage und damit Reproduktion im Zielbereich, was zum Teil die widersprüchlichen Angaben beim Vergleich von Erfolgsraten bei der Verwendung unterschiedlicher Entwicklungsstadien (Ei, Larve, Adult) erklärt. Weiterhin spielen die unterschiedlichen Methoden beim Einfangen im Spendergewässer, Transport und Einsetzen der Arten im Zielbereich eine erhebliche Rolle. Beispielsweise ist die Sterblichkeit bei der Verwendung von Natursubstratfallen zu einem Zeitpunkt mit möglichst späten Larvenstadien geringer als beim Kick-Sampling und bei der Erfassung früher Larvenstadien.

Die Aufrechterhaltung der genetischen Vielfalt hängt mit der Populationsgröße zusammen, die Einführung weniger Individuen kann zu Inzuchtdepression oder genetischer Drift führen (FRANKHAM et al. 2002 in DOLNÝ et al. 2018), wodurch die etablierte Population anfälliger für stochastische Ereignisse wird. RUPPRECHT (2009) siedelte in drei aufeinanderfolgenden Jahren (1997-1999) 7.000-13.000 Eier aus Laborkultur drei verschiedener Steinfliegenlarven (*Isoperla goertzi*, *Isoperla oxylepis*, *Isoperla grammatica*) aus Bächen der Eifel in die Selz (Rheinland/Hessen) um. In fast zehn Jahren Erfolgskontrolle wurden keine Larven, Adulten oder Exuvien wiedergefunden. Im Rahmen des gleichen Projektes wurden

10.000 Eier und einige Larven der Steinfliege *Perla marginata* umgesiedelt. Nach zehn Jahren des Monitorings wurde eine männliche *Perla marginata* Larve gefunden, was darauf schließen lässt, dass sich die Art bis in die dritte Generation vermehrt hat (RUPPRECHT 2009). In einem anderen Projekt wurde zweimal versucht die Eintagsfliege *Palingenia longicauda* in der Lippe (einem Nebenfluss des Rheins) wieder anzusiedeln, wo diese Art bis Ende des 19. Jahrhunderts vorkam (TITTIZER et al. 2008). Zur Wiederansiedlung von *Palingenia longicauda* wurden insgesamt etwa 80 Millionen Eier im Labor ausgebrütet und als Larven in das Flussbett eingesetzt. Die dabei benutzten Kunststoffröhren sollten die Ansiedlung auf dem Sediment fördern und ein unmittelbares Verdriften der Larven vermeiden. Zusätzlich wurden 1.200 Larven des ersten und zweiten Larvenstadiums aus der Theiß (Ungarn) in die Lippe entlassen. Fließgewässertyp, Artenzusammensetzung der Makroinvertebraten, Wasserbeschaffenheit und Sohlsubstratzusammensetzung wurden zuvor zwischen den Standorten verglichen und als hinreichend ähnlich beurteilt, um eine Wiederansiedlung im Empfängergewässer zu unterstützen (TITTIZER et al. 2008). Es hat sich jedoch kein Erfolg gezeigt, d. h. es ist seit dem Jahr 2008 kein Individuum von *P. longicauda* in der Lippe erfasst worden. Im Gegensatz dazu wurden 2.400 Larven der Köcherfliegenlarve *Lepidostoma basale* zunächst erfolgreich in einem niederländischen Tieflandbach angesiedelt (VERDONSCHOT & VERDONSCHOT, unpublished data in JOURDAN et al. 2019). Nach vier Jahren konnten einzelne Imagoes der Art stromauf- und -abwärts gefunden werden. HANDSCHIN et al. (2009) wendeten in drei aufeinander folgenden Jahren verschiedene Methoden zur Wiederansiedlung einer Steinfliegenart an: so wurden Adulte eingefangen und am Empfängergewässer ausgesetzt oder sie wurden bis zur Eiablage im Labor gehalten, so dass Eier ins Empfängergewässer eingebracht wurden. Es wurden frisch geschlüpfte Larven, die im Labor erbrütet worden waren, in das Empfängergewässer eingebracht. Das Projekt war nicht längerfristig erfolgreich, jedoch sehen HANDSCHIN et al. (2009) nicht das methodische Vorgehen als Ursache für den Misserfolg.

Bei der längerfristig erfolgreichen Wiederansiedlung der Libelle *Leucorrhinia dubia* (Stillwasserart) war die Umsiedlung von 80 Larven im letzten Larvenstadium zielführend (DOLNÝ et al. 2018). Die Tiere wurden im Jahr 2001 von einem durch Industrie bedrohten Habitat in Slowenien in ein Naturreiservat nach Tschechien (Kudlačena Natural Monument) umgesiedelt. Das über fünfzehn Jahre andauernde Monitoring zeigte eine beständig wachsende Population. Den Erfolg sehen die Autorinnen und Autoren neben dem Fokus auf die Umsiedlung des letzten Larvenstadiums in der ausgezeichneten Habitatqualität der Empfängergewässer.

Die unterschiedlichen Arten des Makrozoobenthos haben verschiedene Lebenszyklen mit Phasen der Reproduktion, Schlupf, Larvalentwicklung und (bei merolimnischen Insekten) Emergenz. Der Lebenszyklus einer Zielart beeinflusst also, wann und wie oft Taxa eingefangen und umgesiedelt werden können (CLINTON et al. 2022). Durch Wiederholungen von Ansiedlungen zu verschiedenen Zeitpunkten kann

die Chance erhöht werden, eine Art oder Artengemeinschaft zu einem günstigen Zeitpunkt umzusiedeln. Beispielsweise wurden bei DUMEIER et al. (2020) drei Wiederholungen (Winter und Sommer) in zwei Jahren gewählt, bei HAASE & PILOTTO (2019) sechs Wiederholungen in einem Jahr. HANDSCHIN et al. (2009) empfehlen ebenfalls das wiederholte Aussetzen einer Zielart im Empfängergewässer, um so auch Risiken von Extremereignissen wie Hochwasser auf den Erfolg des Projektes zu reduzieren. Laut CLINTON et al. (2022) besteht ein wissenschaftlicher Bedarf, Leitlinien hinsichtlich geeigneter Zeitpunkte und Anzahl von Wiederholungen für erfolgversprechende Wiederansiedlungen festzulegen, wobei zu berücksichtigen ist, dass diese Entscheidung sowohl regions- als auch zielspezifisch ist.

8.1.5 Ursachen für Erfolg / Misserfolg

Die Erfolgsdefinition eines spezifischen Wiederansiedlungsprojektes hängt von den Projektzielen ab und sollte vor Beginn feststehen. Erfolg kann die Etablierung einer selbsterhaltenden Population (DOLNÝ et al. 2018), die Verbesserung der ökologischen Bewertung (DUMEIER et al. 2020; HAASE & PILOTTO 2019; MACNEALE 2020) oder die Verhinderung des Aussterbens einer Art (NAKAMURA et al. 2022) sein.

Als Erfolg im Rahmen der Zielsetzung dieses Projektes wird die Etablierung von sich reproduzierenden Populationen an Leitarten bzw. typspezifischen Arten verstanden, wie er auch bei (JOURDAN et al. 2019) definiert wird.

Aufgrund der komplexen Wirkungszusammenhänge können konkrete Ursachen für Erfolg oder Misserfolg einer aktiven Wiederbesiedlung meist nur vermutet werden. In der ausgewerteten Literatur werden als Faktoren für Erfolg günstige und zu den autökologischen Artansprüchen passende Umweltfaktoren, hochwertige Habitate in den Empfängergewässern und die Eignung der Tiere (gutes Handling, gute Wiederauffindbarkeit) angeführt. Einschränkend ist zu erwähnen, dass in nur sehr wenigen der publizierten Projekte der Monitoringzeitraum länger als 3 Jahre war, so dass in vielen Fällen der längerfristige Erfolg der Wiederansiedlungsmaßnahme nicht untersucht wurde. Als Ursachen für nicht erfolgreiche Wiederansiedlungen werden hauptsächlich abiotische Faktoren, suboptimale Habitate, Extremereignisse kurz nach der Umsetzung (Handschin et al. 2009), hohe Konkurrenz durch bspw. Neozoen im Empfängergewässer (Handschin et al. 2009) und schwere Wiederauffindbarkeit der Tiere (Rupprecht 2009; Zwick et al. 2011) gesehen.

Bei ZWICK et al. (2011) wurde die angesiedelte Steinfliegen-Art *Leuctra inermis* über fünf Jahre nach der Ansiedlung nachgewiesen und verschwand dann wieder. Auch der Fund nur eines Individuums der Zielart nach mehreren Jahren sollte nicht als Erfolg im Sinne der Etablierung einer sich selbst reproduzierenden Population bewertet werden (RUPPRECHT 2009; STOUT 2012). Bei vielen Studien ist der längerfristige Erfolg der Wiederansiedlung unklar, weil es keine langfristigen Daten einer Erfolgskontrolle gibt. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass es deutlich mehr Wiederansiedlungsprojekte

gibt, welche entweder nicht dokumentiert wurden oder in uns unzugänglichen Sprachen publiziert sind. JOURDAN et al. (2019) gehen in ihrem Review zu aquatischen Wiederbesiedlungsprojekten davon aus, dass mehr erfolgreiche Studien publiziert werden als Projekte ohne Erfolg, so dass die Erfolgsraten in der Realität wahrscheinlich noch geringer ausfallen als anhand der verfügbaren Daten angenommen.

JOURDAN et al. (2019) sehen die Schwierigkeit merolimnische Insekten wieder anzusiedeln in der Komplexität ihrer Lebenszyklen. Die umgesiedelten Eier oder Larven sind sehr sensibel gegenüber den Umweltbedingungen und haben nur eine einzige Chance sich nach Emergenz fortzupflanzen. Als merolimnische Organismen verlassen sie zur Emergenz das Wasser, so dass auch die Bedingungen des Gewässerumfeldes die Artansprüche erfüllen müssen. Hololimnische Arten haben demgegenüber bestenfalls mehrere Fortpflanzungsperioden die Chance sich zu reproduzieren. Aus Tabelle 32 wird deutlich, dass es für die Hälfte der dokumentierten Projekte keine Erfolgskontrolle gibt, welche die Populationsentwicklung der Zielorganismen länger als eine Generation nach Wiederansiedlung erfasste. Obwohl erheblicher finanzieller und personeller Aufwand geleistet wurde und Umsiedlungen mit einem Risiko für die Biozönose einhergehen (CLINTON et al. 2022; DOLNÝ et al. 2018), gibt es für diese Projekte keine Erkenntnisse, ob sie zu einer ökologischen Verbesserung oder zum langfristigen Schutz der Arten beigetragen haben.

8.1.6 Geeignetes Monitoring

Zeitliche Dauer und Design der Erfolgskontrolle hängen von der Zielstellung ab. Für die Erfolgskontrolle sehr geeignet ist das BACI-Stichprobendesign (Vor-Nach-Kontrolle-Wirkung), um den Artenreichtum an Kontroll- und Wiederansiedlungsstandorten zu vergleichen. Mit dem BACI-Design kann die Wirkung von Umweltfaktoren herausgerechnet werden. Anhand von Daten aus der Zeit vor und nach der Wiederansiedlung an Empfänger- und Kontrollstandorten kann häufig festgestellt werden, ob die Veränderungen der Artenvielfalt an den Empfängerstandorten auf die Wiederansiedlung oder auf natürliche Schwankungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft zurückzuführen sind (CLINTON et al. 2022). Der Vergleich von stromaufwärts gelegenen Kontrollstrecken mit stromabwärts gelegenen Wirkungsstrecken ist nur begrenzt geeignet, da Organismen auch stromaufwärts wandern können (ELLIOTT 2003). Die Länge des Monitorings hängt vom Lebenszyklus der Zielorganismen (z.B. bei Muscheln lange und komplexe Lebenszyklen), dem Belastungsgrad des Gewässers und den ökologischen Gegebenheiten ab. In der Literatur finden sich Zeiträume um die 5 Jahre (CLINTON et al. 2022), um statistische signifikante Veränderungen in der Artenvielfalt nachzuweisen. HAASE & PILOTTO (2019) empfehlen im ersten Jahr nach der Umsiedlung keine Kontrolle durchzuführen um die Tiere nicht zu sehr zu stören. Bei DOLNÝ et al. (2018) wurde die Zielart über fünfzehn Jahre nach Wiederansiedlung begleitet. Das Monitoring fand zunächst viermal jährlich, in den Jahren danach einmal im Jahr statt. Kontrolltechniken waren das Aufsammeln von Exuvien und Adulten (capture-mark-recapture) und Larven. Vierzehn Jahre nach der

Wiederansiedlung wurden 96 Gewebeproben genetisch analysiert um die genetische Vielfalt der neuen Population zu ermitteln. Bei hemimetabolen Arten empfiehlt es sich, in das Monitoring das juvenile und das adulte Lebensstadium einzubeziehen (DOLNY et al. 2018).

Die Wichtigkeit langfristiger Ergebnisse zeigt sich auch bei RUPPRECHT (2009), dort wurde die Zielart über 5 Jahre nachgewiesen und verschwand dann wieder. Die Zeitspanne zwischen der eigentlichen Umsiedlung und der ökologischen Wirkung kann viele Jahre dauern, was bei der Planung von Umsiedlungsprojekten mit zu berücksichtigen ist.

In dem von DUMEIER et al. (2020) beschriebenen Projekt wurden für das Monitoring nach 3 Jahren 40 Substratfallen, die für die Umsiedlung genutzt wurden, für einen Monat im Empfängergewässer ausgebracht (KIEL & KLIMENT, Vortrag 2022). Mittels genetischer Analyse wurde ergänzend die Herkunft von drei der neu vorkommenden Arten untersucht.

Auch DOLNY et al. (2018) empfiehlt zu den quantitativen Erfolgskontrollen begleitende genetische Analysen, um Informationen über die Populationsgenetik und -dynamik zu gewinnen.

8.1.7 Zulässigkeit der aktiven Wiederansiedlung

Vor einer aktiven Wiederansiedlungsmaßnahme müssen verschiedene Kriterien geprüft werden, um herauszufinden, ob die Maßnahme angemessen und notwendig ist:

- Liegen ausreichend Daten zur historischen und aktuellen Besiedlung der Zielart vor?
- Wurden alle relevanten physikalisch-chemischen und strukturellen Stressoren beseitigt, so dass die autökologischen Ansprüche der Zielart(en) erfüllt sind?
- Ist die natürliche Wiederbesiedlung in angemessener Zeit nicht zu erwarten?

In der Literatur finden sich Zeiträume von 5- 50 Jahren für eine natürliche Besiedlung von Makrozoobenthos nach Stressereignissen je nach Gewässertyp und Belastungsgrad (CLINTON et al. 2022; HERING et al. 2015; SUNDERMANN et al. 2011). Nach den Angaben in LAWA (2019) liegen die Zeiträume zur natürlichen Wiederbesiedlung zwischen 5 und 30 Jahren, in Abhängigkeit von geographischer Lage und Intensität der strukturellen Degradation. Ein geringes Wiederbesiedlungspotential sowie ein starker Einfluss von Neobiota können die Zeiträume zusätzlich verlängern.

Benthische Wirbellose breiten sich durch Flug, Drift und Auf-/ Abwärtswanderung im Gewässer aus (DECLARO & GUILLERMO 2019; ELLIOTT 2003; TONKIN et al. 2014). Grundsätzlich sind Ausbreitungsart und -fähigkeit von benthischen Invertebraten sehr taxonspezifisch und unterscheiden sich zwischen unterschiedlichen Merkmalsgruppen deutlich (DUMEIER et al. 2020). Für benthische Invertebrate wird der erste Kilometer entlang der Uferkorridore als besonders wichtig für die Besiedlung angenommen (TONKIN et al.

2014). SUNDERMANN et al. (2011) untersuchten 24 unterschiedliche Renaturierungsprojekte in Deutschland. Nur dort, wo Quellpopulationen zusätzlicher erwünschter Taxa innerhalb eines 0-5 km-Ringes um die renaturierten Standorte existierten, verbesserte sich die Zusammensetzung der Artengemeinschaft der benthischen Wirbellosen nach der Renaturierung. DUMEIER et al. (2020) legten daher das Kriterium eines 5 km Radius ohne Quellpopulationen für ihre potentielle Wiederbesiedlungsstelle fest.

Für die Ausbreitung im Gewässer muss die Gewässerdurchgängigkeit gegeben sein. Hier müssen vor allem Wanderhindernisse wie Querbauwerke und Rückstaubereiche berücksichtigt werden. Insbesondere lange Rückstaubereiche stellen in Fließgewässern für viele Arten Wanderhindernisse bzw. tödlich wirkende Fallen aufgrund Prädation oder letal wirkender Lebensbedingungen dar (BORCHERDING 2024).

8.1.8 Wissensdefizite und weiterer Untersuchungsbedarf

Aus der Literaturrecherche wird grundsätzlich deutlich, dass die aktive Wiederansiedlung von Makrozoobenthos bisher nur sehr wenige langfristige und dokumentierte Erfolge hat.

Die größten Wissensdefizite bestehen hinsichtlich langjähriger Monitoringdaten nach der Durchführung von Wiederansiedlungen, so dass langfristig erfolgreiche Methoden und geeignete Art(en) identifiziert werden können. Von den ausgewerteten Publikationen konnte nur ein Projekt einen Wiederansiedlungserfolg nach mehr als 10 Jahren vorweisen, wobei es sich um ein Ansiedlungsprojekt in einem Stillgewässer handelte. Für alle Studien ohne längerfristigen Erfolg blieben aufgrund sehr komplexer Wechselwirkungen mögliche Ursachen im Bereich von Vermutungen. Daher steht im Ergebnis dieser Literaturrecherche keine eindeutige Auswahl geeigneter Organismen und geeigneter Methoden, sondern vielmehr zeichnet sich die Notwendigkeit ab, Pilotprojekte mit Langzeitmonitoring zu wagen, um zu einer gesicherteren Datenbasis zu gelangen.

Die meisten Projekte fanden im Rahmen von wissenschaftlichen Forschungsprojekten und Drittmittelförderung statt. Daraus resultieren kurze Zeiträume des Monitorings nach der Wiederansiedlung und das Fehlen von Langzeitdaten. Hier sollte vor Beginn einer Maßnahme zur aktiven Wiederansiedlung ein langjähriges Monitoring finanziell abgesichert werden, um den Erfolg oder Misserfolg der durchgeführten Wiederansiedlung zu untersuchen und auch mögliche Ursachen identifizieren zu können.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Risiken zur Verbreitung von Krankheitserregern und Neobiota zwischen Spender- und Empfängergewässern.

8.2 Ableitung potentieller Zielgewässer

8.2.1 Vorauswahl potentieller Zielgewässer

Für das Makrozoobenthos werden diejenigen OWK als potentielle Zielgewässer vorausgewählt, in denen die Bewertung in keinem der beiden Bewirtschaftungszeiträume mit gut oder besser als gut bewertet wurde und der ökologische Zustand / das ökologische Potential der Fische mindestens in einem der beiden BWZ gut oder besser war (vgl. Tabelle 35). Als besonders geeignet für eine aktive Wiederansiedlung werden die OWK angesehen, in denen die beiden anderen BQK (Fische, Makrophyten) bereits eine gute Bewertung erreichen (Optionen A bis C, Tabelle 35). Die Anwendung der Optionen A bis C für die Vorauswahl führte zu einer sehr geringen Anzahl von OWK, so dass im nächsten Schritt die OWK in die Vorauswahl einbezogen wurden, in denen nur die Fische in einem der beiden BWZ die Zustandsbewertung gut oder besser auswiesen (Optionen D bis G, Tabelle 35). In diesen OWK wären parallel Maßnahmen der aktiven Wiederansiedlung für Makrozoobenthos und Makrophyten erforderlich, um insgesamt eine gute Bewertung des ökologischen Zustands / Potentials für den OWK zu erreichen. Zusätzlich wurden in die Vorauswahl auch diejenigen OWK einbezogen, in denen die Bewertung des Makrozoobenthos in beiden Bewirtschaftungszeiträumen nicht statistisch gesichert war, was auf eine Artenverarmung hindeutet (Option G, Tabelle 35). Bei Option G sind die Bewertungen von Makrophyten und Fischen nicht relevant.

Folgende Optionen werden in die Vorauswahl der OWK einbezogen:

- A: Bewertungen in beiden BWZ (2015 und 2021) stabil: MZB - mäßig oder schlechter, Makrophyten / Fische - gut oder besser
- B: Bewertung 2021 maßgeblich: MZB - mäßig oder schlechter, Makrophyten / Fische - gut oder besser; Bewertung 2015: MZB schlechter als gut
- C: Bewertung 2015 maßgeblich: MZB - mäßig oder schlechter, Makrophyten / Fische - gut oder besser; Bewertung 2021: MZB schlechter als gut
- D: Bewertung Fische in beiden BWZ (2015 und 2021) gut oder besser, MZB / Makrophyten schlechter als gut
- E: Bewertung 2021 maßgeblich: Fische gut oder besser, MZB / Makrophyten schlechter als gut in beiden BWZ
- F: Bewertung 2015 maßgeblich: Fische gut oder besser, MZB / Makrophyten schlechter als gut in beiden BWZ
- G: Bewertung MZB in beiden BWZ (2015 und 2021) ungesichert, unabhängig von Bewertungen Fische / Makrophyten

Tabelle 35: Optionen für die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für Makrozoobenthos

Option	Zustandklasse BWZ 2015			Zustandklasse BWZ 2021		
	MZB	Makrophyten	Fische	MZB	Makrophyten	Fische
A	≥ 3	≤ 2	≤ 2	≥ 3	≤ 2	≤ 2
B	≥ 3	-	-	≥ 3	≤ 2	≤ 2
C	≥ 3	≤ 2	≤ 2	≥ 3	-	-
D	≥ 3	≥ 3	≤ 2	≥ 3	≥ 3	≤ 2
E	≥ 3	≥ 3	≥ 3	≥ 3	≥ 3	≤ 2
F	≥ 3	≥ 3	≤ 2	≥ 3	≥ 3	≥ 3
G	ungesichert	-	-	ungesichert	-	-

≤ 2 = gut und besser

≥ 3 = schlechter als gut

- = Bewertung nicht maßgeblich

Insgesamt ergab die Vorauswahl für potentielle Zielgewässer für Makrozoobenthos in Sachsen 41 OWK (Tabelle 36). Dabei wiesen hinsichtlich der Bewertung der drei biologischen Qualitätskomponenten nur fünf OWK stabile Bewertungen über beide Bewirtschaftungszeiträume auf (Option A und Option D).

Tabelle 36: Anzahl OWK nach Vorauswahl für potentielle Zielgewässer MZB

Filterop-	A	B	C	D	E	F	G
Anzahl OWK	2	3	5	3	2	13	13

Die durch die Vorauswahl identifizierten OWK in Sachsen und ihren jeweiligen Gewässertyp stellt die folgende Tabelle zusammen.

Tabelle 37: Vorauswahl OWK für Wiederbesiedlung mit Makrozoobenthos

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	LAWA FG-Typ
A) 2015+2021	Fleißebach	OBF46800	5
A) 2015+2021	Rauner Bach	OBF49501	5
B) 2021	Elbe-0	OBF00200	10
B) 2021	Schafbach (Weiße Elster)	OBF50009	5
B) 2021	Rumpelbach (Weiße Elster)	OBF50212	5
C) 2015+	Lohbach	OBF04450	5
C) 2015+	Schwarzer Graben (Weinske)	OBF16360	15
C) 2015+	Haselbach	OBF28901	5
C) 2015+	Kaltbach	OBF21610	5
C) 2015+	Kleine Spree-2	OBF22101	15
D) Fische gut 2015+2021	Crinitzer Wasser	OBF42210	5
D) Fische gut 2015+2021	Bielabach	OBF37600	5

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	LAWA FG-Typ
D) Fische gut 2015+2021	Wuischker Wasser	OBF23511	5
E) Fische gut 2021	Rote Weißeritz-1	OBF10900	5
E) Fische gut 2021	Schwarzer Schöps-1	OBF23610	5
F) Fische gut 2015	Klosterwasser-1	OBF27400	5
F) Fische gut 2015	Kleine Röder-2*	OBF30700	5
F) Fische gut 2015	Chemnitz-1	OBF44700	9
F) Fische gut 2015	Chemnitz-2	OBF45011	9
F) Fische gut 2015	Frankenauer Bach*	OBF43902	5
F) Fische gut 2015	Bobritzsch*	OBF33100	5
F) Fische gut 2015	Rodelandbach*	OBF33500	5
F) Fische gut 2015	Große Striegis-3	OBF33901	9
F) Fische gut 2015	Pöhlbach (OWK Pöhla-1)	OBF36200	5
F) Fische gut 2015	Kröstaubach*	OBF50006	5
F) Fische gut 2015	Rosenbach*	OBF51100	5
F) Fische gut 2015	Tremnitzbach*	OBF50213	5
F) Fische gut 2015	Petersbach (OWK Pließnitz-1)	OBF19500	5
G) ungesichert	Triebisch-2	OBF12900	9
G) ungesichert	Vincenzgraben	OBF27701	11
G) ungesichert	Wilzsch-1	OBF40631	11
G) ungesichert	Planitzbach	OBF39402	5
G) ungesichert	Moritzbach	OBF39501	5
G) ungesichert	Dorfbach Oberschindmaas	OBF39601	5
G) ungesichert	Leukersdorfer Bach	OBF45101	5
G) ungesichert	Lober-3	OBF49150	15
G) ungesichert	Trieb-3	OBF51401	9
G) ungesichert	Kleine Spree-2	OBF22101	15
G) ungesichert	Legnitzka	OBF19900	11
G) ungesichert	Rothwassergraben	OBF19851	11
G) ungesichert	Domnitzscher Grenzbach	OBF02840	14

* = nach Vorauswahl für Wiederbesiedlung sowohl mit Makrophyten als auch MZB geeignet

8.2.2 Restriktionsanalyse

Um die Eignung eines OWK aus der Vorauswahl als potentiell Zielgewässer zu beurteilen, werden die im Kapitel 6.2.2 für die biologischen Qualitätskomponenten gültigen Voraussetzungen geprüft. Dazu gehören primär das Fehlen der typspezifischen Besiedlung und die Isoliertheit des Gewässerabschnitts, von dem biologische Daten zur Verfügung stehen. Als Restriktionen für das zukünftige Vorkommen der anzusiedelnden MZB-Art(en) in einem Zielgewässer werden betrachtet:

- Wasserbeschaffenheit: Orientierungswerte für ACP sowie UQN für flussgebietspezifische Schadstoffe entsprechend OGEWV (2016); Schwellenwerte für ACP spezifisch für BQK nach LAWA (2014); erhöhte organische Belastung (Modul Saprobie)
- Hydromorphologie entsprechend Bewertung Habitatindex
- Kolmation (keine Daten, teils aber Kommentare dazu von den Probenehmern vor Ort)
- Beeinträchtigung Wasserhaushalt, vor allem extremes Niedrigwasser oder Trockenfallen (keine Daten, teils aber Kommentare dazu von den Probenehmern vor Ort)

Soweit potentielle Zielgewässer in Tabelle 38 bei näherer Prüfung ausgeschlossen wurden (nein, rote Farbe) steht in der Begründung, welche konkreten Defizite (Hydromorphologie, ACP, Chemie) der Zielerreichung im Weg stehen und primär behoben werden müssen. Bei positiver Prüfung (ja, grüne Farbe) wird begründet, warum eine Wiederansiedlung von Leitarten sinnvoll erscheint. In uneindeutigen Fällen (eventuell, gelbe Farbe) sind das Pro (z.B. isolierte Lage) und das Kontra (vorher zu beseitigende Defizite) einer Wiederansiedlung genannt.

Im November 2019 wurde in der LAWA beschlossen, für den Gewässertyp 5 den Core-Metric "% Hyporhithral" nicht mehr zu berücksichtigen. Bei den ausgewerteten Daten ist dies noch nicht berücksichtigt. Potentielle Zielgewässer des Typs 5, bei denen nur dieser Hyporhithralindex zu einer Bewertung von schlechter als „gut“ führte, sind als geprüft „kein Zielgewässer“ mit der Begründung „Hyporhithralindex“ genannt. Bei diesen Gewässern ist zu vermuten (und mit zukünftigen Daten zu überprüfen), dass durch die Anpassung des Bewertungsverfahrens im Jahr 2019 ohne weitere Maßnahmen zukünftig die Bewertung „gut“ erreicht werden kann. Dies betrifft insgesamt sechs Gewässer, die aufgrund von Aufstauen potamalisiert sind, womit strömungsliebende Leitarten des Epi- bis Metarhithrals unterrepräsentiert sind (siehe Tabelle 38). Bei diesen Gewässern ist zur Verbesserung des Habitatzustandes primär eine Reduktion der Rückstaubereiche nötig, da vorher eine Wiederansiedlung von Leitarten nicht erfolgsversprechend ist.

Tabelle 38: Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer für Makrozoobenthos

Auswahl	Gewässer	MKZ	LAWA FG-Typ	Pot. Zielgew.	Begründung
A) 2015+2021	Fleißebach	OBF46800	5	nein	Index Allgemeine Degradation in Tendenz gut, MZB ist artenreich, Potamalisierung durch Feinsedimente (Strukturdefizit)
A) 2015+2021	Rauner Bach	OBF49501	5	nein	Euryöke Taxa artenreich, Feinsedimente bedingen Potamalisierung, Leitarten (natürl. Wiederbesiedlung) räumlich nah vorhanden (z.B. Haarbach)
B) 2021	Elbe-0	OBF00200	10	nein	MZB nicht gesichert, Dominanz Neozoen, erhöhte Saprobie
B) 2021	Schafbach (Weiße Elster)	OBF50009	5	nein	Ursache Hyporhithralindex, weiterhin relativ niedriger Rheoindex, viele Leitarten vorhanden
B) 2021	Rumpelbach (Weiße Elster)	OBF50212	5	nein	MZB ist arten- und individuenreich, Potamalisierung durch Feinsedimente (Strukturdefizit)
C) 2015+	Lohbach	OBF04450	5	nein	Potamalisierung durch Fischteiche im Oberlauf, begradigt, Verbau Sohle, trotzdem artenreich
C) 2015+	Schwarzer Graben (Weinske)	OBF16360	15	nein	morphologisch degradierter Kanal, erhöhte Saprobie, Einfluss Rückstau Elbe, Leitarten (natürl. Wiederbesiedlung) räumlich nah vorhanden (Zufluss Rote Furt)
C) 2015+	Haselbach	OBF28901	5	nein	Hyporhithralindex schlecht aufgrund vieler Querbauwerke (Potamalisierung), Strukturdefizit maßgeblich (nicht Artenmangel)
C) 2015+	Kaltbach	OBF21610	5	nein	MZB sehr artenreich Tendenz gut, Hyporhithralindex unbefriedigend durch Verbau und Querbauwerke
C) 2015+	Kleine Spree-2	OBF22101	15	nein	zu hohe Eisenbelastung, starke Verockerung, Versauerung
D) Fische gut 2015+2021	Crinitzer Wasser	OBF42210	5	nein	artenreich mit Tendenz gut, Hyporhithralindex maßgeblich

Auswahl	Gewässer	MKZ	LAWA FG-Typ	Pot. Zielgew.	Begründung
D) Fische gut 2015+2021	Bielabach	OBF37600	5	ja	Saprobie / ACP gut, Mangel EPT-Arten und FI-Leitarten, Habitatindex bei Landesmessstelle mäßig, oberhalb davon stellenweise gut, eingestuft als HMWB
D) Fische gut 2015+2021	Wuischker Wasser	OBF23511	5	nein	artenreich (auch Leitarten), aber Potamalisierung mit Dominanz Störzeiger durch Aufstau (Rheoindex niedrig)
E) Fische gut 2021	Rote Weißeritz-1	OBF10900	5	ja	MZB in beiden BWZ mäßig, Tendenz gut, isoliert durch TS Malter, wenig Leitarten in geringer Dichte, Habitatindex mäßig, aber oberhalb stellenweise gut, HMWB
E) Fische gut 2021	Schwarzer Schöps-1	OBF23610	5	eventuell	Pro: isoliert durch TS Quitzdorf und Habitatindex gut, Kontra: vorher Potamalisierung durch zahlreiche Stau beseitigen (Rheoindex 2021 schlecht)
F) Fische gut 2015	Klosterwasser-1	OBF27400	5	eventuell	Pro: Mangel Leitarten, geringes Wiederbesiedlungspotential, Habitatindex gut bis mäßig; Kontra: ACP noch erhöht (Kläranlage, Landwirtschaft)
F) Fische gut 2015	Kleine Röder-2*	OBF30700	5	nein	EPT-Leitarten vorhanden, Rückgang Rheoindex aufgrund Stau und Niedrigwasser, maßgeblicher Hyporhithralindex entfällt zukünftig
F) Fische gut 2015	Chemnitz-1	OBF44700	9	eventuell	Pro: Mangel FI-Leitarten, Wiederbesiedlungspotential gering, Kontra: Verschlechterung Saprobie (Abwassereinfluss), Rückgang EPT-Anteil, Habitatindex schlecht, erst Defizite beseitigen
F) Fische gut 2015	Chemnitz-2	OBF45011	9	eventuell	Pro: Mangel FI-Leitarten, Wiederbesiedlungspotential gering, Habitatindex stellenweise gut; Kontra: erhöhte Saprobie und viele ACP überschritten (Abwassereinfluss), erst Defizite beseitigen
F) Fische gut 2015	Frankenauer Bach*	OBF43902	5	eventuell	Pro: ACP / Saprobie / Habitatindex gut, Kontra: Leitarten vorhanden aber selten, Störzeiger überwiegen, erst Ursachen erkunden (Feinsedimente? Landwirtschaft?)

Auswahl	Gewässer	MKZ	LAWA FG-Typ	Pot. Zielgew.	Begründung
F) Fische gut 2015	Bobritzsch-1*	OBF33100	5	nein	sehr artenreich, Leitarten vorhanden, Störzeiger überwiegen, Hauptproblem Potamalisierung
F) Fische gut 2015	Rodelandbach*	OBF33500	5	eventuell	Pro: Mangel EPT / FI Leitarten, Habitatindex gut; Kontra: teils natürliche Wiederbesiedlung aus Bobritzsch zu erwarten
F) Fische gut 2015	Große Striegis-3	OBF33901	9	nein	sehr artenreich, Leitarten vorhanden, Störzeiger überwiegen, Hauptproblem Potamalisierung
F) Fische gut 2015	Pöhlbach (OWK Pöhla-1)	OBF36200	5	eventuell	Pro: Mangel Leitarten, Habitatindex gut; Kontra: vorher eventuelle Wirkung Abwasser und Kalksteinbruch klären
F) Fische gut 2015	Kröstaubach*	OBF50006	5	eventuell	Pro: relativ artenarm und Mangel Leitarten, Habitatindex weiträumig gut bis sehr gut; Kontra: erst Einfluss Landwirtschaft klären aufgrund Verschlechterung von 2015 zu 2021 (Einfluss Insektizide, Viehtritt, erosiver Ackerbodeneintrag)
F) Fische gut 2015	Rosenbach*	OBF51100	5	eventuell	Pro: fehlende typspezifische Indikatorarten, Habitatindex oberhalb Landesmessstelle gut bis sehr gut; Kontra: direkt an Messstelle morphologisch degradiert, ACP überschritten, erst Wiederbesiedlungspotential Oberlauf prüfen
F) Fische gut 2015	Tremnitzbach*	OBF50213	5	nein	MZB ist arten- und individuenreich, Potamalisierung entscheidend, maßgeblicher Hyporhithralindex entfällt zukünftig
F) Fische gut 2015	Petersbach (OWK Pließnitz-1)	OBF19500	5	nein	nat. Wiederbesiedlungspotential räumlich nah vorhanden, primär Defizite beseitigen: Staubereiche, Feinsedimente, Schwebstoffbelastung, dadurch Potamalisierung
G) ungesichert	Triebisch-2	OBF12900	9	ja	Sehr artenarm, nur eine Leitart in geringer Dichte, Saprobie / Habitatindex / ACP (außer SO4) gut, Triebisch-1 und Kleine Triebisch artenreich
G) ungesichert	Vincenzgraben	OBF27701	11	nein	Versauerung Ursache für Mangel EPT-Arten
G) ungesichert	Wilzsch-1	OBF40631	11	nein	Mooreinfluss und zeitweise sauer sind Ursache für Artenmangel

Auswahl	Gewässer	MKZ	LAWA FG-Typ	Pot. Zielgew.	Begründung
G) ungesichert	Planitzbach	OBF39402	5	nein	Ausbau (Sohle betoniert), Abwasser (Saprobie)
G) ungesichert	Moritzbach	OBF39501	5	nein	Ausbau (Sohle betoniert), Abwasser (Saprobie)
G) ungesichert	Dorfbach Oberschindmaas	OBF39601	5	nein	Ausbau (kanalisiert), Abwasser (Saprobie, sehr hohe Leitfähigkeit), Aufstau, Verschlammung
G) ungesichert	Leukersdorfer Bach	OBF45101	5	nein	Ausbau (begradigt), Abwasser (Saprobie)
G) ungesichert	Lober-3	OBF49150	15	eventuell	Pro: EPT-Mangel, keine Leitarten, kein nahes Wiederbesiedlungspotential, Kontra: Bergbaueinfluss, ACP (NH3-N, NH4-N, Fe, O2, SO4) und flussspezifische Schadstoffe (Arsen, Zink, Imidacloprid, Flufenacet, Diflufenican), Habitatindex großräumig schlecht
G) ungesichert	Trieb-3	OBF51401	9	eventuell	Pro: Mangel Leitarten und EPTCBO-Arten, durch Talsperre isolierter Bereich, Habitatindex sehr gut; Kontra: TS-Ablauf dauerhaft kühl und stark schwankend
G) ungesichert	Kleine Spree-2	OBF22101	15	nein	Versauert, verockert (Eisen), oberhalb artenreich
G) ungesichert	Legnitzka	OBF19900	11	nein	Versauert, verockert (Eisen)
G) ungesichert	Rothwassergraben	OBF19851	11	nein	Eisen / Sulfat erhöht durch Grubenwasser / Grundwasser, Tmax_gesamt, Tmax_Winter
G) ungesichert	Dommitzscher Grenzbach-1	OBF02840	14	nein	versauert, verockert (Eisen)

Nach eingehender Prüfung erscheinen zwei Gewässer vom Typ 5 und ein Gewässer vom Typ 9 als geeignet sowie sieben Gewässer vom Typ 5, drei Gewässer vom Typ 9 und ein Gewässer vom Typ 15 als eventuell geeignet für eine Wiederansiedlung leitbildtypischer Makrozoobenthos-Arten (Abbildung 26).

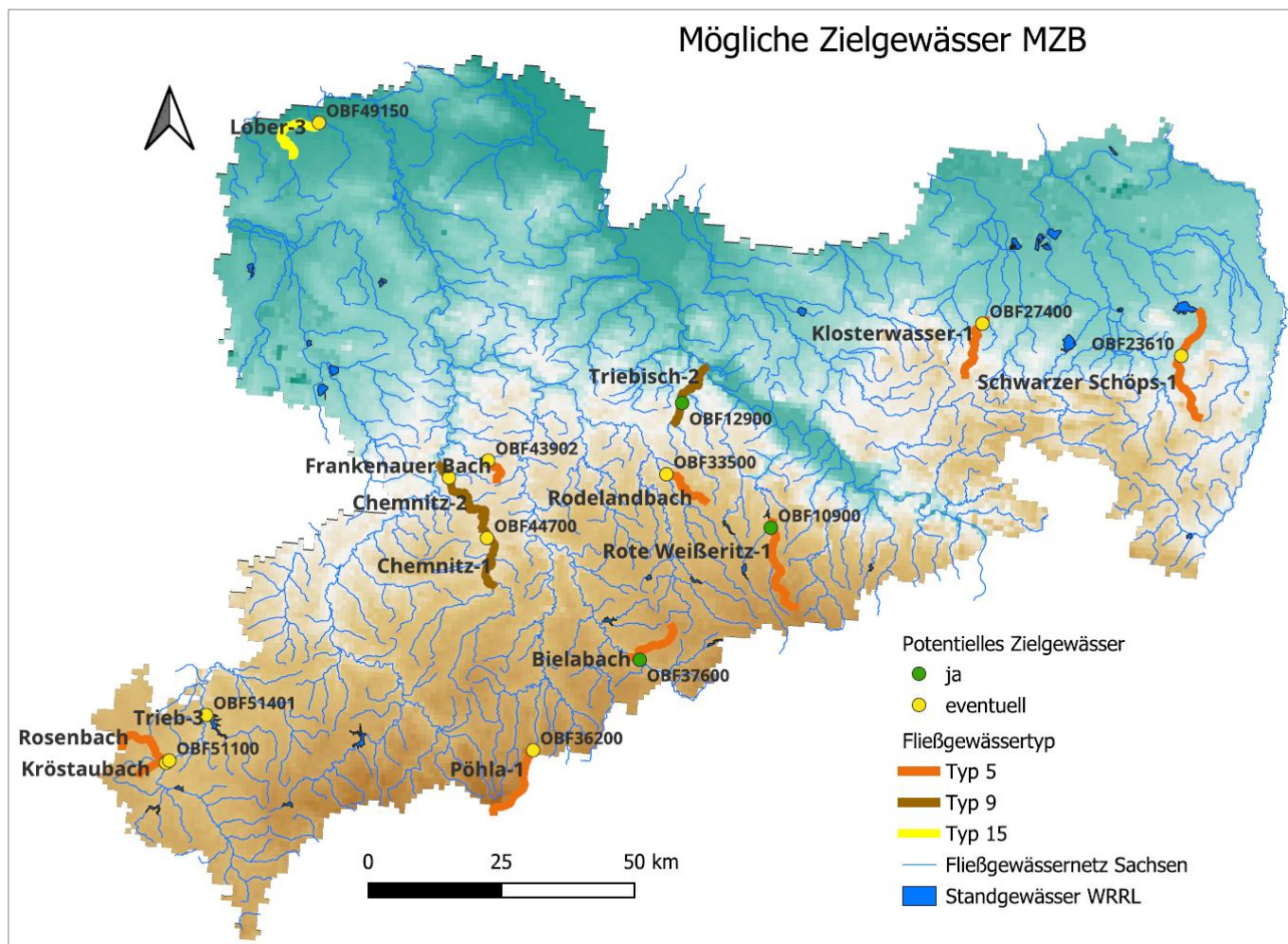


Abbildung 26: Potentielle Zielgewässer Makrozoobenthos nach Restriktionsanalyse

8.2.3 Detailanalyse Zielgewässer Sachsen

Bei den potentiellen Zielgewässern ist grundsätzlich zu prüfen, ob eine Ausbreitungslimitierung der fehlenden Zielarten vorliegt und damit die bisher ausgebliebene natürliche Besiedlung auf mangelnde Durchgängigkeit zurückzuführen ist. Die Frage der Durchgängigkeit ist dabei für das Makrozoobenthos nicht pauschal zu beantworten, da Ausbreitungsstrategien und Barrieren artspezifisch sehr unterschiedlich sind und damit die Möglichkeiten bzw. Zeiträume einer natürlichen Wiederbesiedlung stark variieren.

Dauerhaft im Wasser lebende Arten wie Kleinkrebse (z.B. Bachflohkrebse) sind vergleichbar mit schwimmschwachen Fischen und werden ähnlich wie diese durch Wanderhindernisse im Gewässer in der Ausbreitung behindert. Flohkrebse durchwandern dunkle Stollen wie auch Verrohrungen, solange

natürliche Sohlsubstrate vorhanden sind. Querbauwerke und lange Rückstaubereiche sind dagegen Barrieren für die Ausbreitung.

Dagegen führen Insektenlarven mit terrestrischem, flugfähigem Stadium einen sogenannten Kompensationsflug durch, bei dem auch sehr hohe Wehre problemlos überwunden werden können. Für diese Arten können dagegen andere Faktoren die Durchgängigkeit verhindern. Manche Arten fliegen bei dem Kompensationsflug direkt über der Wasseroberfläche entlang (z.B. Chironomidae, Simuliidae, einzelne Trichoptera). Der Aufstieg dieser Arten wird behindert durch Verrohrungen, durch niedrige und breite Brücken mit hoher Beschattung (Änderung des Mikroklimas, fehlende Vegetation) und durch sonstige Durchlässe ohne natürliches Substrat (RÖCK & KONOLD 2007; KNEITZ & OERTER 1997). Andere Arten bewegen sich beim Kompensationsflug entlang des Ufer-Gehölzstreifens (z.B. einzelne Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera). Hier können bereits gehölzfreie Randstreifen oder Uferverbau im Siedlungsbe- reich die Durchgängigkeit einschränken bis verhindern. Grundsätzlich sind lange Rückstaubereiche mit fehlender Strömung und verschlammten Sohlsubstraten ein erhebliches Hindernis für die aufwärts ge- richtete Ausbreitung des Makrozoobenthos, da die Arten bei dem Kompensationsflug keine geeigneten Habitate für Eiablage und Entwicklung der Larven finden. Bei Talsperren, Speicherbecken und Rückhal- tebecken mit Dauerstau ist neben dem Staubeereich der hohe Damm ein erhebliches Hindernis für den Kompensationsflug und damit für die Durchgängigkeit.

Am besten gegeben ist das Wiederbesiedlungspotential bei flugstarken Arten, die hoch über der Was- seroberfläche bzw. weit vom Gewässer entfernt Nahrungshabitate aufsuchen und für die Eiablage wie- der zu einem Gewässer zurückkehren. Dies trifft für viele Libellenarten zu, weshalb diese nur in seltenen Fällen einer Ausbreitungslimitierung unterliegen und neue Habitate schnell besiedeln.

Gewässerabwärts erfolgt die Ausbreitung des Makrozoobenthos durch Drift (insbesondere mit schnell anlaufenden Hochwasserwellen). Hier wirken Talsperren und größere Rückstaubereiche von Querbau- werken als Driftfallen, in denen Fließgewässerarten nicht überlebensfähig sind. Somit ist für den Ab- stieg von Makrozoobenthosarten die Stärke des Rückstaus, nicht dagegen die Fischdurchgängigkeit des Querbauwerkes entscheidend.

Aufgrund des unterschiedlich starken Ausbreitungspotentials ist es schwierig zu entscheiden, ob feh- lende Leitarten ausbreitungslimitiert sind. Daher werden im Umkehrschluss als Zielgewässer diejeni- gen ausgewählt, welche potentielle Ausbreitungsbarrieren besitzen und bereits längere Zeit passende Zustände aufweisen, ohne dass sich die zu erwartenden Leitarten einstellen bzw. wo nur eine sehr ge- ringe Zahl ausbreitungsstarker Leitarten vorkommen. In diesen Fällen kann nach Aussage von Herrn Richter (LfULG, E-Mail vom 14.05.2024) mit einiger Sicherheit von einem Ausbreitungsproblem für zu- mindest einen erheblichen Teil des Makrozoobenthos ausgegangen werden. Daneben wird die Lage

von den ermittelten Spendergewässern in der Region bezüglich der Wahrscheinlichkeit einer natürlichen Ausbreitung der Leitarten in Richtung Zielgewässer bzw. bezüglich der Eignung als Spendergewässer geprüft. Mit der aktiven Wiederansiedlung wird der Konkurrenznachteil, den ausbreitungsschwache Leitarten aufgrund der vielen anthropogen entstandenen Barrieren haben, vermindert.

Eine detaillierte Prüfung erfolgt für die Gewässer, die gemäß der Vorauswahl und der Restriktionsanalyse als geeignet erscheinen. Bei den eventuell geeigneten Gewässern sind primär die bestehenden Defizite bzw. Hemmnisse zu beseitigen. Das Für und Wider einer aktiven Wiederansiedlung in den eventuell geeigneten Zielgewässern ist bereits ausführlich in Tabelle 38 (Restriktionsanalyse) dargestellt.

Der **Bielabach** hat ein kleines eigenes Einzugsgebiet und mündet unterhalb von Olbernhau in den OWK Flöha-2. Die Saprobie und die ACP sind nach Auswertung der Landesdaten jeweils als gut eingestuft und nicht ursächlich für den vorhandenen Mangel an EPT-Arten und Leitarten bezüglich des Faunaindex. Dagegen ist die Flöha im Mündungsbereich des Bielabaches stärker belastet, bezüglich des Makrozoobenthos als „unbefriedigend“ klassifiziert, und weist einen anderen Gewässertyp (Typ 9, silikatischer Mittelgebirgsfluss) auf als der Bielabach (Typ 5, grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach). Aus dem Unterlauf bzw. aus der Flöha ist somit nicht mit einer Einwanderung von Leitarten zu rechnen. Parallel verlaufende Gewässer wie der Mortelbach und der Haselbach sind weit entfernt und scheiden damit für viele Arten als Quelle für eine natürliche Ausbreitung in Richtung Bielabach aus. Die Landesmessstelle OBF37600 liegt am Bielabach innerhalb der Ortschaft Olbernhau in einem Bereich mit geringer bis sehr geringer morphologischer Habitatqualität (HI-Index 2016 gemäß iDA). Oberhalb dieser Landesmessstelle zwischen Pfaffroda bis Olbernhau liegt stellenweise eine gute bis sehr gute morphologische Habitatqualität vor. Im Bielabach wurden zwei Strecken bezüglich der Fische untersucht, die für beide Betrachtungszeiträume (Daten 2015 und 2021) jeweils als Gesamtbewertung die Einstufung „gut“ ergaben. Diese Befischungsstrecken liegen einerseits im Bereich der Ortschaft Olbernhau (identisch mit Beprobungsstelle für Makrozoobenthos) und weiterhin in einem Bereich mit sehr guter morphologischer Habitatqualität unterhalb von Pfaffroda. Als Voruntersuchung vor einer konkreten Planung einer Wiederansiedlung von Makrozoobenthos-Leitarten in den Bielabach ist es sinnvoll, das Makrozoobenthos unterhalb von Pfaffroda im Bereich dieser zweiten Befischungsstrecke und auch im Nebengewässer Geißelbach zu untersuchen. Sollten im Oberlauf bzw. im Zufluss ein guter Zustand und ausreichend Leitarten des Makrozoobenthos vorhanden sein (Strahlursprungsbereich), erübrigt sich eine aktive Wiederansiedlung und es ist stattdessen der Strahlweg in Richtung Landesmessstelle bzw. weiter bis zur Mündung durch Trittsteinbiotope zu verbessern. Soweit auch in den morphologisch guten Bereichen Leitarten fehlen, bietet sich der Bielabach dagegen für eine aktive Wiederansiedlung

an aufgrund der isolierten Lage, der guten chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit und der guten Habitatqualität oberhalb der Landesmessstelle. Die nächstgelegenen potentiellen Spendergewässer sind Rungstockbach und Mortelbach.

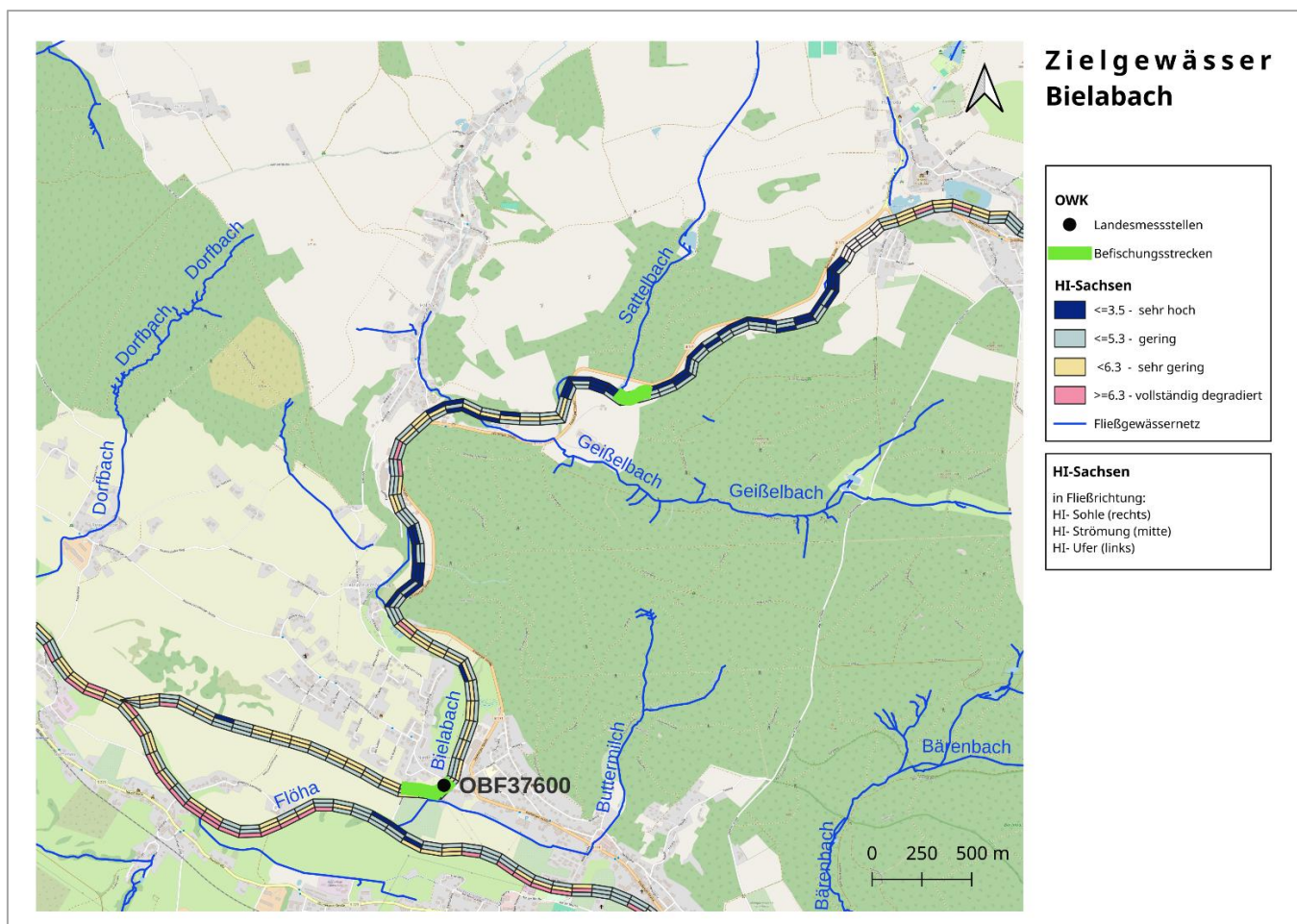


Abbildung 27: Habitatindex für das Zielgewässer Bielabach (Daten LfULG Sachsen 2016)

Die **Rote Weißeritz-1** ist hinsichtlich des Makrozoobenthos in beiden BWZ als „mäßig“ eingestuft. Die Landesmessstelle OBF10900 liegt im Bereich der Ortschaft Dippoldiswalde, kurz vor der Mündung in die Talsperre Malter. Durch die Talsperre ist eine isolierte Lage gegeben, die keinen Aufstieg von Arten aus dem Unterlauf zulässt. Die zwei Befischungsstrecken (Dippoldiswalde und Schmiedeberg) ergaben als Gesamteinstufung für die Daten bis 2021 die Zustandsklasse „gut“. Bezüglich des Makrozoobenthos besteht eine leichte Tendenz zur Einstufung als „gut“, jedoch sind zu wenig Leitarten vorhanden. Die morphologische Habitatqualität im Bereich der Landesmessstelle ist „sehr gering“ und im Bereich der Befischungsstrecken gering (Dippoldiswalde) bis mittel (Schmiedeberg). Wiederbesiedlungspotential ist eingeschränkt gegeben durch den Pöbelbach (einziger zufließender OWK), der einen guten Zustand bezüglich des Makrozoobenthos aufweist und im Bereich von Schmiedeberg in die Rote Weißeritz einmündet. Eine sehr gute morphologische Habitatqualität weist die Rote Weißeritz nur im quellnahen

Bereich (Altenberg bis Schellerhau) und in kurzen Abschnitten unterhalb vom Kurort Kipsdorf auf, während der zufließende Pöbelbach von der Quelle bis zum Waldschulheim Wahlsmühle nahezu durchgehend eine sehr gute Habitatqualität besitzt. Primär ist damit zu prüfen, ob im Pöbelbach oberhalb der aktuellen repräsentativen Landesmessstelle OBF10605, also beispielsweise an der Messstelle OBF10601 (Bereich mit sehr guter Habitatqualität), ein ausreichender Pool an Leitarten des Makrozoobenthos vorhanden ist (Strahlursprungsbereich). Wenn dies der Fall ist, erübrigt sich eine aktive Wiederansiedlung und es ist stattdessen der Strahlweg in Richtung Mündung und anschließend entlang der Roten Weißeritz bis zur Landesmessstelle durch Trittsteinbiotope zu verbessern. Soweit auch in den morphologisch sehr guten Bereichen Leitarten fehlen, bietet sich die Rote Weißeritz aufgrund der isolierten Lage, der guten chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit und der stellenweise zumindest guten Habitatqualität oberhalb der Landesmessstelle für eine aktive Wiederansiedlung an. Die nächstgelegenen potentiellen Spendergewässer sind Brießnitzbach (Entfernung zu OBF07902: 8 km Luftlinie) und Weißeritz-2 (Entfernung zu OBF10100: 7 km Luftlinie).

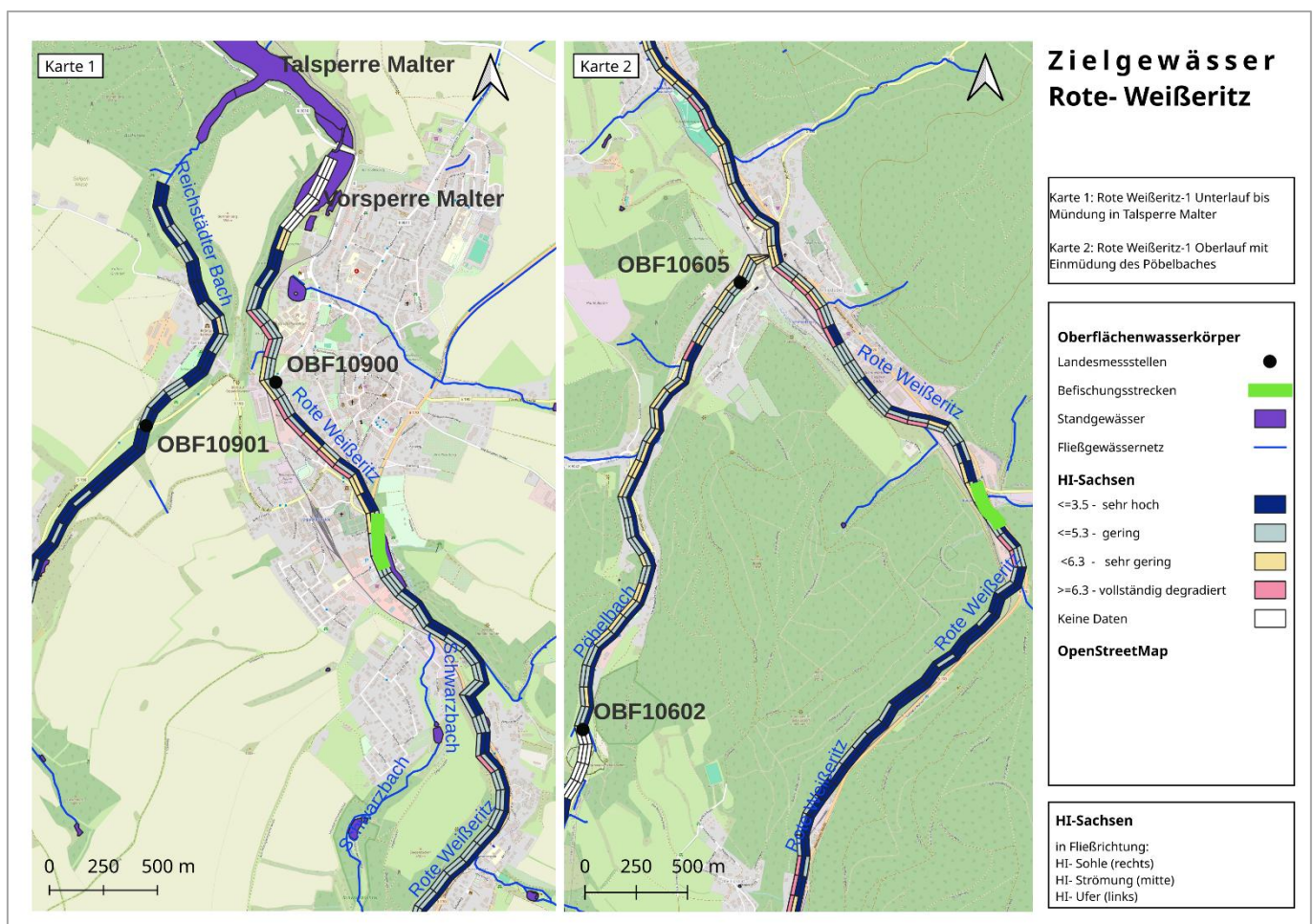


Abbildung 28: Habitatindex für das Zielgewässer Rote Weißeritz-1 (Daten LfULG Sachsen 2016)

Das Makrozoobenthos im OWK **Triebisch-2** ist an der Landesmessstelle OBF13000 oberhalb von Meißen ungesichert bewertet aufgrund einer insgesamt sehr artenarmen Biozönose. Es ist nur eine Leitart in geringer Dichte vorhanden. Insgesamt ist ein Rückgang auf ca. 1/3 der Artenvielfalt im Vergleich zum Oberlauf (Triebisch-1 an der OBF12710 uh. Rothschnenberg) bzw. im Vergleich zur zufließenden Kleinen Triebisch (OBF12710 oh. Rothschnberger Stolln) gegeben. Sowohl der OWK Triebisch-1 als auch die Nebengewässer Kleine Triebisch und Tännichtbach sind als LAWA-Typ 5 eingestuft und weisen einen mäßigen Zustand bezüglich des Makrozoobenthos auf. Die Hauptursache für diese Vorbelastung scheint die Potamalisierung durch zahlreiche Querbauwerke zu sein. Es kommen viele Arten vor, die erst im Metarhithral (wie der Triebisch-2) zu erwarten sind, aber nicht in Typ 5-Gewässern des Epirhithrals. Damit ist jedoch in den Zuläufen und Nebengewässern ein ausreichender Pool von Arten vorhanden, was bei Einwanderung dieser Arten in den OWK Triebisch-2 zu einem guten Zustand führen würde. Bei Bewertung der Artenlisten der Nebengewässer bzw. des Oberlaufes mit PERLDOES nach dem Typ 9 als Grundlage ergibt sich eine gute Zustandsklasse. Ein natürliches Wiederbesiedlungspotential mit Leitarten des LAWA Gewässertyps 9 ist somit räumlich nahe grundsätzlich gegeben. Aufgrund der zahlreich vorhandenen Querbauwerke ist eine isolierte Lage der Landesmessstelle im OWK Triebisch-2, die eine aktive Wiederansiedlung sinnvoll machen könnte, als Ursache für die bisher fehlende natürliche Wiederbesiedlung nicht auszuschließen. Neben der stark gestörten Durchgängigkeit (keine Abwärtsdrift von Makrozoobenthosarten, Rückstaubereiche wirken als Driftfalle) wurde vorab geprüft, ob weitere Faktoren für die auffällig geringe Artenvielfalt und für die fehlende Einwanderung in den OWK Triebisch-2 verantwortlich sein könnten. Die Saprobie ist gut, eine Belastung mit sauerstoffzehrenden, organischen Substanzen damit nicht ursächlich. Die Auswertung der vorhandenen Artenliste mit der aktuellsten Version von PERLDOES (5.0.10) ergab keine Anzeichen für eine thermische (KLIWA-Index) oder eine Insektizid-Belastung (SPEAR Pestizide „sehr gut“). Erkennbar ist ein Rückgang vor allem der strömungsliebenden Arten mit entsprechend deutlich sinkendem Rheoindex, was auf den Rückstau von Wehren hindeutet. Noch auffälliger ist jedoch, dass nur versauerungstolerante Arten vorhanden sind. Die Säureklasse nach BRAUKMANN (2004) ergibt die Einstufung „periodisch kritisch sauer“, während der Oberlauf und die zwei Nebengewässer-OWK neutral sind. Der pH-Wert liegt nach iDA (2024) zwischen 6,8 bis 8,1. Die Gehalte an Sulfat und zeitweise auch Eisen steigen im Vergleich zum Oberlauf zwar an, aber die gemessenen Konzentrationen liegen in einem Bereich, der den starken Artenrückgang nicht erklärt. Daneben ist gemäß dem Gewässersteckbrief (iDA 2024) eine Schwermetallbelastung vorhanden. Dies wirkt sich ähnlich wie Versauerung auf empfindliche Leitarten des Makrozoobenthos aus. Überschritten sind die UQN flussgebietsspezifischer Schadstoffe nach Anlage 6 OGewV 2016 für Arsen, Kupfer, Zink und die UQN prioritärer Stoffe nach Anlage 8 OGewV 2016 für die nicht ubiquitären Stoffe Cadmium, Nickel und deren Verbindungen. Diese multiple Belastung mit mehreren

Schwermetallen ist höchstwahrscheinlich die Ursache für den Artenmangel. Die bergbaubedingte Belastung wird insbesondere durch die Einleitung aus dem Rothschönberger Stolln in den OWK Triebisch-2 verursacht. Eine deutliche Reduzierung dieses Eintrags ist in naher Zukunft unrealistisch. Im Oberlauf ist nur Cadmium und Arsen überschritten und in den beiden Zufluss-OWK sind keine erhöhten Schwermetallgehalte vorhanden. Ohne eine Reduktion der bestehenden Schwermetallbelastung und der vielen Rückstaubereiche von Querbauwerken macht eine aktive Wiederbesiedlung keinen Sinn. Der OWK Triebisch-2 kann somit nach Detailanalyse als Zielgewässer ausgeschlossen werden. Nach Sanierung der genannten Defizite ist davon auszugehen, dass eine natürliche Wiederbesiedlung aus dem Einzugsgebiet relativ schnell erfolgt.

8.3 Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften

Das Makrozoobenthos besteht überwiegend aus kleinen Arten, die sich schwierig gezielt vermehren und nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand artspezifisch entnehmen lassen. Ausnahme bilden einzelne große Arten wie z.B. Edelkrebse oder Großmuscheln. Diese sind zwar naturschutzfachlich relevant, werden bei der Erfassung des Makrozoobenthos jedoch selten (einzelne Zufallsfunde) erfasst und haben dadurch keinen relevanten Einfluss auf die Bewertung nach WRRL. Eine Vermehrung und Wiederansiedlung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) erwies sich als sehr schwierig. Die jahrzehntelange Forschung zu dieser sehr speziellen Leitart wird hier nicht weiter betrachtet. Ähnliche Schwierigkeiten ergeben sich bei manchen *Unio*-Arten, die teils bis ins Mittelgebirge vordringen. Die hohen Ansprüche dieser Arten in Kombination mit einem komplexen Lebenszyklus bedeuten, dass Versuche einer Wiederansiedlung nur in Form detailliert geplanter Forschungsprojekte sinnvoll sind. Entsprechend wird in dieser Studie nicht auf diese Arten eingegangen. In Tieflandgewässern können Muscheln aufgrund ihrer Filtration des Wassers einen starken positiven Einfluss auf die Wassergüte ausüben. Im Tiefland kommen mit der Großmuschel *Anodonta anatina* und der mittelgroßen *Sphaerium corneum* auch Arten vor, die sich relativ leicht vermehren und ansiedeln lassen. Die großen, auffälligen Muscheln, welche durch die Biofiltration auch die Klarheit des Wassers verbessern, bieten sich grundsätzlich für die Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen von Wiederansiedlungsprojekten an. Die Analyse potentieller Zielgewässer ergab jedoch, dass in Sachsen Wiederansiedlungsbedarf mit Aussicht auf Erfolg insbesondere bei Mittelgebirgsgewässern besteht.

Erfolgreiche Wiederansiedlungen von einzelnen Arten sind vor allem für Libellen, Großmuscheln und Schnecken beschrieben. Bei den als Zielgewässern in Frage kommenden Mittelgebirgsgewässern der Typen 5 und 9 (siehe Kapitel 8.2.2) sind keine Schnecken, keine Großmuscheln (Ausnahme: Flussperlmuschel) und nur zwei Libellen als Leitarten relevant. Die beiden Libellenarten sind die Blauflügel-Prachtlibelle für den Typ 5 und die Grüne Keiljungfer für den Typ 9. Beide Arten sind gemäß der Roten Liste Sachsens als gefährdet eingestuft und die Grüne Keiljungfer zusätzlich in der FFH-RL Anhang II

und IV gelistet. Eine Entnahme aus Spendergewässern ist damit kritisch zu sehen und wird vor allem bei notwendigen Umsiedlungen aus von Bauarbeiten betroffenen Gewässerabschnitten als zielführend betrachtet. Libellen sind gute Flieger, die weite Strecken zurücklegen können und damit relativ schnell auch entfernte, geeignete Habitate wiederbesiedeln. Primär soll es jedoch um Arten gehen, bei denen eine natürliche Wiederansiedlung sehr unwahrscheinlich ist.

Die Ansiedlung nur einer Makrozoobenthos-Art hat auf die Bewertung nach WRRL einen nur sehr geringen Einfluss, wenn in der Regel von 40 bis 60 Taxa je Messstelle ausgegangen werden kann. Für eine relevant positive Veränderung der Zustandsbewertung ist (im Gegensatz zu den deutlich artenärmeren Makrophytengesellschaften) entsprechend eine hohe Zahl verschiedener Leitarten nötig. Dies spricht für eine Umsetzung ganzer Artgemeinschaften aus geeigneten Spendergewässern.

Günstig für eine Zustandsverbesserung erscheint die Umsetzung ganzer Artgemeinschaften mittels Substratbehältern bzw. Natursubstratfallen aus Gewässern mit einer hohen Zahl und Dichte an Leitarten. In Deutschland wurden dazu in den letzten Jahren zwei Projekte durchgeführt (DUMEIER et al. 2020; HAASE & PILOTTO 2019). Die Prüfung dieses Ansatzes für sächsische Fließgewässer wird im folgenden Text beschrieben. Da diese beiden zu dieser Methode veröffentlichten Projekte nach mehreren Jahren kein Monitoring bzw. nur einen geringen Erfolg hatten, sollte diesbezüglich erst ein über mehrere Jahre mittels Monitoring begleitetes Pilotprojekt durchgeführt werden. Hierbei ist neben der Auswahl des Zielgewässers auch die Identifizierung eines geeigneten Spendergewässers von hoher Bedeutung.

Gemäß der ausgewerteten Literatur ist bezüglich des Makrozoobenthos die Umsetzung von Artgruppen zielführend. Entsprechend erfolgte eine Filterung der Biodatenbank nach potentiellen Spendergewässern mit einer hohen Anzahl verschiedener Leitarten in ausreichend hoher Dichte. Die potentiellen Spendergewässer müssen dabei einen guten Zustand bezüglich des Makrozoobenthos und den gleichen Gewässertyp wie das Zielgewässer aufweisen. Als Leitarten wurden Arten mit einem Faunaindex (FI) von +1 oder +2 für den jeweils vorliegenden Gewässertyp gewertet.

Beim Umsetzen von Artgemeinschaften sind zwangsläufig auch Arten dabei, die bereits im Empfänger-gewässer vorkommen. In den ausgewerteten Veröffentlichungen wurde dies nicht thematisiert. Soweit insgesamt regionaltypisches Besatzmaterial verwendet wird, sollte es weder eine genetische Verfälschung noch sonstige Probleme geben. Angesichts der vielen anthropogen bedingten Barrieren in Fließgewässern wie Querbauwerke und Gewässerverbau ist in vielen Gebieten ein künstlich verminderter Genaustausch zwischen Populationen gegeben. Eine Erhöhung des Genpools vorhandener Arten durch Besatz von Beifängen mit der Umsiedlung von Artgemeinschaften erscheint daher bei Verwendung zulässiger, regionaltypischer Herkünfte als eher positiv.

Gemäß Kapitel 7.2.2 sind vor allem Gewässer des Typs 5 relevant. Anhand der Datengrundlage 2021 wurden alle Landesmessstellen hinsichtlich des Vorkommens von Leitarten des Gewässertyps 5 (Faunaindex Typ 5 von +1 und +2) ausgewertet und grafisch dargestellt (Abbildung 29). Es wurden maximal 23 verschiedene Leitarten pro Messstelle festgestellt. Nach UBA (2014) gilt ein Gewässer als Wiederbesiedlungsquelle, wenn bei dem Gewässertyp 5 mehr als 13 Leitarten (vgl. Abbildung 29 links) bzw. bei dem Gewässertyp 9 mehr als 14 Leitarten vorkommen. Die Auswertung der Artenlisten aus Sachsen zeigte die höchste Dichte an Leitarten bei Gewässern mit 12 bis 17 verschiedenen Leitarten, wenn Ausreißerwerte nicht berücksichtigt werden (vgl. Abbildung 29 rechts). Bei weniger Leitarten verringerte sich auch deren Dichte und es nahmen euryöke Arten zu. Bei Gewässern mit höherer Anzahl von Leitarten nahm die Gesamtdichte dieser Leitarten auch wieder leicht ab, was auf die verringerte Produktivität der unbelasteten, nährstoffarmen Gewässer zurückzuführen ist. Die in UBA genannte Zahl an Leitarten (>13 bei Typ 5 und >14 bei Typ 9) ist damit auch als Filter für die Auswahl an Spendergewässern gut geeignet.

Eine Mindest-Individuendichte der Leitarten wird in UBA (2014) nicht genannt, so dass auch Einzelfunde zählen. Für eine Umsetzung ist jedoch eine hohe Individuendichte an Leitarten mindestens so entscheidend wie die Artenvielfalt. Daher wurde als zweiter Filter für eine ausreichende Menge eine Individuendichte von mindestens 200 Ind./m² gewählt. Auf Basis dieser beiden Filter (mindestens 14 Leitarten mit Faunaindex +1 und +2 in einer Mindest-Gesamtdichte von 200 Ind./m²) ergibt sich die Tabelle 39 mit Darstellung aller potentiellen Spendergewässer für den Gewässertyp 5.

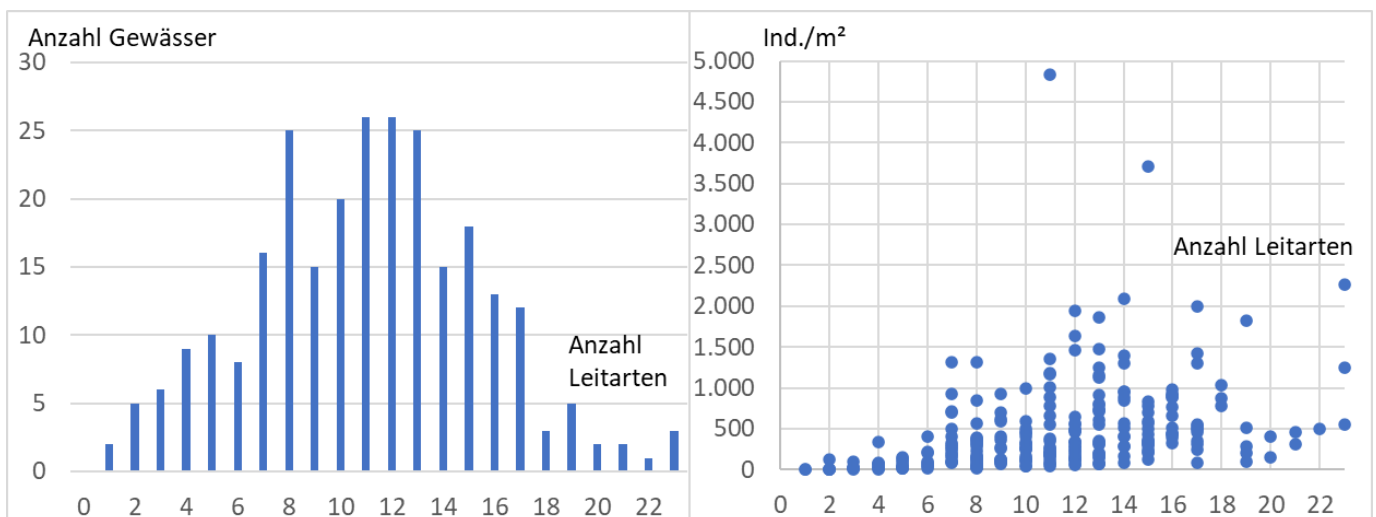


Abbildung 29: Auswertung der Datengrundlage 2021 hinsichtlich der Anzahl und Dichte von Leitarten des Gewässertyps 5 (Arten mit Faunaindex 05 = +1 / +2) in sächsischen Gewässern

Zusammenfassend wurden somit folgende Filterregeln angewendet, die für die Gewässertypen 5 und 9 eine hohe Anzahl möglicher Spendergewässer ergaben:

- Zustandsklasse Makrozoobenthos gut oder besser
- >13 Arten mit einem Faunaindex von +1 oder +2 für den Gewässertyp 5 bzw. > 14 Arten bei dem Gewässertyp 9 gemäß UBA (2014)
- Gesamtdichte aller vorkommenden Leitarten > 200 Individuen pro Quadratmeter für den Gewässertyp 5 und > 400 Individuen pro Quadratmeter für den Gewässertyp 9

Zusätzlich ist zeitnah vor der Entnahme zu überprüfen, ob bzw. welche invasiven Neobiota in dem Spendergewässer vorkommen, um eine weitere Verbreitung zu verhindern. Insbesondere darf keinesfalls aus Gewässern mit Vorkommen neozoischer Krebsarten (z.B. Kamberkrebs und Signalkrebs) eine Umsiedlung in Gewässer erfolgen, in denen noch Edelkrebsvorkommen bekannt sind.

In der Tabelle 39 wurden grundsätzlich Gewässer mit mäßiger bis schlechter Zustandsklasse ausgeschlossen. Ausnahmen bilden die Gewässer Gaule, Pfaffenbach Hartau (jeweils sehr artenreich, viele Referenzarten für langsam strömende Gewässer) und Schwosdorfer Wasser-1 (oberhalb Landesmessstelle geringe Belastung und extrem artenreich). Diese drei Gewässer erscheinen auf Grund der Artenzusammensetzung insbesondere geeignet als Wiederbesiedlungsquelle für Gewässer des Typs 5 mit geringem Talgefälle und damit geringer Strömung, wie es insbesondere im Übergang zum Tiefland natürlicherweise auftritt.

Aufgrund der unterschiedlichen Ausprägung von Gewässern des LAWA-Typs 5 erfolgte eine Unterteilung in Gewässer der Hochlagen (montan) und in verbleibende Gewässer (Tabelle 39, Abbildung 30).

Tabelle 39: Potentielle Spendergewässer für Makrozoobenthos des Gewässertyps 5 unterteilt nach Höhenlage

Gewässer	mon-tan	allgemein	Saprobie	MMI	ÖZK
Biela OBF08301	X		sehr gut	sehr gut	sehr gut
Große Mittweida-1	X		sehr gut	sehr gut	sehr gut
Pöhlwasser-1	X		sehr gut	sehr gut	sehr gut
Biela OBF03600	X		sehr gut	sehr gut	sehr gut
Röthenbach	X		sehr gut	gut	gut
Krippenbach	X		sehr gut	gut	gut
Trebnitz	X		gut	gut	gut
Sandbach	X		gut	gut	gut
Schweinitz (Svídnice / Schweinitz od pramene po Flájský potok / Flöha)	X		gut	gut	gut
Schwarzbach	X		gut	gut	gut
Brießnitzbach	X	X	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Sosabach		X	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Große Bockau		X	sehr gut	sehr gut	gut
Mulde-2		X	gut	sehr gut	gut
Reichstädter Bach		X	gut	sehr gut	gut
Bahra		X	gut	gut	gut
Cämmerswalder Dorfbach		X	gut	gut	gut
Drebacher Bach		X	gut	gut	gut
Eisenbach		X	gut	gut	gut
Freiberger Mulde-1		X	gut	gut	gut
Gahlenzer Bach		X	gut	gut	gut
Gimmlitz-1		X	gut	gut	gut
Göltzsch-1		X	sehr gut	gut	gut
Gottleuba-1		X	gut	gut	gut
Große Striegis-1		X	gut	gut	gut
Haarbach		X	gut	gut	gut
Haselbach		X	gut	gut	gut
Hüttenbach		X	gut	gut	gut
Irfersgrüner Bach		X	gut	gut	gut
Kemnitzbach		X	gut	gut	gut
Kleine Röder-1		X	gut	gut	gut
Kotitzer Wasser-1		X	gut	gut	gut
Lautenbach		X	gut	gut	gut

Gewässer	mon-tan	allgemein	Saprobie	MMI	ÖZK
Lazarbach		X	gut	gut	gut
Litte		X	gut	gut	gut
Littwasser		X	gut	gut	gut
Lockwitzbach		X	gut	gut	gut
Lützelbach		X	gut	gut	gut
Mortelbach		X	gut	mäßig	gut
Müglitz-1		X	gut	gut	gut
Oberreichenbacher Bach		X	gut	gut	gut
Oswaldbach		X	gut	gut	gut
Poisenbach		X	gut	gut	gut
Rungstockbach		X	gut	gut	gut
Saidenbach-1		X	gut	gut	gut
Schloitzbach		X	gut	gut	gut
Sehma		X	gut	gut	gut
Seiffener Bach		X	gut	gut	gut
Steinbach		X	gut	gut	gut
Steinbach		X	gut	gut	gut
Triebel		X	gut	gut	gut
Voigtsdorfer Bach		X	gut	gut	gut
Weißbach		X	gut	gut	gut
Weißeritz-1		X	gut	gut	gut
Weißeritz-2		X	sehr gut	gut	gut
Wiedwasser		X	gut	gut	gut
Wolfsbach (Bystrina / Wolfsbach od pramene po ústí do Rokytnice)		X	gut	gut	gut
Gaule		X	gut	mäßig	mäßig
Pfaffenbach Hartau		X	gut	mäßig	mäßig
Schwosdorfer Wasser-1		X	gut	mäßig	mäßig

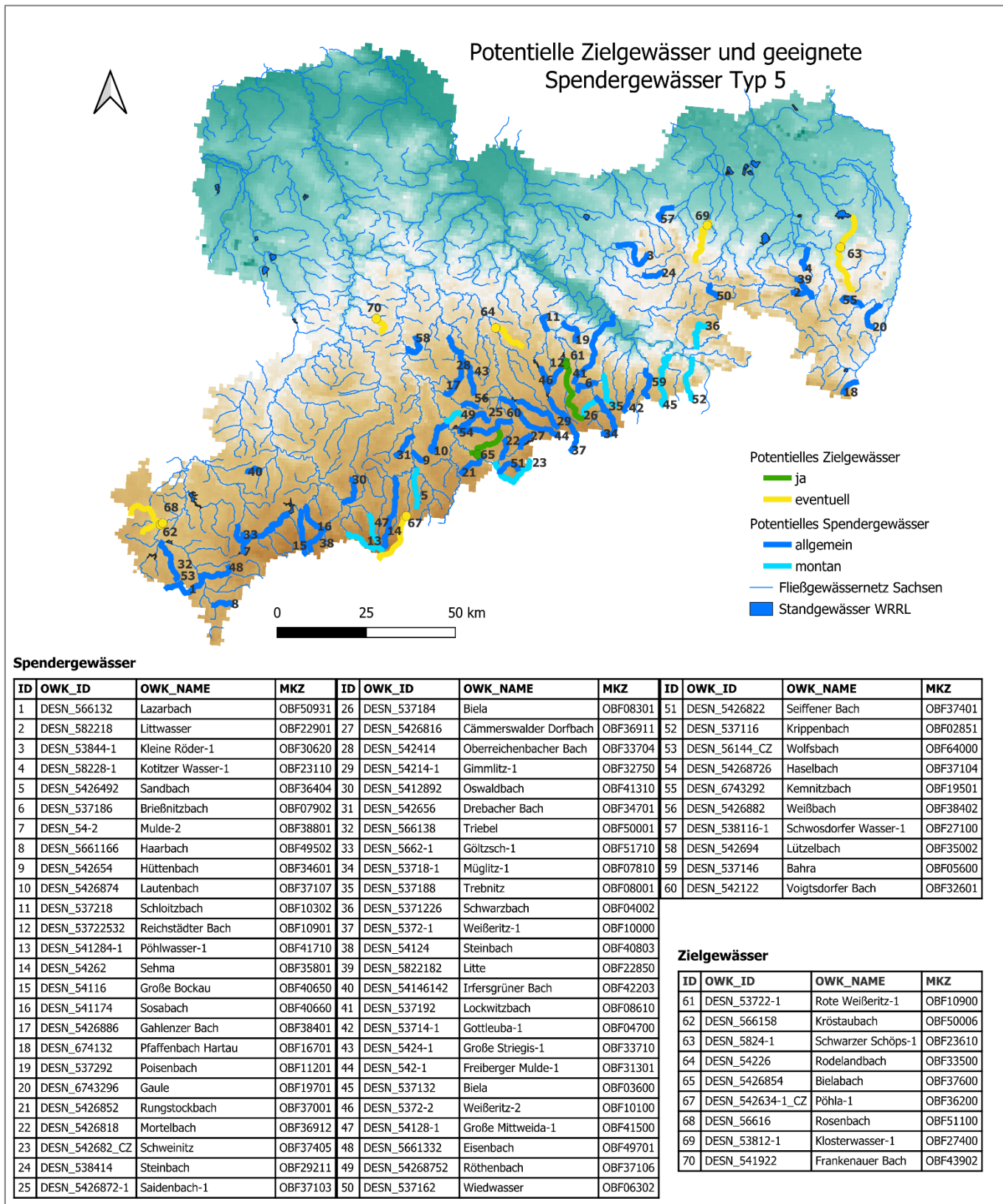


Abbildung 30: Potentielle Zielgewässer und geeignete Spendergewässer für MZB für den Gewässertyp 5

8.4 Ableitung geeigneter und zuverlässiger Herkünfte

Bezüglich genetischer Varianten des Makrozoobenthos in verschiedenen Naturräumen gibt es in den recherchierten Veröffentlichungen keine Hinweise darauf, was als zulässige Herkünfte anzusehen ist, um regionaltypische und an spezielle Umweltbedingungen angepasste Varianten zu erhalten bzw. Vermischungen zu vermeiden. Genetische Untersuchungen wurden lediglich angewendet um zu überprüfen, ob beim Monitoring im Empfängergewässer nachgewiesene Arten aus Besatzmaterial stammen oder selbstständig aus anderen Quellen eingewandert sind. Diese Untersuchungen belegen, dass es innerhalb eines Bundeslandes deutliche genetische Unterschiede zwischen Populationen der gleichen Makrozoobenthos-Art gibt (KIEL & KLIMENT 2022).

In den ausgewerteten Veröffentlichungen wird explizit darauf hingewiesen, dass Spender- und Empfängergewässer möglichst gleichartig sein sollten bezüglich Gewässertyp, Hydromorphologie, ACP, Höhenlage und weiteren Faktoren. Daneben erscheint es erforderlich, einerseits große Flusseinzugsgebiete (z.B. Weiße Elster, Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Schwarze Elster, Spree, Neiße etc.) getrennt zu betrachten und zusätzlich die naturräumliche Gliederung Sachsens nach MANNSFELD & SYRBE (2008) zugrunde zu legen. Eine Unterteilung großer Flusseinzugsgebiete (z.B. Spree und Weißer Elster) ergibt sich dabei sowohl nach MANNSFELD & SYRBE (2008) als auch aufgrund der Wechsel der LAWA-Gewässertypen im Längsverlauf.

8.5 Geeignete Ansiedlungsmethoden

In der Literatur (Vergleich Kapitel 8.1) finden sich je nach Art bzw. Artgemeinschaft verschiedene Ansiedlungsmethoden mit jeweils unterschiedlich hohem Aufwand bzw. Erfolg. Die Ergebnisse aus dieser Literaturlauswertung führen zu den nachfolgend zusammengefassten Einschätzungen.

Bei Insektenlarven führte die Nachzucht einzelner Arten im Labor mit Einbringung von Eiern in das Zielgewässer bei allen recherchierten Veröffentlichungen zu sehr geringem Erfolg bei hohem Zeit- und Kostenaufwand. Trotz des Einbringens von teils mehreren Millionen Eiern wurde in den veröffentlichten Studien nur in einem Fall eine Wiederansiedlung erreicht. Ursache könnte die sehr hohe Mortalität in dem langen Zeitraum vom Ei bis zur Geschlechtsreife (BENNETT 2007; RUPPRECHT 2008) sowie ein Verdriften sein. Die Methode erscheint grundsätzlich plausibel für die gezielte Wiederansiedlung gefährdeter und seltener Insekten, hat sich in der Praxis aber bisher trotz mehrerer Versuche mit unterschiedlichen Arten und an unterschiedlichen Gewässern nur unzureichend bewährt.

Als ungünstig hat sich die Umsiedlung von adulten Insekten erwiesen (STOUT et al, 2012; HANDSCHIN et al. 2009). Trotz der wesentlich höheren Überlebensrate adulter Insekten im Vergleich zum Besatz mit Eiern

blieb der Erfolg aus. Als Ursache wird eine Desorientierung im neuen Lebensraum vermutet. Das Umsetzen adulter Insekten kann damit nicht empfohlen werden.

Eine Umsetzung einzelner Arten von Insekten im letzten Larvenstadium erwies sich bei einer Libellenart (DOLNY et al. 2018) langfristig und einer Köcherfliegenart (VERDONSCHOT & VERDONSCHOT, unveröffentlicht, zitiert aus JOURDAN et al. 2019) über 4 Jahre als erfolgreich. Grundlagen dafür waren eine sehr gute Habitatqualität des Empfängergewässers sowie die geringe Mortalität der großen, robusten Larven im letzten Stadium kurz vor dem Schlupf. Möglich ist eine gezielte Umsetzung nur einer Art im letzten Larvenstadium nur bei solchen Arten, die bereits vor Ort leicht bestimmbar sowie relativ groß und robust sind. Diese Methode bietet sich vor allem dann an, wenn im Rahmen von Bauarbeiten im Gewässer vorkommende, geschützte Arten umgesiedelt werden müssen. Neben wenigen Arten an geeigneten Insektenlarven hat sich die Umsiedlung einzelner Arten insbesondere bei Schnecken, Großmuscheln und Krebsen bewährt.

Eine gezielte Zucht mit anschließender Auswilderung ist für Edelkrebse und Großmuscheln mehrfach beschrieben. Diese sehr großen Arten sind naturschutzfachlich relevant, werden bei der Kartierung des Makrozoobenthos nach WRRL jedoch nur selten erfasst. Auf die sehr speziellen Zuchtmethoden für Großmuscheln der Gattungen *Unio*, für die Flussperlmuschel sowie für Edelkrebse wird hier nicht näher eingegangen.

Die Umsetzung ganzer Artengemeinschaften an Makrozoobenthos mit Hilfe von Substratbehältern oder durch Besammeln mittels Kick-Sampling erlaubt die Entnahme von großen Mengen verschiedener Arten in hoher Zahl. Wesentlich ist hierfür ein an Leitarten reiches Spendergewässer. Die Gefahr der ungewollten Verbreitung unerwünschter Organismen (z.B. Neobiota) ist durch Analyse der Artenzusammensetzung auszuschließen. Eine derartige Umsetzung von Artengemeinschaften durch besiedelte Substrate ist nur durch DUMEIER et al. (2020) mit anschließender Erfolgskontrolle durch KIEL & KLIMENT (2022) bekannt. Von einer hohen Zahl neu eingebrachter Arten haben sich dabei mehrere im Empfängergewässer etabliert. Nach genetischer Analyse sind die neu etablierten Arten zum Teil jedoch natürlich eingewandert und stammen nur teilweise aus dem Spendergewässer. Insgesamt konnte sich damit nur ein geringer Teil der neu eingebrachten Leitarten etablieren. Grundsätzlich erscheint der Ansatz günstig, um viele Leitarten auf einmal relativ schonend umzusetzen. Die Erfolgsaussichten scheinen nach DUMEIER et al. (2020) zwar eingeschränkt, was jedoch anhand nur einer Studie an einem sandgeprägten Tieflandbach (Typ 14) nicht abschließend beurteilt und auf den in Sachsen dominanten Typ 5 (grobmaterialreicher Mittelgebirgsbach) übertragen werden kann. Da die Umsetzung einzelner Insektenlarven im letzten Larvenstadium in einem Fall einen langfristigen Erfolg bei sehr gut geeigneten Empfängergewässern brachte (DOLNY et al. 2018), erscheint es plausibel, dass die Umsetzung einer ganzen Artengemeinschaft unter ähnlich guten Bedingungen ebenfalls einen höheren Erfolg haben kann.

Entscheidend sind offensichtlich die sehr gute Habitateignung vom Empfängergewässer und der richtige Zeitpunkt bei der Umsetzung. Der Zeitpunkt ist dabei so zu wählen, dass die relevanten Leitarten vom Spendergewässer kurz vor dem Schlupf stehen. Dies ist nach Gewässertyp, Höhenlage und vorkommenden Arten individuell festzulegen und eventuell sind auch mehrere Umsetzungstermine in einem Jahr zu wählen.

Nachfolgend wird die Methode zur Umsetzung ganzer Artengemeinschaften des Makrozoobenthos nach DUMEIER et al. (2020) näher beschrieben.

Es wurde natürliches Material (Zweige, Laub) aus dem unmittelbaren Umfeld der Auswahlgewässer zunächst tiefgefroren, luftgetrocknet und anschließend in Nylonsäckchen (Fläche: 4 dm²; Maschenweiten: 2 cm) gebündelt. Diese Substratpackungen wurden an Metallstäben befestigt und zufällig verteilt auf der Bachsohle des Spendergewässers exponiert (Vergleich Abbildung 25). Bereits nach sechs Wochen Expositionsdauer befanden sich darin EPT-Arten in einer Dichte von 900 Individuen, während bei längerer Exposition die Dichte wieder leicht abnahm. Es wurden insgesamt 250 Substratpackungen ausgebracht, von denen jedoch nur ein Teil umgesetzt und ein Teil für die Untersuchung der Besiedlung entnommen wurde.

Zum schonenden Transport vom Spenderbach zum Empfängerbach wurde jedes einzelne Substratexponat von einem Gazebeutel umschlossen, der Wasser- und Luftaustausch ermöglicht bei gleichzeitiger Verhinderung des Verlustes von Tieren. Während des Transportes zum Zielgewässer lagerten die Substratexponate in verschließbaren Kisten, in denen nur wenige Zentimeter Wasser den Boden bedeckten. Bei Voruntersuchungen ergaben sich dabei sehr geringe Mortalitätsraten. Im Empfängergewässer wurden die Substratpackungen verteilt ausgebracht und wieder mit Metallstäben befestigt. DUMEIER et al. (2020) führten die Umsiedlungen zweimal zum Ende des Winters (März) und einmal im Sommer (August) durch.

Je nach Gewässertyp sind die einzusetzenden Substrate und die Vorgehensweise anzupassen. Dies dürfte bei grobmaterialreichen Mittelgebirgsbächen einen erhöhten Aufwand bedeuten.

8.6 Maßnahmenvorschläge zur aktiven Wiederansiedlung in Sachsen

8.6.1 Zielgewässer Bielabach

Der Bielabach (DESN_5426854) wird dem Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) zugeordnet. Er ist ein ca. 14 km langer, rechter Nebenfluss der Flöha im Erzgebirge und befindet sich im Einzugsgebiet der Freiburger Mulde. Wie im Kapitel 8.2.3 detailliert betrachtet, weist der OWK im Bereich der behördlichen Messstelle OBF37600 (Kleinneuschönberg) in der Ortslage Olbernhau einen Mangel an EPT-Arten und Leitarten bezüglich des Faunaindex auf. Der Bielabach mündet

kurz unterhalb der Landesmessstelle in die Flöha (OWK Flöha-2), die dem Gewässertyp 9 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsflüsse) entspricht, so dass aufgrund der unterschiedlichen Gewässertypen eine natürliche Wiederbesiedlung mit charakteristischen Arten für den Typ 5 aus dem OWK Flöha-2 nicht zu erwarten ist.

Mögliche Spendergewässer mit für den Gewässertyp 5 charakteristischen Artengemeinschaften und hohen Abundanzen wurden im Kapitel 8.3 identifiziert. Die nächstgelegenen geeigneten Spendervorkommen befinden sich im Rungstockbach (OBF37001) und Mortelbach (OBF36912), die ebenfalls Nebengewässer des OWK Flöha-2 sind. Die folgende Tabelle 40 stellt die relevanten Informationen zum Bielabach und den beiden nächstgelegenen Spendergewässern gegenüber.

Tabelle 40: Vergleich Bielabach und nächstgelegene Spendergewässer

Kriterium	Zielgewässer Bielabach	Spendergewässer Rungstockbach	Spendergewässer Mortelbach
FG-Typ	5	5	5
Messstelle	OBF37600	OBF37001	OBF36912
Struktur Güte (Bereich Messstelle)	6 (sehr stark verändert)	4 (deutlich verändert)	6 (sehr stark verändert)
Habitatindex (Bereich Messstelle) Sohle-Strömung-Ufer	5 – 5,75 – 5	5,5 – 5 – 5,3	5,5 – 5,3 – 4,7
Durchgängigkeit	n.b.	schlechter als gut	n.b.
Wasserhaushalt	4 (mäßig verändert)	3 (gering verändert)	4 (mäßig verändert)
ACP – Überschreitung Orientierungswerte (Bewertung 2021)	TP, ortho-Phosphat-P (geringfügige Überschreitungen)	eingehalten	eingehalten
Vor-Ort-Parameter (Werte 2015-2019)			
Wasser-Temperatur (Max Sommer; Max Winter)	16,9; 3,5	14,7; 5,1	19,5; 7,5
pH-Wert (Min-Max)	7,3 – 7,7	6,4 – 7,7	7,0 – 7,6
Leitfähigkeit (Min-Max)	224 - 260	121 - 158	168 - 348
O2-Gehalt (Min)	9,0	9,2	9,1
flussgebietspezifische Schadstoffe	eingehalten	eingehalten	Kupfer
Ökologischer Zustand MZB			
Saprobienindex (2015; 2021)	gut (1,81; 1,82)	sehr gut - gut (1,41; 1,48)	gut (1,54; 1,6)
Allgemeine Degradation (2015;2021)	mäßig (0,47; 0,5)	gut (0,76; 0,73)	gut – mäßig ↑ (0,62; 0,6)
Versauerung (2015; 2021)	gut	sehr gut - gut	sehr gut

Kriterium	Zielgewässer Bielabach	Spendergewässer Rungstockbach	Spendergewässer Mortelbach
Kolmation	k.A.	k.A.	k.A.
Trockenfallen	k.A.	k.A.	k.A.
Entfernung Luftlinie zwischen Messstellen Spender- u. Empfängergewässer	-	2,1 km (Ortslage)	7,0
Entfernung Fließstrecke zwischen Messstellen Spender- u. Empfängergewässer	-	7,5 (indirekt über OWK Flöha-2)	deutlich weiter entfernt als OBF37001

Daten LfULG (iDA; Gewässersteckbriefe)

Hinsichtlich der Einstufungen zur Gewässerstruktur, den Vor-Ort-Parametern und der organischen Belastung (Saprobie) zeigen die drei Gewässer ähnliche Bedingungen. Im Gegensatz zu den Spendergewässern sind im Bielabach die Orientierungswerte für Gesamtphosphor und SRP geringfügig überschritten. Nach LAWA (2014) stehen Konzentrationen bis 0,16 mg/l für TP und 0,1 mg/l für SRP dem Erreichen des guten Zustands für MZB nicht im Wege, so dass negative Auswirkungen der geringfügig über dem Orientierungswert liegenden Phosphorbelastungen nicht zu erwarten sind.

Im Bielabach befinden sich zwischen der Landesmessstelle OBF37600 im Unterlauf und den Gewässerabschnitten mit besserer Habitatqualität, wie beispielsweise der oberen Befischungstrecke, mehrere Querbauwerke, die als nicht durchgängig bzw. Durchgängigkeit unbekannt klassifiziert sind. Es ist unabdingbar, in einer Voruntersuchung zu klären, ob die charakteristischen Arten stromaufwärts der Landesmessstelle bereits vorhanden sind und nur aufgrund der nicht durchgängigen Querbauwerke und den damit verbundenen Staubereichen im Sinne eines Ausbreitungshindernisses im Bereich der Landesmessstelle fehlen. Des Weiteren müssen die MZB- Artengemeinschaften in den Zuflüssen zum Bielabach (Buttermilchbach, Sattelbach, Becherbach, Lichtenauer Bach) hinsichtlich des Vorkommens charakteristischer Arten geprüft werden, da es an diesen Gewässern keine Landesmessstellen gibt und somit im Rahmen dieses Projektes keine biologischen Daten vorlagen. Nur wenn sich auch an diesen Gewässerabschnitten keine typspezifische Besiedlung zeigt, kann eine aktive Wiederbesiedlung aus einem der Spendergewässer weiter in Betracht gezogen werden. Sind charakteristische Artengemeinschaften stromaufwärts von OBF37600 vorhanden, kann eine aktive Wiederansiedlung im nicht auf natürlichem Wege erreichbaren Gewässerabschnitt im Bereich der Landesmessstelle mit der Artengemeinschaft aus dem Oberlauf in Erwägung gezogen werden. Dies erscheint dann sinnvoll, wenn eine Verbesserung der Durchgängigkeit für Makrozoobenthos durch Trittsteinbiotope und Strahlwege aufgrund von Restriktionen nicht wiederhergestellt werden kann.

Weiterhin müssen Daten wie zur Kolmation und zur Wasserführung (v.a. hinsichtlich Trockenfallen) erhoben werden, um Erfolgchancen einer aktiven Wiederansiedlung im Bielabach abschätzen zu können.

8.6.2 Zielgewässer Rote Weißeritz-1

Die Rote Weißeritz-1 (DESN_53722-1) ist als natürliches Fließgewässer vom Typ 5 (grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) eingestuft. Der Bach mündet nach ca. 21,7 km in die Talsperre Malter, woraus sich eine isolierte Lage des Einzugsgebietes ergibt. Wie im Kapitel 8.2.3 detailliert betrachtet, weist der OWK im Bereich der Landesmessstelle OBF10900 einen Mangel an Makrozoobenthos-Leitarten auf. Die wenigen vorkommenden Arten sind weiterhin nur in geringer Dichte vorhanden. Der OWK wird in beiden BWZ bezüglich des Makrozoobenthos als mäßig mit Tendenz zu gut eingestuft, während die Fischfauna als gut eingestuft ist.

Ein Wiederbesiedlungspotential ist in dem begrenzten Einzugsgebiet eingeschränkt gegeben durch den Pöbelbach (einziger zufließender OWK), der von der Quelle bis zum Waldschulheim Wahlsmühle nahezu durchgehend eine sehr gute Habitatqualität besitzt. Das Makrozoobenthos vom Pöbelbach ist als „gut“ eingestuft. In der Artenliste vom Untersuchungsjahr 2016 finden sich 12 FI Leitarten in einer Gesamtdichte von 650 Ind./m². Damit erfüllt der Pöbelbach knapp nicht mehr die Vorgaben als Wiederbesiedlungsquelle (mehr als 13 Leitarten) gemäß UBA (2014). Weiterhin handelt es sich bei den Leitarten aufgrund des überwiegend bewaldeten Einzugsgebietes mit starker Beschattung insbesondere um kaltstenotherme, anspruchsvolle Arten. Dagegen sind im OWK Rote Weißeritz-1 die zwei einzigen überschrittenen ACP die maximale Wassertemperatur (Gesamt) und die maximale Wassertemperatur im Sommer. Damit finden die im Pöbelbach vorkommenden Leitarten des Gewässertyps 5 keine guten Habitatbedingungen im Bereich der Landesmessstelle vom OWK Rote Weißeritz-1.

Mögliche Spendergewässer mit für den Gewässertyp 5 charakteristischen Artengemeinschaften und hohen Abundanzen wurden im Kapitel 8.3 identifiziert. Die nächstgelegenen geeigneten Spendervorkommen befinden sich im Brießnitzbach (OBF07902) und in der Weißeritz-2 (OBF10100, Wilde Weißeritz oberhalb der Talsperre Klingenberg). Die folgende Tabelle 41 stellt die relevanten Informationen zur Roten Weißeritz-1 und den beiden nächstgelegenen Spendergewässern gegenüber.

Tabelle 41: Vergleich Rote Weißeritz-1 und nächstgelegene Spendergewässer

Kriterium	Zielgewässer Rote Weißeritz-1	Spendergewässer Brießnitzbach	Spendergewässer Weißeritz-2
FG-Typ	5	5	5
Messstelle	OBF10900	OBF07902 (Biologie) OBF07901 (Chemie)	OBF10100
Strukturgüte (Bereich Messstelle)	6 (sehr stark verändert)	7 (vollständig verändert)	4 (deutlich verändert)
Habitatindex (Bereich Messstelle) Sohle-Strömung-Ufer	4,5 - 4,7 - 5,7	1,0 - 4,0 - 4,0	2,0 - 2,3 - 3,5
Wasserhaushalt	4 (mäßig verändert)	4 (mäßig verändert)	4 (mäßig verändert)
ACP – Überschreitung Orientierungswerte (Bewertung 2021)	max. Wassertemperatur Gesamt, max. Wassertemperatur Sommer	maximaler pH-Wert	eingehalten
Vor-Ort-Parameter (Werte 2015-2019)			
Wasser-Temperatur (Max Sommer; Max Winter)	21,5; 7,4	15,3; 5,6	15,7; 5,0
pH-Wert (Min-Max)	6,8 – 8,1	7,1 – 9,5	7,1 – 7,5
Leitfähigkeit (Min-Max)	164 – 314	201 - 448	137 - 184
O2-Gehalt (Min)	9,3	10,0	9,5
flussgebietsspezifische Schadstoffe	eingehalten	eingehalten	Zink
Ökologischer Zustand MZB	mäßig	gut	gut
Saprobienindex (2015; 2021)	gut (1,73; 1,69)	gut / sehr gut (1,48; 1,41)	gut / sehr gut (1,47; 1,42)
Allgemeine Degradation (2015;2021)	mäßig (0,53; 0,59)	gut / sehr gut (0,79; 0,87)	gut (0,74; 0,75)
Versauerung (2015; 2021)	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Entfernung Luftlinie zwischen Messstellen Spender- u. Empfängergewässer	-	8 km	7 km
Entfernung Fließstrecke zwischen Messstellen Spender- u. Empfängergewässer	-	EZG der Müglitz	ca. 32 km (inkl. TS Lehmühle, TS Malter)

Daten LfULG (iDA; Gewässersteckbriefe)

Der Brießnitzbach ist zwar nur wenige Kilometer von der Roten Weißeritz-1 entfernt, liegt jedoch in dem Einzugsgebiet der Müglitz. Damit ist er als Spendergewässer grundsätzlich weniger geeignet als Fließgewässer im Einzugsgebiet der Weißeritz.

Der OWK Weißeritz-2 unterhalb der Talsperre Malter weist eine deutlich geringere Wassertemperatur auf als das Wasser im Flussverlauf oberhalb der Talsperre (Weißeritz-1). Die erhöhten Wassertemperaturen im OWK Rote Weißeritz-1 treten vor allem im Sommer sowie abgeschwächt im Winter auf und stellen die einzigen auffälligen ACP dar. Ansonsten stimmen die weiteren stofflichen Parameter wie beispielweise Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt gut überein. Die Gewässerstruktur und damit die Habitatqualität sind im OWK Weißeritz-2 etwas besser ausgeprägt. Es erscheinen Voruntersuchungen notwendig, welche Ursachen für die thermische Belastung im Empfängergewässer Rote Weißeritz-1 verantwortlich sind (z.B. warme Einleitungen oder unzureichende Beschattung) mit Ableitung flankierender Maßnahmen zur Verbesserung der Situation (z.B. verbesserte Beschattung durch Baumpflanzungen).

8.6.3 Vorschlag zur Methodik

Die aktive Wiederansiedlung von MZB-Artengemeinschaften wurde in den vergangenen Jahren in Deutschland in zwei Projekten durchgeführt. Gegenüber der Entnahme der Organismen aus dem Spendergewässer mittels Kick-Sampling erscheint die Überführung von im Spendergewässer besiedelten künstlichen Substraten (Natursubstratfallen) als schonender für die Organismen. Gemäß DUMEIER et al. (2020) werden für 6 Wochen Natursubstratfallen im Spendergewässer ausgebracht. Bei den sandigen Tieflandbächen waren dies mit Holz und Blättern gefüllte Netzsäckchen, während sich bei dem Gewässertyp 5 mit Schotter gefüllte Körbe anbieten. Zusätzlich sollten Habitate, die nicht als Substratbehälter ausgebracht werden können (z.B. grobes Totholz, Makrophyten und flutende Baumwurzeln) direkt besammelt bzw. entnommen und umgesetzt werden. In der Studie von DUMEIER et al. (2020) wurden 200 Natursubstratfallen (20x20 cm) in das Empfängergewässer eingebracht und dort für 6 Wochen belassen.

In dem Projekt von DUMEIER et al. (2020) wurde die Umsetzung der Artengemeinschaften an drei Zeitpunkten (März-August-März Folgejahr) vorgenommen, um verschiedene Alters- und Lebensstadien der Organismen in das Empfängergewässer einzubringen. HAASE & PILOTTO (2019) wiederholten die Umsiedlung von MZB-Artengemeinschaften 6-mal in einem Jahr. Besonders für merolimnische Insekten mit ihrem komplexen Lebenszyklus im Wasser und an Land erhöht sich die Erfolgswahrscheinlichkeit der nachhaltigen Wiederansiedlung durch das wiederholte Einbringen. Neben der Etablierung der Larven im Gewässer muss bei merolimnischen Insekten auch die Phase der Reproduktion an Land gelingen, um sich langfristig im Gewässer anzusiedeln.

8.6.4 Wissensdefizite, Risiken und Monitoring

Für die beiden exemplarisch betrachteten Zielgewässer bestehen Wissensdefizite hinsichtlich bestehender Restriktionen (Kolmation, Wasserführung) und der Besiedlung an weiteren Gewässerabschnitten im Oberlauf des OWK sowie in kleineren Zuflüssen zu den OWK. Erst mit Vorliegen dieser Daten kann die Notwendigkeit einer aktiven Wiederansiedlung untermauert und die Eignung der OWK als Empfänger-gewässer bestätigt werden.

Sollten keine Quellpopulationen mit typspezifischen Artengemeinschaften in den Oberläufen oder Zuflüssen existieren, ist eine aktive Wiederansiedlung mit Artengemeinschaften aus einem Spender-gewässer sinnvoll. Wenn typspezifische Artengemeinschaften den Oberlauf oder die Zuflüsse besiedeln, wird das Artendefizit im Bereich der Landesmessstelle vorrangig durch die fehlende Durchgängigkeit des OWK verursacht. Primär sind anthropogene Ausbreitungsbarrieren zu beseitigen, bevor eine aktive Wiederansiedlung in Betracht gezogen wird.

Hinsichtlich der Risiken, die durch das Verbringen von Organismen von einem OWK in einen anderen einhergehen, wurden in der publizierten Literatur bislang Daten zur Krebspest und zum Vorkommen von invasiven Neobiota im Spendergewässer als relevante Vorbedingungen einbezogen (vgl. 8.1.3). Diese Risiken von unerwünschten und gefährlichen Auswirkungen einer Wiederansiedlung sind vorab intensiv zu untersuchen und die anvisierte Maßnahme ggf. auch abzulehnen.

Wie an mehreren Stellen in diesem Bericht gezeigt, fehlen langjährige konsistente Monitoring-Daten nach Durchführung einer Wiederansiedlung. Ein Monitoring-Programm sollte bereits vor Projektbeginn aufgestellt und seine Finanzierung gesichert sein. Nur so können Erfahrungen gesammelt und zukünftige Wiederansiedlungsprojekte optimiert werden.

9 Makrophyten

9.1 Literaturrecherche

9.1.1 Überblick

Aktive Wiederansiedlung von Makrophyten kann erforderlich sein, wenn gewässertypspezifische Pflanzen weder im Oberlauf noch in zufließenden Seitenbächen vorhanden sind und so eine natürliche Wiederbesiedlung sehr unwahrscheinlich ist (STILLER & ENGELSCHALL 2014). Die erfolgreiche Wiederansiedlung von Makrophyten in Fließgewässern führt zur Verbesserung der Substratdiversität, zur Entstehung neuer Mikrohabitate vor allem für benthische Invertebrate und Jungfische, zur Reduzierung von Nährstoffen und ggf. auch Schadstoffen in der fließenden Welle sowie zur Verbesserung des Nahrungsangebotes (ALTIERI et al. 2021). Von einem nachhaltigen Erfolg kann gesprochen werden, wenn sich im Lauf der Zeit auch eine Strahlwirkung entfaltet, die angesiedelten Makrophyten demnach als Quellpopulation für Bereiche des Gewässers stromabwärts wirken (STILLER & ENGELSCHALL 2016).

Insgesamt wurden 9 wissenschaftlich publizierte Studien zur Wiederansiedlung recherchiert, von denen 8 konkrete Projekte dokumentierten. Aus der „grauen“ Literatur ist ein beispielhaftes Projekt in Hamburg bekannt, das vom Botanischen Verein zu Hamburg e.V. in Zusammenarbeit mit der Behörde für Umwelt und Energie ab 2011 durchgeführt wurde (STILLER & ENGELSCHALL 2016).

Drei der wissenschaftlichen Publikationen aus Neuseeland und Dänemark (LARNED et al. 2006; SUREN 2009; RIIS et al. 2009) bauten methodisch aufeinander auf und leiteten generelle Empfehlungen für die Wiederansiedlung von Makrophyten ab (RIIS et al. 2009).

Zur aktiven Wiederbesiedlung von Wassermoosen konnten in der wissenschaftlichen Literatur keine konkreten Wiederbesiedlungsprojekte gefunden werden. In einem Review (MALLEN-COOPER & CORNWELL 2020), welcher eine Literaturstudie zur Transplantation von Moosen und Flechten beinhaltete, wurde nur eine Studie zur aktiven Ansiedlung einer Moosart gefunden. Diese ist für die hier bearbeitete Fragestellung nicht relevant, da es sich um ein Torfmoos handelte.

9.1.2 Geeignete Arten / Artengruppen

Für Hamburger Fließgewässer wurde von STILLER & ENGELSCHALL (2014) eine Handlungsempfehlung zur Wiederansiedlung von Makrophyten herausgegeben. Darin werden diejenigen Arten von Makrophyten als geeignet beschrieben, die gemäß der PHYLIB-Verfahrensanleitung (SCHAUMBURG et al. 2012) als charakteristische Arten des jeweiligen Gewässertyps eingeordnet sind. Es wird empfohlen, nicht gefährdete, in der näheren Umgebung bzw. den angrenzenden Bundesländern relativ häufige und vor allem robuste Wasserpflanzen allgemein verbreiteter Arten zu nutzen. Es sollten Arten angesiedelt werden, die sich positiv auf die Bewertung der Makrophyten nach EG-WRRL auswirken.

Als Zielarten haben nach RIIS et al. (2009) die Arten, die bereits stromaufwärts vorkommen, das größte Potential sich wieder in dem Gewässerabschnitt auszubreiten und auch Strahlwirkung stromabwärts zu entfalten. Geeignet sind ebenfalls Arten, die stromabwärts im Gewässersystem vorkommen oder Arten, deren Vorkommen historisch belegt ist. Dafür sollte das geographisch nächstgelegene Vorkommen als Spenderpopulation genutzt werden. Es sollten Arten ausgewählt werden, die basierend auf ihren autökologischen Eigenschaften zu den physikalisch-chemischen Bedingungen des Empfängergewässers passen.

In der wissenschaftlich publizierten Literatur wurden erfolgreich Arten der Gattungen *Potamogeton* spp. (Laichkräuter), *Callitriche* spp. (Wasserstern), *Myriophyllum* spp. (Tausendblatt) und *Ranunculus* spp. (Hahnenfuß) wiederangesiedelt. Jedoch kam es ebenso zum Misserfolg der Wiederansiedlung dieser Arten. Eine Wiederansiedlung von Wassermoosen ist bisher nicht bekannt. Im Folgenden werden die Studien kurz beschrieben.

LARNED et al. (2006) führten die erfolgreiche Wiederbesiedlung eines urbanen kleinen Fließgewässers mit den in Neuseeland natürlicherweise vorkommenden Arten *Callitriche petriei*, *Myriophyllum triphyllum* und *Potamogeton cheesemanii* durch und schätzten diese, auch hinsichtlich der Konkurrenzfähigkeit gegenüber im Empfängergewässer nicht heimischen Arten, als geeignet für die Wiederbesiedlung ein. In einer auf dieser Publikation aufbauenden Studie von SUREN (2009) konnte sich *Myriophyllum triphyllum* in einem größeren Fließgewässer bei höheren Fließgeschwindigkeiten und gegenüber den bereits vorkommenden Makrophyten nicht dauerhaft etablieren und ausbreiten.

Ein methodisch auf LARNED et al. (2006) aufbauendes Projekt in Dänemark (RIIS et al. 2009) zeigte die erfolgreiche Wiederansiedlung von *Ranunculus baudotii*, *Callitriche cophocarpa*, *Potamogeton crispus* und *Myriophyllum spicatum* in kleinen Fließgewässern Ostjütlands. Weniger gut gelang die Ansiedlung der beiden Laichkrautarten *Potamogeton pectinatus* (= *Stuckenia pectinata*) und *P. perfoliatus* in einem kleinen Fließgewässer. Beide Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in größeren Tieflandfließgewässern, in Kanälen und in stehenden Gewässern.

Eine weitere Studie an dänischen Fließgewässern zur Wiederansiedlung von fünf Laichkrautarten (*Potamogeton* spp.) zeigte, dass neben der Etablierung der Pflanzen im neuen Habitat die Fähigkeit zum Überleben des Winters zentral für die dauerhafte Wiederansiedlung ist (JOHNSEN et al. 2021). Die Autorinnen und Autoren schlussfolgerten anhand ihrer Ergebnisse, dass das Überleben des Winters, dabei vor allem auch die Stabilität bei hohen Durchflüssen, für Arten mit umfangreichem Wurzelwachstum und der Bildung von Rhizomen (*Potamogeton gramineus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton praelongus*) wahrscheinlicher ist als für Arten, die als Überdauerungsorgane Turionen (Überwinterungsknospen) oder Samen bilden (*Potamogeton compressus*, *Potamogeton pusillus*). In dem Projekt wurden

Triebspitzen der Spenderorganismen aus zwei Seen entnommen, an die Pflanzenteile jeweils distal Bänder zur Verankerung befestigt, und in die Empfängergewässer eingebracht.

Für die Hamburger Fließgewässer (STILLER & ENGELSCHALL 2016) orientierte sich die Auswahl geeigneter Arten am typgerechten Besiedlungspotential der Empfängergewässer, wobei als Referenz historische und aktuelle Wasserpflanzenvorkommen der lokalen und speziell der Pilotgewässer herangezogen wurden. In diesem Projekt wurden Arten gewählt, deren Vorkommen und Häufigkeit zur Verbesserung der Zustandsbewertungen nach EG-WRRRL an den Empfängergewässern (sandgeprägte Tieflandbäche) führen: *Berula erecta* (Aufrechte Berle), *Callitriche platycarpa* (Flachfrüchtiger Wasserstern) sowie *Ranunculus peltatus* (Schild-Wasserhahnenfuß). Die Arten waren für die Hamburger Fließgewässer belegt und traten auch zum Teil noch aktuell auf. Die Autorinnen beschrieben die verwendeten Arten nach der ersten Vegetationsperiode als geeignet und robust auch gegenüber einem kurz nach der Wiederanpflanzung aufgetretenen Starkregenereignis und den daraus resultierenden mechanischen Belastungen.

9.1.3 Geeignete Spender- und Empfängergewässer

Geeignete **Spendergewässer** zeichnen sich zunächst durch häufige Vorkommen der Zielart(en) aus, so dass eine Entnahme von Pflanzenmaterial sich nicht negativ auf das Vorkommen im Spendergewässer auswirkt. Es ist günstig, ein Spendergewässer in geringer Entfernung und somit mit vergleichbaren klimatischen Bedingungen zu wählen.

In der Studie von JOHNSEN et al. (2021) wurde das Pflanzenmaterial aus zwei geographisch nahen Standgewässern entnommen und in 5 verschiedene Fließgewässer eingebracht. Die Empfängergewässer wurden vorab hinsichtlich hydromorphologischer Merkmale (Substrat, Beschattung, Eintiefung, Größe des Einzugsgebietes, Landnutzung) und der Wasserbeschaffenheit (Wassertemperatur, pH-Wert, Alkalinität) charakterisiert. Die Pflanzen (in Pflanzkörben) wurden in jedem Gewässer an hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit drei verschiedenen Habitaten eingebracht.

In einem Mesokosmos-Experiment untersuchten REYNOLDS et al. (2021) die Merkmalsvielfalt (trait diversity) von *Vallisneria americana* und *Potamogeton illinoensis* unterschiedlicher Spenderpopulationen als Reaktion der Individuen auf Umweltbedingungen, die als Stressoren wirken (Lichtverfügbarkeit, Nährstoffgehalte). Aufgrund der Ergebnisse empfehlen die Autorinnen und Autoren, zur häufig nach Renaturierungen praktizierten Ansiedlung dieser Arten jeweils Individuen verschiedener Herkünfte anzusiedeln, um die Erfolgswahrscheinlichkeit zu erhöhen.

STILLER & ENGELSCHALL (2016) wählten Spendergewässer, die den gleichen Gewässertyp wie die Empfängergewässer aufwiesen (sandgeprägte Tieflandbäche) und hinsichtlich der abiotischen und biologischen Bewertungen dem Referenzzustand entsprachen.

In den wissenschaftlichen Publikationen wird auf die Verbreitung von Krankheitserregern oder Neobiota nicht Bezug genommen. Von STILLER & ENGELSCHALL (2014) wird betont, dass bei der Entnahme von Pflanzen aus dem Spendergewässer ausgeprägte Fachkenntnis erforderlich ist, um nicht versehentlich andere Pflanzen (Störzeiger, Neophyten) mit anzusiedeln.

Nach den generellen Empfehlungen von RIIS et al. (2009) sind geeignete **Empfängergewässer** Fließgewässer, die das Wachstum von Makrophyten unterstützen und für welche die Makrophytenvorkommen einen ökologischen Gewinn darstellen. Gewässerabschnitte mit bereits hohem Deckungsgrad von Makrophyten und hoher Dynamik des Durchflusses sind nicht geeignet. Die Leitarten fehlen dauerhaft im Empfängergewässer.

Resultierend aus dem Wiederansiedlungsprojekt in Hamburg wurden sehr konkrete Empfehlungen zur Identifizierung geeigneter Gewässerabschnitte für die Wiederansiedlung in sandgeprägten Tieflandbächen gegeben (STILLER & ENGELSCHALL (2014), erweitert von STILLER (2023)), welche im Kapitel 9.5 detailliert beschrieben werden. Grundsätzlich müssen die Bedingungen im Empfängergewässer die autökologischen Ansprüche der anzusiedelnden Arten erfüllen.

Für Wassermoose in Fließgewässern der USA stellten TESSLER et al. (2014) in einer Feldstudie die stärksten Korrelationen zwischen dem Vorkommen verschiedener Moosarten in Gewässern und den Parametern pH-Wert und Gesteinsanteil sowie dem SRP-Gehalt her. Gleichwohl vermuten die Autorinnen und Autoren, dass sich Arten und Populationen in einem Gewässer an spezifische pH-Werte adaptieren können.

Für *Myriophyllum alternifolium* formulierten SATTLER & POSCHLOD (2023) basierend auf Untersuchungen in 6 bayrischen Fließgewässern Ausschlussgründe für das Vorkommen der Art. *Myriophyllum alternifolium* kam dabei nicht in Habitaten mit erhöhter organischer Belastung im Sediment, zu geringer Fließgeschwindigkeit, großer Trübung und bei einer Beschattung des Gewässers über 75 % vor.

9.1.4 Geeignete Methodik

Grundsätzlich soll das Einbringen aquatischer Makrophyten während der Vegetationsperiode und nicht in Zeiträumen mit verstärkter Hochwassergefahr stattfinden (RIIS et al., 2009, STILLER & ENGELSCHALL 2016). Es wird empfohlen, Makrophyten möglichst im Oberlauf eines Empfängergewässers anzusiedeln, da dann eine Ausbreitung stromabwärts (Strahlwirkung) im weiteren Gewässerverlauf erzielt werden kann, wodurch sich der positive Effekt einer Wiederansiedlung erhöht (STILLER & ENGELSCHALL 2016).

In den Veröffentlichungen von LARNED et al. (2006), SUREN (2009), RIIS et al. (2009) und ALTIERI et al. (2021) wurden die Makrophyten als Stecklinge nach Entnahme aus dem Spendergewässer zunächst für 6 bzw. 12 Wochen in mit Substrat des Gewässers befüllten Pflanzschalen/Pflanztablets (Abmessungen ca. 45x35x10 cm) mit Baumwollnetz am Boden eingepflanzt und in die Empfängergewässer

bzw. ein Anzuchtgewässer (LARNED, 2006) eingebracht. Dabei werden die Stecklinge dicht in das Pflanztablett eingesetzt, so dass bereits eine dichte Pflanzendeckung im Empfängergewässer besteht. Diese vegetative Vermehrungstechnik führt zu kurzfristigem Wachstum v.a. der Wurzeln und gewährleistet den Jungpflanzen zunächst geschütztere Bedingungen am neuen Standort vor Belastungen durch Fließgeschwindigkeit und Verdriftung. Die anfänglichen Verlusten waren in der Studie von RIIS et al. (2009) sehr gering. Durch diese Entnahmetechnik werden weniger Spenderpflanzen benötigt, was bei kleineren Vorkommen im Spendergewässer als günstig eingeschätzt wird. RIIS et al. (2009) gingen davon aus, dass die Etablierung bzw. das Anwachsen der Pflanzen im Empfängergewässer der Flaschenhals der Verbreitung ist, das langfristige Überleben der Pflanzen im Empfängergewässer hingegen gewährleistet ist, wenn die Ansprüche der Pflanzen hinsichtlich der physikalisch-chemischen Bedingungen und der Habitatbeschaffenheit erfüllt werden. Nach 6 Wochen (Dänemark) bis 12 Wochen (Neuseeland) können die Pflanzen, inzwischen mit Wurzeln, von den Pflanzschalen ins Gewässer ausgepflanzt werden. Als geeignete Habitate werden Wassertiefen zwischen 0,1 und 0,7 m und Fließgeschwindigkeiten von 0,1 bis 0,4 m/s empfohlen. Ebenfalls angewendet wurde die beschriebene Methode unter Verwendung von Pflanzschalen von PAZ et al. (2018), jedoch wurden in dieser Studie die Pflanzen mit Wurzeln an der Spenderstelle entnommen.

Im Hamburger Projekt (STILLER & ENGELSCHALL 2016) wurden die Pflanzen ab Mitte Mai mitsamt dem Wurzelballen entnommen und umgehend im Empfängergewässer eingesetzt, wobei zum Schutz vor den mechanischen Belastungen infolge von Strömung und schwankenden Wasserständen die Anpflanzungen in tiefe Pflanztaschen vorgenommen und mit Kies fixiert wurden. Insgesamt wurden 500 Pflanzen der drei Arten auf ca. 250 m Gewässerstrecke in vier Empfängergewässer eingebracht. Die Pflanzstrecken der Empfängergewässer sollten unbedingt Strukturelemente wie Strömungsenker (Steinpackungen mit Totholz und Kies) zur Entwicklung und Erhaltung von Tiefenvarianz und Substratdiversität enthalten.

In der Studie von GRUNWALD et al. (2023) wurden Samen einer Spenderpopulation einer Lilienart am gleichen Fließgewässer entnommen und in Gewächshäusern zur Keimung bzw. Zwiebelbildung über verschieden lange Zeiträume bis zum Zeitpunkt der Ausbringung in das Empfängergewässer aufgezogen.

Neben der Entnahme aus vergleichbaren Fließgewässern empfehlen STILLER & ENGELSCHALL (2014) in ihrer Handlungsempfehlung auch die Entnahme aus Standgewässern, Retentionsbereichen oder aus der Anzucht in Gartenbaubetrieben, wobei stets darauf zu achten ist, dass es sich um autochthones, also heimisches, Pflanzenmaterial handelt.

Neben der häufig beschriebenen Entnahme der benötigten Individuenzahlen aus Spendergewässern wurde in einer Veröffentlichung die Vermehrung von *Myriophyllum spicatum* in einer In-vitro-Zellkultur (Mikropropagation) beschrieben (DELMAIL et al. 2013). Über 35 Tage wurden aus einer Ursprungspflanze

120 Pflanzen gezüchtet, die nach einer Akklimatisationszeit von zwei Wochen in natürlichem Flusswasser in verschiedene Fließgewässer in Frankreich eingesetzt wurden. Die abschließende Untersuchung hinsichtlich der Entwicklung der Biomasse und des Chlorophyllgehaltes fand 35 Tage nach Einbringen der Organismen statt und wurde für Gewässerabschnitte ohne hohe Schwermetallgehalte und hohe Feinsedimentfrachten als erfolgreich beschrieben.

Aufwand und Dauer einer Wiederansiedlungsmaßnahme hängen von der angewendeten Methodik ab. Der zeitliche und personelle Aufwand für die Entnahme von Stecklingen und vorübergehende Einsetzung auf einem Pflanztablett oder Umsetzung ganzer Pflanzen wird als effektiv und preisgünstig eingeschätzt. LARNED et al. (2006) gaben den Gesamtaufwand für die Entnahme, vegetative Vermehrung und das Auspflanzen ins Empfängergewässer von 3000 Makrophyten mit 160 Personenstunden an. Deutlich höher ist der Aufwand, wenn zunächst aus den Samen neue Pflanzen im Gewächshaus kultiviert werden (GRUNWALD et al. 2023) und diese dann individuell in das Spendergewässer eingebracht werden. Es ist anzunehmen, dass das In-vitro-Verfahren der Mikropropagation (DELMAIL et al. 2019) den höchsten Aufwand benötigt.

9.1.5 Ursachen für Erfolg / Misserfolg

Der Grund für Erfolg oder Misserfolg kann bei extrinsischen oder intrinsischen Faktoren liegen. Bei der Auswertung der wissenschaftlich publizierten Veröffentlichungen kann ein nachhaltiger langjähriger Erfolg nicht beurteilt werden, da der Zeitraum des begleitenden Monitorings in fast allen beschriebenen Projekten die Dauer von 3 Jahren nicht überstieg. Daneben stellt sich auch die Frage, inwieweit eine nicht erfolgreiche Etablierung auf die Methodik der Wiederansiedlung zurückzuführen ist oder durch die Bedingungen im Empfängergewässer verursacht wurde. Auch kleine Veränderungen der Umweltbedingungen im Empfängergewässer können außerhalb des Toleranzbereiches der eingebrachten Organismen liegen.

Ein kritischer Punkt bei der Wiederansiedlung von Makrophyten sind einerseits kurz nach der Anpflanzung auftretende Extremereignisse wie Hoch- oder extremes Niedrigwasser. Andererseits ist auch das Überleben der Individuen über den ersten Winter eine Herausforderung.

Über den ersten Winter hinaus gelang die Wiederansiedlung von *Potamogeton compressus* and *Potamogeton pusillus* in dem von JOHNSEN et al. (2021) publizierten Projekt nicht. Als Ursache wird die relativ geringere Standfestigkeit bei vor allem in den Wintermonaten höheren Durchflüssen vermutet, da die beiden Arten nur ein recht geringes Wachstum von Wurzeln und Rhizomen aufwiesen, sondern als Strategie für die Überwinterung Turionen und Samen bildeten. PAZ et al. (2018) geben als Ursache für den Misserfolg bei der Ansiedlung von *Egeria densa* in Südamerika den kurz nach Einbringen der

Individuen deutlich rückläufigen Wasserstand des Empfängergewässers infolge einer Trockenperiode an, worauf diese Art sensitiv reagierte.

Die Ausbreitung von *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pectinatus* war in der Studie von RIIS et al. (2009) nur geringfügig, vermutet werden als Ursache durch das Empfängergewässer nicht abgebildete Standortansprüche, die weiter im Unterlauf gegeben wären. SUREN et al. (2009) vermuteten als Ursache für das Scheitern ihres Wiederansiedlungsprojektes mit *Myriophyllum triphyllum* in Neuseeland im urbanen Raum zu hohe Fließgeschwindigkeiten im Empfängergewässer sowie eine zu geringe Konkurrenzstärke der angesiedelten Art.

In besonderem Maße soll auf die kurz- und langfristigen Ergebnisse aus dem Wiederansiedlungsprojekt in Hamburger Fließgewässern eingegangen werden: von STILLER & ENGELSCHALL (2016) wurden kurzfristig ca. 3 Monate (zum Ende der Vegetationsperiode) nach der Anpflanzung geringe Verlustraten, gleichwohl Vitalität und Wachstum der eingebrachten Individuen charakterisiert. Dabei zeigte sich in diesem Projekt bis zum Ende der ersten Vegetationsperiode insgesamt eine Überlebensrate von 75 % der 500 eingebrachten Pflanzen. Diese war mit 94 % für *Berula erecta* am höchsten, für *Callitriche platycarpa* mit 56 % deutlich geringer. Für *Ranunculus peltatus* lag die Überlebensrate bei 83 %. Im ersten und dritten Jahr nach der Anpflanzung wurde für das Monitoring die Gesamtdeckung der Makrophyten in der jeweiligen Gewässerstrecke erfasst. Bis zum Ende der 3. Vegetationsperiode zeigten sich an den vier Empfängergewässern unterschiedliche Entwicklungen, wobei für alle eingebrachten Pflanzenarten auch Strahlwirkung stromabwärts nachgewiesen werden konnte. Ein Rückgang der Pflanzenmenge zeigte sich besonders an Gewässerabschnitten, bei denen die Lichtverfügbarkeit aufgrund des Wachstums der angepflanzten gewässerbegleitenden Gehölze und der sich entwickelnden Röhricht- und Uferpflanzen rückläufig war oder an denen die in den vorangegangenen Renaturierungsmaßnahmen eingebrachten Strukturelemente (bspw. Totholz, Kies) nach 3 Jahren nicht mehr vorhanden waren. Die eingeschränkte Lichtverfügbarkeit verursacht eine verminderte Photosyntheseleistung, was sich negativ auf Wuchskraft, Vitalität und Widerstandsfähigkeit auswirkt. Die Strahlwirkung, das heißt Ausbreitung der Pflanzen stromabwärts der ursprünglich bepflanzten Abschnitte, bestätigte diese Beobachtung, denn dort siedelten sich die Pflanzen in Bereichen mit guter Lichtverfügbarkeit und vorhandenen Strukturelementen an. Bis zum Jahr 2017 konnte die Wiederansiedlung der drei Arten, wenn sowohl die Anpflanzungen als auch die Strahlwirkung betrachtet wurden, als nachhaltig und erfolgreich bezeichnet werden, wenn auch nicht in allen vier Empfängergewässern (STILLER 2018). Das Monitoring weitere 5 Jahre später zeigte die Fortsetzung des ab dem 3. Jahr rückläufigen Deckungsgrades und das Ausfallen von stromabwärts etablierten Beständen aus der Strahlwirkung, so dass 2022 die Gewässer mit Blick auf die EG-WRRL wieder als makrophytenfrei bezeichnet werden mussten, da der Deckungsgrad an den Abschnitten wie vor der Wiederbesiedlung bei < 2 % lag (STILLER 2023). Die Autorin sieht als maßgebliche Ursachen für den stetigen Rückgang der

angesiedelten Makrophytenbestände die zunehmende Abnahme der Lichtverfügbarkeit, der Verlust von zuvor eingebrachter Strukturelemente, die zunehmende Sedimentablagerung in den Pflanzenbereichen sowie auch den Verlust von Pflanzen durch Gewässerunterhaltung. Grundlage für die erfolgreiche Wiederansiedlung muss demnach die Schaffung und der Erhalt optimaler Standortbedingungen sein, wobei auch die Maßnahmen der Gewässerunterhaltung die Bestände nicht schädigen dürfen.

9.1.6 Geeignetes Monitoring

Mit Ausnahme des Projektes an den Hamburger Fließgewässern (STILLER 2018, 2023; STILLER & ENGELSCHALL 2014, 2016) wurde in allen hier dargestellten Studien ein Monitoring nur innerhalb der ersten Vegetationsperiode (DELMAIL et al., 2013; ALTIERI et al., 2021; PAZ et al., 2018; SUREN 2009) bis maximal 2 Jahre (GRUNWALD et al., 2023; JOHNSEN et al., 2021; RIIS et al., 2009; LARNED et al., 2006) nach Wiederansiedlung durchgeführt. Nur für diese relativ kurze Zeitspanne wurde demnach eine Aussage über Erfolg oder Misserfolg der Projekte getroffen. Geschuldet ist dies mit hoher Wahrscheinlichkeit der meist 3-jährigen projektgebundenen Drittmittelfinanzierung an wissenschaftlichen Einrichtungen, so dass kontinuierliche langfristige Untersuchungen meist nicht möglich sind.

Im Folgenden soll jedoch anhand des Projektes zur Wiederansiedlung in Hamburger Fließgewässern verdeutlicht werden, wie essentiell ein langfristiges begleitendes Monitoring einer Ansiedlungsmaßnahme ist, um Aussagen über die Nachhaltigkeit der Maßnahme treffen zu können sowie Ursachen für Misserfolge identifizieren zu können.

Im Wiederansiedlungsprojekt aus Hamburg (STILLER & ENGELSCHALL 2016) wurden zwischen der Anpflanzung im Juni 2011 und dem Ende der Vegetationsperiode alle ein bis zwei Wochen die Anpflanzungen hinsichtlich verbliebener Anzahl, Vitalität und Wachstum kontrolliert. In den Jahren 2012, 2014, 2017 und 2022 wurde der Deckungsgrad der Makrophyten in den Pflanzstrecken jeweils zum Beginn und Ende einer Vegetationsperiode ermittelt. Daneben wurde auch die Strahlwirkung der Anpflanzungen untersucht, indem Vorkommen der eingebrachten Pflanzen je nach zu erwartendem Strahlweg mehrere hundert bis wenige tausend Meter stromab und ihre jeweilige Anzahl und Deckungsgrad erfasst wurden. Während in den ersten Jahren die Maßnahme als erfolgreich galt, ging das Vorkommen der angesiedelten Makrophyten in den Gewässern nach 10 Jahren aufgrund verschiedener Ursachen wieder gegen Null.

Für jede Wiederansiedlungsmaßnahme ist ein langfristiges und intensives Monitoring unabdingbar. Neben dem Anwachsen der Makrophyten im Spendergewässer sind das Überleben der ersten Winterperiode sowie von hydrologischen Extremereignissen mehrfach als kritische Punkte beschrieben worden

(SUREN et al. 2009; RIIS et al. 2009). Weitere relevante Faktoren sind die Konkurrenz mit anderen Makrophytenarten und Fraßdruck durch herbivore Organismen. Häufig wurde in Projekten zunächst eine positive Entwicklung der eingebrachten Individuen beobachtet, nach dem ersten oder zweiten Jahr hingegen musste ein Rückgang festgestellt werden.

Die Finanzierung eines Langzeitmonitorings sollte möglichst bereits vor Beginn eines Wiederansiedlungsprojektes gesichert sein.

9.1.7 Zulässigkeit der aktiven Wiederansiedlung

Die aktive Wiederbesiedlung mit Makrophyten kommt nur in Frage, wenn die Zielart(en) natürlicherweise im Empfängergewässer vorkamen, die wahrscheinlichen Ursachen für ihr Verschwinden bekannt sind sowie behoben wurden, die bestehenden Habitatbedingungen geeignet sind und die Art(en) nicht auf natürlichem Wege den Gewässerabschnitt erreichen können.

Zur zeitlichen Dimension der natürlichen Wiederbesiedlung mit Makrophyten wurden folgende Informationen zusammengetragen.

In einer Studie von LORENZ et al. (2012) wurde die Makrophytenbesiedlung an 40 renaturierten Gewässerabschnitten, sowohl in der Mittelgebirgs- als auch in der Tieflandregion, vergleichend zu einem jeweils nicht renaturierten Abschnitt des gleichen Gewässers (space-for-time-Ansatz) untersucht. Die hydromorphologischen Renaturierungen lagen 1 - 13 Jahre zurück. An allen untersuchten renaturierten Gewässern waren Taxazahl, Biodiversität und Deckungsgrad signifikant höher als an nicht renaturierten Abschnitten, was nach Ansicht der Autorinnen und Autoren in einer infolge der Renaturierungen deutlich höheren Zahl ökologischer Nischen begründet ist. Nach LORENZ et al. (2012) reagieren Makrophyten schnell auf Habitatverbesserungen, wenn die Ausbreitung auf den renaturierten Abschnitt mittels Drift von stromaufwärts gelegenen Abschnitten, einer bestehenden Samenbank im Gewässer oder durch die Verbreitung mit Tieren/Vögeln erfolgen kann. Am häufigsten tritt dabei Drift aus dem Einzugsgebiet auf, welche jedoch das Vorkommen der Art stromaufwärts im Gewässer und keine Ausbreitungshindernisse voraussetzt.

Für das Erreichen des guten ökologischen Zustands nach einer Renaturierungsmaßnahme werden je nach geographischer Lage und Intensität der strukturellen Degradation Zeiträume von 10 bis 20 Jahren angegeben (LAWA 2019).

Eine weitere Publikation von LORENZ et al. (2017) befasste sich ebenfalls mit der Erfassung von Veränderungen der Artengemeinschaften an zuvor renaturierten Fließgewässerabschnitten. Dabei lagen die Maßnahmen an den 19 untersuchten Abschnitten zwischen 1 und 10 Jahren zurück, die Gewässer wurden jeweils zweimalig im Abstand von 5 Jahren untersucht. Bei den Makrophyten ergab sich eine, wenn

auch nicht signifikante, Zunahme der verschiedenen Wuchsformen, jedoch veränderte sich auch die Artengemeinschaft während der 5 Jahre deutlich (Ähnlichkeit nach Jaccard im Mittel ca. 50 %). Unabhängig vom Zeitraum seit Durchführung der Renaturierung und des morphologischen Zustands konnte über die 5 Jahre im Mittel keine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse für die Makrophyten ermittelt werden. Die Forschenden gehen davon aus, dass sich Veränderungen der Artengemeinschaft kurzfristig nach der Renaturierung einstellen.

ENGSTRÖM et al. (2009) untersuchten in Schweden den theoretisch erwarteten verbesserten Rückhalt von Samen in Fließgewässern infolge vorausgegangener Renaturierungen. Ihre Untersuchungen ergaben den höchsten Samenrückhalt an Abschnitten mit Geröll und Holzgeschiebe und mittleren bis geringen Durchflüssen. Jedoch müssen die Samen an Uferbereichen zurückgehalten werden um geeignete Habitate für die Pflanzenentwicklung vorzufinden, was bei hohen Durchflüssen auftritt. Unterschiede im Samenrückhalt in Uferbereichen zwischen renaturierten und nicht renaturierten Abschnitten fanden die Autorinnen und Autoren nicht.

PEDERSEN et al. (2007) konnten zeigen, dass drei Jahre nach der Renaturierung eines Tieflandflusses (remeandering) in Dänemark die vor der Maßnahme vorherrschende Art *Glyceria maxima* auf natürliche Weise durch *Eloдея canadensis* und *Sparganium* sp. ersetzt wurde, wobei gleichzeitig der zuvor sehr hohe Gesamtdeckungsgrad der Makrophyten rückläufig war. Weiterhin wurde herausgestellt, dass die Entwicklung des wieder mäandrierenden Gewässerabschnitts hinsichtlich der Sediment- und Habitatbildung nach 3 Jahren noch nicht als abgeschlossen angesehen werden kann.

9.1.8 Wissensdefizite und weiterer Untersuchungsbedarf

Die größten Wissensdefizite bestehen hinsichtlich langjähriger Monitoringdaten nach der Durchführung von Wiederansiedlungen. Daneben bleiben die Ursachen für den Erfolg oder Misserfolg einer Maßnahme häufig unklar, da der Erfolg von einem komplexen Zusammenspiel verschiedener abiotischer und biotischer Faktoren abhängt.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht hinsichtlich der Risiken zur Verbreitung von Krankheitserregern und Neobiota bei der aktiven Wiederbesiedlung mit Makrophyten.

9.2 Ableitung potentieller Zielgewässer

9.2.1 Vorauswahl potentieller Zielgewässer

Bei der Vorauswahl potentieller Zielgewässer für die aktive Wiederbesiedlung mit Makrophyten werden diejenigen OWK identifiziert, in denen die Bewertung in keinem der beiden Bewirtschaftungszeiträume gut oder besser als gut war und der ökologische Zustand / das ökologische Potential der Fische min-

destens in einem der beiden BWZ gut oder besser war. Als besonders geeignet für eine aktive Wiederansiedlung mit Makrophyten werden die OWK angesehen, in denen die beiden anderen BQK (Fische, Makrozoobenthos) bereits eine gute Bewertung erreichen (Optionen A bis C, Tabelle 42). Die Optionen D bis F für die Vorauswahl sind mit den Kategorien D bis F für das Makrozoobenthos identisch (vgl. Kapitel 8.2.1). Die Option G (ungesichert) wurde nicht verwendet, da sich mit den Optionen A bis F bereits viele zu prüfende Gewässer ergaben, sehr viele Gewässer bezüglich der Makrophyten ungesichert sind und gemäß den Bemerkungen in der Datenbank bei ungesicherten Ergebnissen häufig konkrete Ursachen für den Mangel an Makrophyten vorliegen (z.B. Trübung, Verbau, Beschattung, Versauerung und Eutrophierung). Stark beschattete Gewässer sind als natürlich makrophytenfrei oder makrophytenarm einzustufen, bei welchen eine Ansiedlung nicht sinnvoll ist.

Die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für Makrophyten zeigt die OWK in Sachsen, in denen die Makrophyten in keinem der beiden BWZ gut oder besser (A) oder mindestens in einem der beiden BWZ mit schlechter als gut bewertet wurden und gleichzeitig die beiden Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos mit gut oder besser bewertet wurden (B, C) (Tabelle 43). Weiterhin wurden die OWK selektiert, in denen nur der Fischbestand in einem der beiden BWZ oder in beiden BWZ mit dem guten ökologischen Zustand bewertet wurde (D-F).

Tabelle 42: Optionen für die Vorauswahl potentieller Zielgewässer für Makrophyten

Option	Zustandsklasse im BWZ 2015			Zustandsklasse im BWZ 2021		
	MZB	Makrophyt.	Fische	MZB	Makrophyt.	Fische
A	≤ 2	≥ 3	≤ 2	≤ 2	≥ 3	≤ 2
B	-	≥ 3	-	≤ 2	≥ 3	≤ 2
C	≤ 2	≥ 3	≤ 2	-	≥ 3	-
D	≥ 3	≥ 3	≤ 2	≥ 3	≥ 3	≤ 2
E	≥ 3	≥ 3	≥ 3	≥ 3	≥ 3	≤ 2
F	≥ 3	≥ 3	≤ 2	≥ 3	≥ 3	≥ 3

≤ 2 = gut und besser

≥ 3 = schlechter als gut

- = Bewertung nicht maßgeblich

Tabelle 43: Vorauswahl OWK für Wiederbesiedlung mit Makrophyten

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ
A) 2015+2021	Lachsbach (OWK Polenz-2)	OBF04500	9	MRS
A) 2015+2021	Trebnitz	OBF08001	5	MRS
A) 2015+2021	Rote Weißeritz-2	OBF11101	9	MRS
A) 2015+2021	Oswaldbach	OBF41310	5	MRS
A) 2015+2021	Freiberger Mulde-2	OBF31500	9	MRS
A) 2015+2021	Colmnitzbach	OBF33400	5	MRS
A) 2015+2021	Oberreichenbacher Bach	OBF33704	5	MRS
A) 2015+2021	Schwarzbach	OBF34803	5	MRS
A) 2015+2021	Hetzbach	OBF38501	5	MRS
A) 2015+2021	Würschnitzbach	OBF50920	5	MRS
A) 2015+2021	Schloitzbach	OBF10302	5	MRS
A) 2015+2021	Görnitzbach bei Oelsnitz	OBF49702	5	MRS
A) 2015+2021	Venusberger Dorfbach (OWK Drebacher Bach)	OBF34701	5	MRS
A) 2015+2021	Gahlenzer Bach	OBF38401	5	MRS
A) 2015+2021	Eulenwasser	OBF51712	5	MRS
B) 2021	Bahre	OBF06100	5	MRS
B) 2021	Dahle-3	OBF15900	15	TNm
B) 2021	Große Lößnitz (Flöha)	OBF38400	5	MRS
B) 2021	Jöhstädter Schwarzwasser (Preßnitz)	OBF36601	5	MRS
B) 2021	Kirnitzsch-2	OBF03101	9	MRS
B) 2021	Kotitzer Wasser-3	OBF23200	17	TNk
B) 2021	Rote Pockau	OBF38100	5	MRS
B) 2021	Schwarzbach (Große Mittweida)	OBF38601	5	MRS
B) 2021	Schwarzbach (Sebnitz)	OBF04002	5	MRS
B) 2021	Sohrbach	OBF33300	5	MRS
B) 2021	Tetterweinbach (OWK Lazarbach)	OBF50931	5	MRS
B) 2021	Wolfsbach	OBF64000	5	MRS
B) 2021	Zethaubach	OBF31306	5	MRS
C) 2015+	Elbe-1	OBF01800	10	MRK
C) 2015+	Elbe-2	OBF02810	20	TRg
C) 2015+	Polenz-1	OBF04400	5	MRS
C) 2015+	Gottleuba-3	OBF05201	9	MRS
C) 2015+	Seidewitz	OBF06001	5	MRS
C) 2015+	Biela bei Bärenstein	OBF08301	5	MRS

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ
C) 2015+	Poisenbach	OBF11201	5	MRK
C) 2015+	Zschonerbach	OBF11662	5	MRK
C) 2015+	Pulsnitz-3	OBF28809	15	TNm
C) 2015+	Johgst. Schwarzwasser (OWK Schwarzwasser-2)	OBF41201	9	MRS
C) 2015+	Große Striegis-2	OBF33801	9	MRS
C) 2015+	Zschopau-3	OBF35200	9_2	MRS
C) 2015+	Pöhlbach (OWK Pöhla-2)	OBF36300	5	MRS
C) 2015+	Rauschenbach	OBF36700	5	MRS
C) 2015+	Sandbach	OBF36404	5	MRS
C) 2015+	Flöha-2	OBF37301	9	MRS
C) 2015+	Haselbach	OBF37104	5	MRS
C) 2015+	Zwickauer Mulde (OWK Mulde-6)	OBF40501	9_2	MRS
D) Fische gut 2015+2021	Crinitzer Wasser*	OBF42210	5	MRS
D) Fische gut 2015+2021	Bielabach*	OBF37600	5	MRS
D) Fische gut 2015+2021	Wuischker Wasser*	OBF23511	5	MRS
E) Fische gut 2021	Rote Weißeritz-1*	OBF10900	5	MRS
E) Fische gut 2021	Schwarzer Schöps*	OBF23610	5	MRS
F) Fische gut 2015	Elbe-0	OBF00200	10	MRK
F) Fische gut 2015	Dahle-3	OBF15900	15	TNm
F) Fische gut 2015	Klosterwasser-1	OBF27400	5	MRK
F) Fische gut 2015	Kleine Röder-2	OBF30700	5	MRS
F) Fische gut 2015	Schwarzbach	OBF38601	5	MRS
F) Fische gut 2015	Chemnitz-1	OBF44700	9	MRS
F) Fische gut 2015	Chemnitz-2	OBF45011	9	MRS
F) Fische gut 2015	Frankenauer Bach*	OBF43902	5	MRS
F) Fische gut 2015	Bobritzsch*	OBF33100	5	MRS
F) Fische gut 2015	Sohrbach	OBF33300	5	MRS
F) Fische gut 2015	Rodelandbach*	OBF33500	5	MRS
F) Fische gut 2015	Große Striegis-3	OBF33901	9	MRS
F) Fische gut 2015	Zschopau-2	OBF34891	9	MRS
F) Fische gut 2015	Pöhlbach (OWK Pöhla-1)	OBF36200	5	MRS
F) Fische gut 2015	Große Lößnitz	OBF38400	5	MRS

Option Vorauswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ
F) Fische gut 2015	Kröstaubach*	OBF50006	5	MRK
F) Fische gut 2015	Rosenbach*	OBF51100	5	MRS
F) Fische gut 2015	Tremnitzbach*	OBF50213	5	MRS
F) Fische gut 2015	Pließnit-2	OBF19800	9	MRK

* = nach Vorauswahl für Wiederbesiedlung sowohl mit Makrophyten als auch MZB geeignet

9.2.2 Restriktionsanalyse

Soweit potentielle Zielgewässer bei näherer Prüfung (siehe Tabelle 44) ausgeschlossen wurden (nein, rote Farbe) steht in der Begründung, welche konkreten Defizite (Nährstoffe, sonstige ACP, Chemie) der Zielerreichung im Weg stehen und primär behoben werden müssen. Wenn bereits eine relativ hohe Dichte und Artenvielfalt neutraler B-Arten bis Störzeiger (C-Arten) vorhanden ist, erscheint eine Ansiedlung von Leitarten (A-Arten) aufgrund der vorhandenen Konkurrenz wenig aussichtsreich und die Gewässer wurden ebenfalls ausgeschlossen. Ziel ist die Auswahl von Gewässern, die bereits im aktuellen Zustand als besonders geeignete Zielgewässer erscheinen. Dies schließt nicht aus, dass im Rahmen spezifischer Projekte und Detailanalysen wie insbesondere Renaturierungen und strukturverbessernde Unterhaltungsmaßnahmen an weiteren Gewässern günstige Habitate entstehen bzw. gefunden werden können, die für eine Wiederansiedlung in Frage kommen.

Bei positiver Prüfung (ja, grüne Farbe) wird begründet, warum eine Wiederansiedlung von Leitarten sinnvoll erscheint. In uneindeutigen Fällen (eventuell, gelbe Farbe) werden das Pro (z.B. gesunkene Belastung) und Kontra einer Wiederansiedlung genannt.

Tabelle 44: Restriktionsanalyse für potentielle Zielgewässer für Makrophyten

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
A) 2015+2021	Lachsbach (OWK Polenz-2)	OBF04500	9	MRS	nein	Von 2015 zu 2021 ist eine A-Art (<i>Amblystegium fluviatile</i>) verschwunden, es haben sich C-Arten ausgebreitet und es ist eine hohe Dichte an B-Arten (Konkurrenz) vorhanden. Ohne Ursachenforschung (z.B. sind die Nährstoffkonzentrationen zu hoch) ist eine Wiederansiedlung von Arten nicht sinnvoll
A) 2015+2021	Trebnitz	OBF08001	5	MRS	eventuell	Pro: Artenvielfalt und Dichte gering, Kontra: Beschattung hoch, schattentolerante Moose vorhanden (A- und B-Arten), aber in sehr geringer Dichte
A) 2015+2021	Rote Weißeritz-2	OBF11101	9	MRS	eventuell	Pro: sehr geringe Dichte und wenig Arten, Kontra: Feinsedimente, Fe, Gesamt-P & o-PO ₄ -P erhöht
A) 2015+2021	Oswaldbach	OBF41310	5	MRS	nein	Makrophyten artenreich vorhanden, Störzeiger dominieren aufgrund Eutrophierung
A) 2015+2021	Freiberger Mulde-2	OBF31500	9	MRS	nein	Makrophyten artenreich vorhanden, Dominanz B-Arten und Vorkommen C-Arten aufgrund Belastung (Feinsedimente, Eutrophierung)
A) 2015+2021	Colmnitzbach	OBF33400	5	MRS	nein	drei A-Arten sind vorhanden, jedoch zu selten aufgrund Eutrophierung
A) 2015+2021	Oberreichenbacher Bach	OBF33704	5	MRS	ja	sehr geringe Dichte (keine Konkurrenz), keine A-Arten, wenig B-Arten
A) 2015+2021	Schwarzbach	OBF34803	5	MRS	nein	typgerechte Moose vorhanden, aber Störzeiger häufig aufgrund Feinsedimenteintrag (Acker) und Verbau
A) 2015+2021	Hetzbach	OBF38501	5	MRS	eventuell	Pro: Artenarmes, moosdominiertes Gewässer mit geringer Dichte Makrophyten, Kontra: 2015-2021 hat sich C-Art ausgebreitet, A-Art neu aber selten vorhanden

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
A) 2015+2021	Würschnitzbach	OBF50920	5	MRS	eventuell	Pro: insgesamt geringe Dichte an Makrophyten, Kontra: von 2015 zu 2021 Verschwinden einer A-Art und Zunahme C-Arten zeigt ungünstige Verhältnisse für Leitarten und damit geringe Erfolgsaussichten
A) 2015+2021	Schloitzbach	OBF10302	5	MRS	eventuell	Pro: sehr geringe Dichte, keine A-Arten, Kontra: Verbau in Ortslage, Gesamt-P & o-PO ₄ -P erhöht
A) 2015+2021	Görnitzbach bei Oelsnitz	OBF49702	5	MRS	eventuell	Pro: sehr spärliche Moos-Besiedlung, Kontra: Gesamt-P, o-PO ₄ -P überschritten, strukturell degradiert in Ortslage, Moose wie z.B. <i>Amblystegium fluviatile</i> waren 2015 selten vorhanden und sind verschwunden (erst Ursache klären)
A) 2015+2021	Venusberger Dorfbach (OWK Drebacher Bach)	OBF34701	5	MRS	nein	Moose relativ artenreich, A-Art vorhanden aber selten, B-Art dominant und einzelne C-Arten aufgrund Eutrophierung
A) 2015+2021	Gahlenzer Bach	OBF38401	5	MRS	nein	Leitart selten vorhanden, aber Störzeiger dominant aufgrund Feinsedimenteintrag Ackerland
A) 2015+2021	Eulenwasser	OBF51712	5	MRS	nein	stark beschattet, sehr geringe Wasserführung, A-Arten vorhanden (aber selten): <i>Brachythecium rivulare</i> und <i>B. plumosum</i>
B) 2021	Bahre	OBF06100	5	MRS	eventuell	Pro: Fehlen sensibler Moos-Leitarten, Kontra: hohe Nährstoffbelastung, viele Moose (B-Arten) vorhanden, Wiederansiedlung gegen Konkurrenz schwierig
B) 2021	Dahle-3	OBF15900	15	TNm	nein	stark belastet mit Nährstoffen durch Landwirtschaft, geklärtes Abwasser und Erosion, Makrophyten bereits besserer Parameter innerhalb der BQK Makrophyten / Phyto-benthos

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
B) 2021	Große Lößnitz (Flöha)	OBF38400	5	MRS	eventuell	Pro: nach Nährstoff-Reduktion mangels Leitarten, Kontra: ACP Gesamt-P, o-PO ₄ -P überschritten,
B) 2021	Jöhstädter Schwarzwasser	OBF36601	5	MRS	nein	typgerechte Moose (Leitarten, Gütezeiger) vorhanden aber selten, gutachterliche Abwertung
2021	Kirnitzsch-2	OBF03101	9	MRS	nein	viele Arten und Leitarten vorhanden, Problem sind vorkommende Störzeiger
B) 2021	Kotitzer Wasser-3	OBF23200	17	TNk	nein	Ausbau, Landwirtschaft, künstlich rithralisiert (hohe Fließgeschwindigkeit), ACP Nährstoffe überschritten, Dominanz Störzeiger und euryöke Arten
B) 2021	Rote Pockau	OBF38100	5	MRS	nein	Makrophyten sehr artenreich, dabei auch Leitarten, Problem ist das Vorkommen vieler Störzeiger aufgrund überschrittener Nährstoffe (NH ₄ -N, Gesamt-P, o-PO ₄ -P)
B) 2021	Schwarzbach (Große Mittweida)	OBF38601	5	MRS	nein	Verbesserung Wassergüte primär nötig (ACP überschritten: NH ₄ -N, Gesamt-P, NO ₂ -N, o-PO ₄ -P)
B) 2021	Schwarzbach (Sebnitz)	OBF04002	5	MRS	nein	Makrophyten artenreich vorhanden, jedoch Leitarten selten und Störzeiger verbreitet
B) 2021	Sohrbach	OBF33300	5	MRS	nein	Makrophytendichte rückgängig, Hinweis auf Verschlammlung, mehrere Störzeiger vorhanden
B) 2021	Tetterweinbach (OWK Lazarbach)	OBF50931	5	MRS	eventuell	Wassergüte hat sich verbessert (Trübung), überschritten weiterhin sind Fe, Gesamt-P, o-PO ₄ -P, aufgrund Artenmangel eventuell Wiederbesiedlung sinnvoll
B) 2021	Wolfsbach	OBF64000	5	MRS	eventuell	Leitarten selten, häufig Störzeiger <i>Sparganium erectum</i> , Feinsedimente deuten auf Belastung hin
2021	Zethaubach	OBF31306	5	MRS	nein	Makrophyten artenreich vorhanden, jedoch Leitarten selten und Störzeiger verbreitet

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
C) 2015+	Elbe-1	OBF01800	10	MRK	nein	Wellenschlag (Schifffahrt), Schwebstofffracht, stark schwankender Wasserstand, Makrophyten nur in Buchten / Altarmen
C) 2015+	Elbe-2	OBF02810	20	TRg	nein	Wellenschlag (Schifffahrt), Schwebstofffracht, stark schwankender Wasserstand, Makrophyten nur in Buchten / Altarmen
C) 2015+	Polenz-1	OBF04400	5	MRS	nein	mehrere Typ-A Moose vorhanden aber selten, Konkurrenz durch häufige B-Art
C) 2015+	Gottleuba-3	OBF05201	9	MRS	eventuell	Pro: Makrophyten verödet, ACP nicht überschritten, 2021 nur 1 B-Art vorhanden, Kontra: 2015 bei geringer Deckung 1 A-Art, 6 B-Arten, 1 C-Art, prüfen weshalb Artenrückgang
C) 2015+	Seidewitz	OBF06001	5	MRS	nein	Moose vorhanden, aber Störzeiger dominant aufgrund überschrittene ACP (Gesamt-P, o-PO ₄ -P)
C) 2015+	Biela bei Bärenstein	OBF08301	5	MRS	eventuell	Pro: sehr arten- und individuenarm, Belastungsrückgang (Eisenocker), Kontra: erst regionales Wiederbesiedlungspotential prüfen und falls vorhanden natürliche Wiederbesiedlung abwarten (A-Art <i>Scapania undulata</i> seit 2021 wieder sehr selten da)
C) 2015+	Poisenbach	OBF11201	5	MRK	eventuell	pro: Verödung, keine submersen Arten vorhanden, kontra: ACP überschritten (Gesamt-P, o-PO ₄ -P, SO ₄), erst Ursache Verödung genauer klären
C) 2015+	Zschonerbach	OBF11662	5	MRK	eventuell	pro: nur zwei B-Arten Moose selten vorhanden, Kontra: Ursache Rückgang Moose 2015 - 2021 prüfen
C) 2015+	Pulsnitz-3	OBF28809	15	TNm	nein	konkurrenzstarke C-Arten dominieren (z.B. <i>Elodea nutallii</i>)

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
C) 2015+	Johgst. Schwarzwasser (OWK Schwarzwasser-2)	OBF41201	9	MRS	nein	A-Art von 2015 ist verschwunden, dafür Ausbreitung konkurrenzstarker C- und B-Arten
C) 2015+	Große Striegis-2	OBF33801	9	MRS	eventuell	pro: artenarm, geringe Dichte, keine A-Arten; Kontra: versandet, durch Ausbau potamalisiert, eutrophiert (Gesamt-P, o-PO ₄ -P überschritten)
C) 2015+	Zschopau-3	OBF35200	9_2	MRS	eventuell	Kontra: durch viele Aufstau potamalisiert, eutrophiert (Gesamt-P, o-PO ₄ -P überschritten), starker Rückgang Makrophyten 2015-2021 (evtl. durch Dürre) zeigt schlechte Bedingungen, pro: nach Belastungsrückgang aufgrund isolierter Lage freifließender Abschnitte zwischen den langen Wehrteichen evtl. sinnvoll
C) 2015+	Pöhlbach (OWK Pöhla-2)	OBF36300	5	MRS	ja	2015 verbreiteter Störzeiger ist 2021 verschwunden, nur noch wenige B-Arten selten vorhanden, im Oberlauf Pöhla-1 auch keine A-Arten vorhanden
C) 2015+	Rauschenbach	OBF36700	5	MRS	nein	Indexbewertung Makrophyten gut, mehrere A-Arten vorhanden, Problem sind eingetragene Feinsedimente
C) 2015+	Sandbach	OBF36404	5	MRS	nein	Gesamt-P, o-PO ₄ -P überschritten, Rückgang bis Verschwinden vieler ehemals verbreitet vorhandener A- und B-Arten von 2015 - 2021 (erst Ursache klären, Hinweise auf Ausbau mittele Bagger)
C) 2015+	Flöha-2	OBF37301	9	MRS	eventuell	pro: nur B- und C-Arten vorhanden, Kontra: Gesamt-P überschritten, natürliches Wiederbesiedlungspotential (mehrere A-Arten) oberhalb in OWK Flöha-1 vorhanden

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
C) 2015+	Haselbach	OBF37104	5	MRS	eventuell	pro: artenarm und dünn besiedelt; Kontra: eine A-Art vorhanden, positive Entwicklung 2015-2021 nach Belastungsrückgang, erst weitere natürliche Wiederbesiedlung abwarten
C) 2015+	Zwickauer Mulde (OWK Mulde-6)	OBF40501	9_2	MRS	nein	übermäßig stark belastet (Abwasser, Altbergbau, Feinsedimente aus Landwirtschaft, Trübung, Begradigung, Verbau, Staustufen, Wehre), Wiederbesiedlungspotential aus Oberlieger-OWK Mulde-5 ist gegeben
D) Fische gut 2015+2021	Crinitzer Wasser*	OBF42210	5	MRS	nein	euryöke Taxa artenreich und Leitarten / Störzeiger vereinzelt vorhanden, kein Artmangel
D) Fische gut 2015+2021	Bielabach*	OBF37600	5	MRS	nein	typgerechte Taxa vorhanden, mehrere Störzeiger aufgrund Ausbau
D) Fische gut 2015+2021	Wuischker Wasser*	OBF23511	5	MRS	nein	wenig Bewuchs wg. natürlicher Beschattung, Störzeiger wegen Eutrophierung und Aufstau
E) Fische gut 2021	Rote Weißeritz-1*	OBF10900	5	MRS	eventuell	pro: isoliert durch TS Malter, geringe Deckung, fehlende A-Arten; Kontra: massiver Verbau, viele B-Arten (Konkurrenz)
E) Fische gut 2021	Schwarzer Schöps-1*	OBF23610	5	MRS	nein	Störzeiger aufgrund Ausbau und Aufstau, gegen vorhandene konkurrierende Arten Wiederansiedlung wenig aussichtsreich
F) Fische gut 2015	Elbe-0	OBF00200	10	MRK	nein	Wellenschlag (Schifffahrt), Schwebstofffracht, stark schwankender Wasserstand, Makrophyten nur in Buchten / Altarmen

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
F) Fische gut 2015	Dahle-3	OBF15900	15	TNm	nein	Störzeiger und eutraphente Arten vorherrschend, Artenmangel aufgrund Sandtreiben, Eutrophierung, strukturelle Degradation, gegen vorhandene konkurrierende Arten Wiederansiedlung wenig aussichtsreich
F) Fische gut 2015	Klosterwasser-1	OBF27400	5	MRK	nein	Störzeiger für Eutrophierung, Abwasserbelastung und Teicheinfluss, Belastung zu hoch für Wiederansiedlung
F) Fische gut 2015	Kleine Röder-2	OBF30700	5	MRS	nein	artenreiche Flora vorhanden, aber viele Störzeiger wegen Eutrophierung und Ausbau
F) Fische gut 2015	Schwarzbach	OBF38601	5	MRS	nein	MaP artenreich und Leitarten vorhanden, wesentlich sind Diatomeen und PoD
F) Fische gut 2015	Chemnitz-1	OBF44700	9	MRS	eventuell	Kontra: stark eutrophiert (ACP), strenger Ausbau, pro: nach Beseitigung Defizite ist Wiederansiedlung sinnvoll aufgrund sehr geringer Besiedlungsdichte und mangelnder Leitarten
F) Fische gut 2015	Chemnitz-2	OBF45011	9	MRS	nein	stark eutrophiert (viele ACP überschritten), strukturell degradiert, Belastungszeiger häufig
F) Fische gut 2015	Frankenauer Bach*	OBF43902	5	MRS	eventuell	pro: sehr arten- und individuenarm, Leitarten fehlen; Kontra: massive Tritt- und Fraßschäden aufgrund nicht ausgezäunter Pferdekoppel, erst Zustand außerhalb Pferdekoppel prüfen
F) Fische gut 2015	Bobritzsch-1*	OBF33100	5	MRS	ja	Makrophytenverödung, keine Leitarten, unterhalb (Bobritzsch-2) Leitarten vorhanden
F) Fische gut 2015	Sohrbach	OBF33300	5	MRS	nein	Verschlammung, Dominanz Fadenalgen und vorhandene Konkurrenz vieler B- und C-Arten ungünstig
F) Fische gut 2015	Rodelandbach*	OBF33500	5	MRS	nein	ACP (eutrophiert), Artmangel entstand nach Hochwasser, erst natürliche Wiederbesiedlung abwarten

Auswahl	Gewässer	MKZ	MZB-Typ	MaP-Typ	Pot. ZG	Begründung
F) Fische gut 2015	Große Striegis-3	OBF33901	9	MRS	eventuell	pro: Makrophytenverödung (sehr selten <i>Agrostis stolonifera</i> als einzige Art), Wiederbesiedlungspotential Große Striegis-2 gering (keine A-Arten), Kontra: Eutrophiert (ACP) und Diatomeen / PoD von Belastungszeigern dominiert (MaP nicht ausschlaggebend)
F) Fische gut 2015	Zschopau-2	OBF34891	9	MRS	nein	typspezifische Moose sehr dünner Bewuchs aufgrund Eutrophierung (ACP) und Wasserkraftnutzung (Ausleitung, Aufstau, Schwallbetrieb), erst Defizite beseitigen
F) Fische gut 2015	Pöhlbach (OWK Pöhla-1)	OBF36200	5	MRS	nein	B-Arten und Störzeiger häufig (hohe Gesamtdeckung) aufgrund Eutrophierung (ACP), gegen vorhandene konkurrierende Arten Wiederansiedlung nicht aussichtsreich
F) Fische gut 2015	Große Lößnitz	OBF38400	5	MRS	eventuell	pro: fehlende Leitarten, artenarme und nur mäßig dichte Besiedlung; Kontra: eutrophiert (ACP), Hochwasserschäden, vorerst natürliche Wiederbesiedlung abwarten
F) Fische gut 2015	Kröstaubach*	OBF50006	5	MRK	eventuell	pro: sehr artenarm und spärliche Vegetation; Kontra: stark landwirtschaftlich beeinflusst (Ackerbau, Viehtritt), erst Einfluss Pestizide prüfen
F) Fische gut 2015	Rosenbach*	OBF51100	5	MRS	eventuell	pro: sehr spärliche Vegetation, wenige Arten; Kontra: viele ACP überschritten (Eisen, Nährstoffe), morphologisch degradiert, erst vor Ort Ursache und natürliches Wiederbesiedlungspotential prüfen
F) Fische gut 2015	Tremnitzbach*	OBF50213	5	MRS	nein	viele Arten vorhanden, Störzeiger fehlend, Tendenz bereits zu gut aber PoD mäßig
F) Fische gut 2015	Pließnitz-2	OBF19800	9	MRK	nein	dichter Bewuchs vieler verschiedener Störzeiger ist zu hohe Konkurrenz für Wiederansiedlung, Versandung

Nach eingehender Prüfung erscheinen drei Gewässer vom Typ MRS als geeignet sowie 22 Gewässer vom Typ MRK und drei Gewässer vom Typ MRK als eventuell geeignet für eine Wiederansiedlung leitbildtypischer Makrophyten. Entsprechend wurden nur die Leitarten der Gewässertypen MRS und MRK als Zielarten weiter betrachtet.

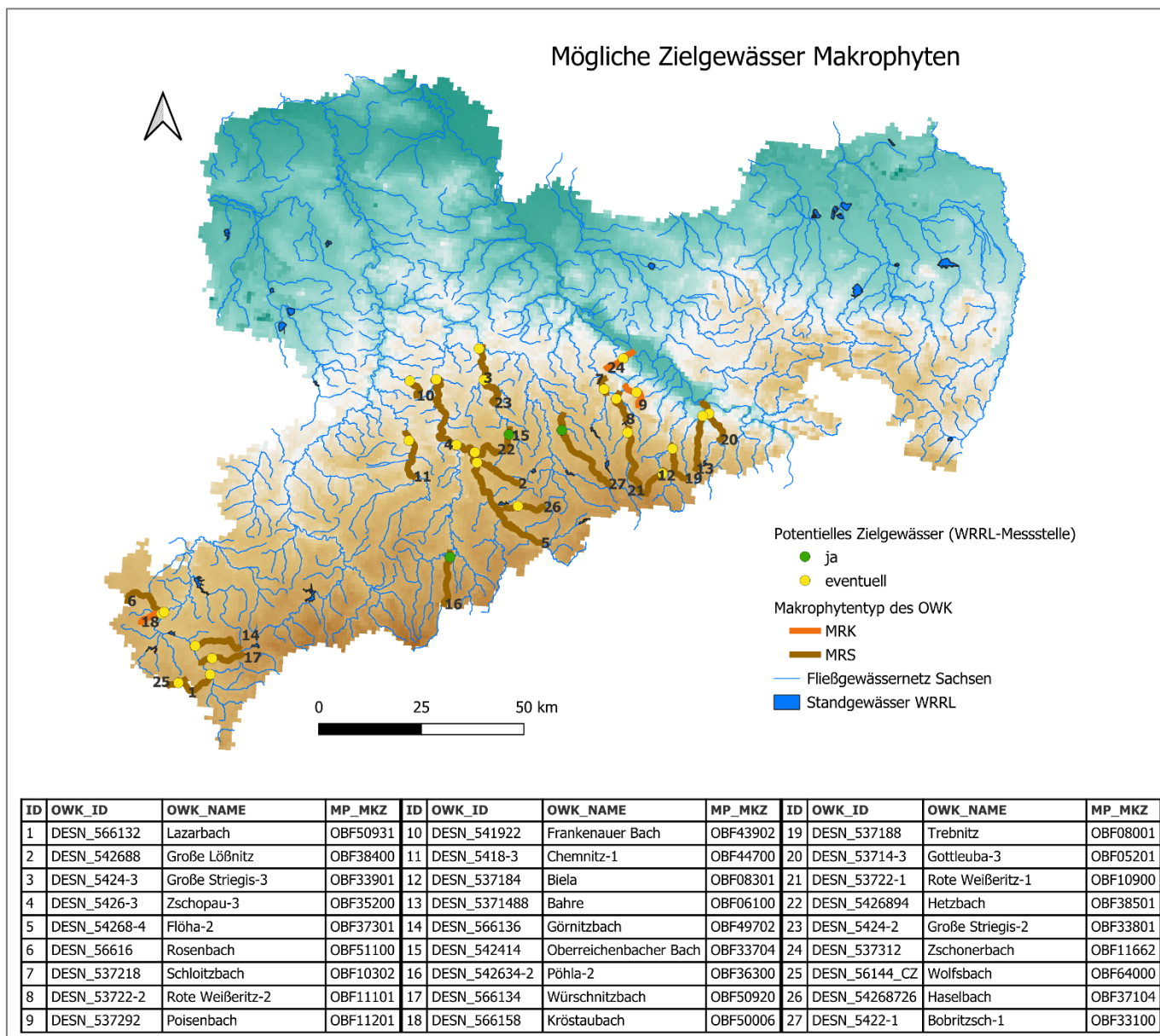


Abbildung 31: Potentielle Zielgewässer für Makrophyten nach Restriktionsanalyse

9.2.3 Detailanalyse Zielgewässer Sachsen

Zielgewässern fehlen Leitarten von Makrophyten, die nach den chemisch-physikalischen und hydro-morphologischen Gegebenheiten vorkommen könnten aber einer Ausbreitungslimitierung unterliegen. Bei den näher zu prüfenden potentiellen Zielgewässern handelt es sich ausschließlich um rhithral geprägte Fließgewässer der silikatischen Mittelgebirge (MRS). In Sachsen geeignete Zielarten (A-Arten)

sind hier gemäß Kapitel 9.3 ausschließlich Moose. Zur Prüfung einer Ausbreitungslimitierung ist eine Betrachtung der Ausbreitungsstrategien von Wassermoosen entscheidend.

Nach mündlicher Auskunft von Dr. Frank Müller (TU Dresden) vom 17. Juli 2024 erfolgt die Ausbreitung von Wassermoosen von Art zu Art etwas unterschiedlich. Es gibt in Fließgewässern Moosarten, die regelmäßig Sporophyten ausbilden (z.B. *Platyhypnidium riparioides*, *Brachythecium plumosum*, *Fissidens pusillus*), und andererseits gibt es Arten, bei denen Sporophyten nur sehr selten ausgebildet sind (z. B. *Hygrohypnum ochraceum*, *Heterocladium heteropterum*). Manche Fließgewässermoose bilden nur zu Niedrigwasserzeiten, wenn die Rasen über die Wasserlinie herausragen, reichlicher Sporophyten aus (z. B. *Fontinalis antipyretica*). Bei den regelmäßig Sporophyten bildenden Moosen kommt der Ausbreitung durch Sporen schon eine gewisse Bedeutung zu. Andererseits können sich alle Moose über Bruchstücke von Pflanzenteilen ausbreiten. Bei den selten Sporophyten ausbildenden Moosen hat diese Ausbreitung eine größere Bedeutung.

Als Ausbreitungsbarrieren sind nach mündlicher Auskunft von Dr. Frank Müller vom 17. Juli 2024 insbesondere Rückstaubereiche bedeutsam. Da alle Wassermoose der Fließgewässer auf Gestein wachsen, sind versandete oder verschlammte Flächen für die Besiedlung nicht geeignet. Die Siedlungstätigkeit hat besonders im Zusammenhang mit der Zunahme der Eutrophierung in Siedlungsnähe eine Bedeutung. Durch Zunahme der Gewässerverschmutzung verschwinden einige oligo- bis mesotrophe Gewässer bevorzugende Arten und werden durch Eutrophierungszeiger ersetzt.

Wassermoose haben ihren Verbreitungsschwerpunkt und das Entwicklungsoptimum im beschatteten Oberlauf von Gewässern. Hinsichtlich der stromabwärts gerichteten Ausbreitung gibt es nach Erachten von Dr. Frank Müller (mündliche Auskunft vom 17. Juli 2024) keine Beschränkung, sofern es nicht irgendwelche der oben aufgeführten Hindernisse (Rückstau, Versandung / Verschlammung, Eutrophierung) gibt. Bei den Hochwasserereignissen 2002 und 2013 gab es das Problem, dass in der Folge Fließgewässermoose in betroffenen Mittelgebirgsgewässern nur noch stark reduziert und abschnittsweise überhaupt nicht mehr vorkamen (durch den starken mechanischen Einfluss des Wassers und insbesondere durch die Umwälzung und Verlagerung der Gesteinsbrocken). Nach den Erfahrungen von Dr. Frank Müller hat sich binnen 5 Jahren die Situation verbessert und binnen 10 Jahren war der Ausgangszustand vielfach wieder erreicht. Nach wie vor schlecht mit Wassermoosen sieht es in Fließgewässerebenen aus, die früher beschattet waren (Wald, Uferbäume), die dann aber im Zuge von Hochwasser-schutzmaßnahmen ihrer ufernahen Bäume entledigt worden sind (z. B. Rabenauer Grund, Weißeritz in Tharandt). Dort ist bis heute noch nicht wieder der vorherige Zustand erreicht (vielfach dominieren hier Algenmatten).

Ähnlich wie beim Makrozoobenthos ist es schwierig zu entscheiden, ob an einer konkreten Messstelle fehlende Leitarten ausbreitungslimitiert sind. Daher werden bei den Makrophyten im Umkehrschluss als Zielgewässer diejenigen ausgewählt, welche bereits seit mindestens 5 Jahren passende Zustände aufweisen (bzgl. ACP, Hydromorphologie und Konkurrenzdruck), ohne dass sich die zu erwartenden Leitarten eingestellt haben. In diesen Fällen kann mit einiger Sicherheit von einem Ausbreitungsproblem ausgegangen werden.

Der **Oberreichenbacher Bach** hat an der Landesmessstelle OBF33704 (LAWA Typ 5, MRS) eine allgemein sehr geringe Dichte an Makrophyten. Es sind keine A-Arten und nur wenige B-Arten vorhanden. Damit ist für eine aktive Wiederansiedlung von Makrophyten keine nennenswerte Konkurrenz vorhanden. Es ist jedoch zu prüfen, ob die geringe Dichte an Makrophyten Ursachen hat, die auch einer aktiven Wiederansiedlung im Wege stehen. Der Oberreichenbacher Bach ist an der Landesmessstelle durch rechtsseitigen Wald und linksseitig durch Gehölze mäßig bis teils stark beschattet. Das Einzugsgebiet hat einen hohen Anteil an Ackerland (55%), wodurch ein erhöhter erosiver Eintrag an Feinsedimenten zu erwarten ist. Das Gewässer selber ist relativ klein mit einem MQ von 0,175 m³/s und einem MNQ von 0,015 m³/s gemäß WHP (2024). Diese natürlichen Faktoren begrenzen zwar die Entwicklung von Makrophyten, erlauben aber eine mäßig starke Entwicklung von im Halbschatten wachsenden Leitarten (insbesondere Wassermoose). Das Gewässer ist im Bereich der Landesmessstelle struktureich ausgeprägt. Bezüglich der ACP ist nur der Gesamtphosphor überschritten (leichte Eutrophierungserscheinungen). Es gibt keine Hinweise auf kritisch hohe Einträge von Herbiziden aus dem Ackerland im Einzugsgebiet. Anhand der vorliegenden Daten sind keine Defizite erkennbar, die einer aktiven Wiederansiedlung von Makrophyten entgegenstehen. Kurz nach der Landesmessstelle durchfließt der Oberreichenbacher Bach zwei Teiche, die einerseits eine isolierende Wirkung (eingeschränkte Durchgängigkeit) und andererseits einen Eintrag referenzferner Standgewässerarten bedingen können. Alle betrachteten Bedingungen sprechen dafür, dass eine aktive Wiederansiedlung von Makrophyten sinnvoll sein könnte, was vorab durch eine Ortsbegehung ab der Landesmessstelle gewässeraufwärts abgeklärt werden sollte.

Der Oberreichenbacher Bach besitzt eine abwechslungsreiche Hydromorphologie und außer der stellenweise hohen Beschattung keine Ausschlusskriterien für eine Wiederansiedlung. Als besonders geeignete Arten erscheinen Moose, die auch mit leichter Eutrophierung, leicht erhöhtem Feinsedimentanteil und halbschattigen Bedingungen klarkommen. Als ideal erscheinen Spendervorkommen im gleichen Einzugsgebiet der Großen Striegis, akzeptabel ist jedoch grundsätzlich das gesamte Einzugsgebiet der Freiburger Mulde. Damit bietet sich für eine Wiederansiedlung im Oberreichenbacher Bach insbesondere das Moos *Chiloscyphus polyanthos* an, welches häufig in größerer Dichte in der Großen Striegis bei Bräunsdorf/Riechberg (OBF33710) vorkommt. Akzeptable Spendervorkommen von geeigneten Arten sind daneben das Moos *Hygrohypnum ochraceum* f. *ochraceum* in der Gimmlitz (OBF32801) sowie die Moose *Fissidens pusillus* und *Brachythecium rivulare* im Sohrbach bei Sohra

(OBF33300), wobei es sich jeweils um Gewässer im Einzugsgebiet der Freiburger Mulde oberhalb vom Zufluss der Striegis handelt.

Der **Pöhlbach** (OWK Pöhla-2) hat sich an der Landesmessstelle OBF36300 (LAWA Typ MRS) zwischen 2015 und 2021 positiv entwickelt. Die Eutrophierung ist rückläufig, ein früher verbreitet vorkommender Störzeiger ist 2021 verschwunden und es sind nur noch wenige B-Arten jeweils selten vorhanden. Damit ist keine relevante Konkurrenz für die Ausbreitung von Leitarten vorhanden. Bisher sind keine A-Arten anstelle der rückläufigen Belastungszeiger auf natürlichem Weg wieder erschienen. Im Oberlauf (OWK Pöhla-1) sind keine A-Arten vorhanden und beide OWK (Pöhla-1 und Pöhla-2) sind durch zahlreiche Querbauwerke in der Durchgängigkeit gestört. Diese Faktoren erschweren eine natürliche Wiederansiedlung. Der Pöhlbach weist am Pegel Wiesa (567700) einen MNQ von 0,32 m³/s und einen MQ von 1,45 m³/s auf (WHP 2024). Im Umfeld der Landesmessstelle sind mehrere Mühlgräben mit Ausleitung von Wasser für die Wasserkraftnutzung vorhanden. Auch die Mündung des Pöhlbaches in die Zschopau ist dadurch zweigeteilt. Vor Ort sollten die Auswirkungen der langen Ausleitstrecken und die Lage der Landesmessstelle genauer geprüft werden. Anhand der vorliegenden Daten bleibt unklar, ob und wie stark die Landesmessstelle von Ausleitungen bzw. Querbauwerken beeinflusst wird und die an der Landesmessstelle fehlenden Arten eventuell in nahe gelegenen, hydromorphologisch günstigeren Abschnitten des Pöhlbaches bereits vorhanden sind. Während der mündungsnahen Bereich durch Aufstau und Ausleitungen geprägt ist, befinden sich dazwischen strukturreiche Abschnitte, deren natürliche Wiederbesiedlung mit Makrophyten durch isolierend wirkende Nutzungen eingeschränkt erscheint.

Der Pöhlbach ist ein Zufluss der Zschopau. Weniger als 2 km Luftlinie unterhalb mündet die Preßnitz, deren Einzugsgebiet direkt an das des Pöhlbaches angrenzt. Als geeignet erscheinen Spendervorkommen im Einzugsgebiet der Zschopau mit Nebengewässern südlich der Mündung der Preßnitz, also inklusive von Preßnitz und deren Zuflüssen. Gemäß den Artenlisten, welche den Bewertungen für den 2. und 3. Bewirtschaftungszeitraum zu Grunde liegen, kommen keine A-Arten im Pöhlbach vor. Dagegen ist gemäß der zur Verfügung gestellten Datei „BfUL_Makrophytenfunde 2015-2022 mit Abundanz.xlsx“ die A-Art *Chiloscyphus polyanthos* im OWK Pöhla-2 an der Landesmessstelle vorhanden. Vermutlich erfolgte in den letzten Jahren eine natürliche Wiederbesiedlung, was anhand der älteren, dem 3. Bewirtschaftungszeitraum zu Grunde liegenden Daten nicht erkennbar ist. Somit wäre eine Wiederansiedlung nicht notwendig. Bei dem Pöhlbach erscheint es besonders wichtig, vorab durch eine Ortsbegehung des gesamten OWK die Möglichkeit und Notwendigkeit einer aktiven Wiederansiedlung eingehend zu prüfen.

Bei dem OWK **Bobritzsch-1** liegt an der Landesmessstelle OBF33100 (LAWA Typ MRS) eine Makrophytenverödung vor. Selten kommt das Quellmoos *Fontinalis antipyretica* vor und sehr selten die auf dem Wasser treibende Wasserlinse *Lemna minor*. Letztere kann ein Zeichen sein für Aufstau oder für den

Einfluss eutropher Teiche im Einzugsgebiet. Auch die Auswertung des Makrozoobenthos deutet auf eine Potamalisierung aufgrund von Aufstauen hin. In der sächsischen Querbauwerksdatenbank sind südlich von Oberbobritzsch rund 100 Querbauwerke in der Bobritzsch verzeichnet, die für diese Befunde ursächlich sein können. Makrophyten-Leitarten sind im OWK Bobritzsch-1 nicht vorhanden. Die Landesmessstelle OBF33100 liegt innerhalb der Ortschaft Niederbobritzsch und ist gering durch einzelne Bäume beschattet. Somit ist ausreichend Licht für die Entwicklung von Makrophyten vorhanden. Im nachfolgenden Wasserkörper Bobritzsch-2 sind verbreitet viele Moosarten und selten Samenpflanzen vorhanden. Eine Ausbreitung der im OWK Bobritzsch-2 vorkommenden Leitarten stromaufwärts in den OWK Bobritzsch-1 ist langwieriger als die Ausbreitung in Fließrichtung. Weiterhin liegt die Messstelle OBF33200 des OWK Bobritzsch-2 (Bieberstein / Zollhaus) kurz vor der Mündung in die Freiburger Mulde und ist damit bereits in Luftlinie mehr als 15 km entfernt. Zwischen beiden Messstellen befinden sich weiterhin zahlreiche Querbauwerke. Es spricht somit einiges dafür, dass eine aktive Wiederansiedlung von Makrophyten sinnvoll sein könnte, was vorab durch eine Ortsbegehung abgeklärt werden sollte. Dabei ist auch der geplante Bau eines Hochwasserrückhaltebeckens südöstlich von Oberbobritzsch zu beachten. Eine Kartierung zur Klärung, ob eine Wiederansiedlung von Makrophyten-Leitarten unter den aktuellen Bedingungen sinnvoll ist, erscheint damit zwischen den Ortschaften Oberbobritzsch und Niederbobritzsch am sinnvollsten.

Die Bobritzsch ist ein grobmaterialreicher Mittelgebirgsbach und von der Hydromorphologie für die Ansiedlung von Moosen geeignet. Aufgrund des Vorkommens der als Belastungszeiger eingestufteten Varietät *Hygrohypnum ochraceum* f. *obtusifolia* sollte die als A-Art eingestufte Varietät der gleichen Art (*Hygrohypnum ochraceum* f. *ochraceum*) nicht für eine Wiederansiedlung verwendet werden. Dagegen bieten sich die Moose *Fissidens pusillus* und *Brachythecium rivulare* an, die im nahe gelegenen Sohrbach bei Sohra (OBF33300) vorhanden sind. Da der Sohrbach in den OWK Bobritzsch-1 einmündet, ist vorab zu prüfen, aus welchen Gründen bisher keine natürliche Wiederbesiedlung aus diesem Nebengewässer stattfand. Weiterhin gut geeignet erscheint das Moos *Chiloscyphus polyanthos*, welches in der parallel zur Bobritzsch verlaufenden Gimmlitz oberhalb der TS Lichtenberg (OBF32750) vorkommt.

9.3 Identifizierung geeigneter Arten / Artengemeinschaften

Die in Deutschland verbreiteten Makrophyten sind dahingehend eingestuft, ob sie für den jeweiligen Gewässertyp eine positiv zu wertende Leitart (A-Art), eine tolerante Leitart (B⁺-Art) eine neutral zu wertende Art (B-Art) oder ein Störzeiger (C-Art) sind (GUTOWSKI et al., 2024). Grundsätzlich sollten für eine Wiederansiedlung alle A-Arten des im Zielgewässer vorliegenden Makrophyten-Typs in Frage kommen. Die ökologischen Ansprüche und die regionale Verbreitung von nach PHYLIB als A-Arten eingestuften Makrophyten sind jedoch sehr unterschiedlich. Beispielsweise haben manche Arten ein regional eng begrenztes Vorkommen ausschließlich außerhalb von Sachsen, wie spezielle Moose der Kalkalpen. In

der Tabelle von PHYLIB sind auch Arten enthalten, die nicht in Gewässern, sondern nur am Ufer bis maximal in der Spritzwasserzone vorkommen. Arten, die in Sachsen zwar verbreitet sind, aber bisher in Gewässer für die Bewertung nicht relevant waren (z.B. Moose mit Schwerpunkt auf feuchten Felsen), sind gering bis nicht geeignet für eine Wiederansiedlung. Die Leitartenliste der PHYLIB enthält für die Mittelgebirgsgewässer der Typen MRS und MRK auch Arten, die in Sachsen bisher nur in Standgewässern, nicht dagegen in Fließgewässern vorgefunden wurden (z.B. einige Characeen). Auch diese Arten sind als ungeeignet auszuschließen. Insgesamt erfolgte also eine Filterung nach folgenden Kriterien:

- A-Art gemäß PHYLIB für den Makrophyten-Typ des Zielgewässers,
- natürliche Verbreitung in Sachsen gegeben nach MÜLLER & BAUMANN (2023) für Moose, BERNHARD & DOEGE (2019) für Armlauchalgen und SCHULZ (2013) für Farn- und Samenpflanzen,
- Verbreitung in Fließgewässern von Sachsen relevant für die Bewertung nach WRRL (sächsische Biobank, Fließgewässer).

Die verbleibenden Arten wurden nach Literaturangaben bezüglich der Verbreitung und der ökologischen Ansprüche genauer analysiert. Zusammengefasst wurden dabei insbesondere die Ansprüche hinsichtlich Trophie, Saprobie, Höhenlage, ACP, Beschattung, Wassertiefe und Hydromorphologie (Sedimente, Strömung, Gewässergröße). Ausgewertet wurden dazu MEINUNGER & SCHRÖDER (2007), STETZKA & KAMPRAD (2001), WIEGLEB et al. (2023), KRAUSE (1997) und ELLENBERG & LEUSCHNER (2010). Daraus wurde die grundsätzliche Eignung für eine Wiederansiedlung in Sachsen in die drei Kategorien „sehr gut“, „gut“ und „gering“ eingestuft. Die Begründung für diese Unterteilung sowie Hinweise bezüglich der Eignung nur für spezielle Habitats (z.B. hochmontane, moorbeeinflusste Bäche) wird für jede Art genannt.

Die Taxonomie der Makrophyten hat in den vergangenen Jahren erhebliche Veränderungen erfahren. Dadurch werden in Datenbanken und Veröffentlichungen teils unterschiedliche Synonyme verwendet. Entsprechend werden bei der nachfolgenden Beschreibung von Arten die Synonyme mit genannt.

Geeignete Zielgewässer ergaben sich fast ausschließlich für den Makrophytentyp MRS. Für diesen Typ sind nachfolgend für Sachsen geeignete Arten näher beschrieben. Die Filterung erfolgte gemäß Kapitel 6.3. Arten, die aufgrund der Filterregeln (z.B. keine natürliche Verbreitung in Sachsen) ausgeschlossen wurden, sind der Übersichtlichkeit halber im Text nicht dargestellt. Für die sehr gut und gut geeigneten Arten werden nachfolgend Verbreitungskarten (Nachweise beim WRRL-Monitoring) dargestellt. Dabei handelt es sich ausschließlich um Moose.

Tabelle 45: Einstufung der A-Arten nach PHYLIB hinsichtlich einer Eignung für eine Wiederansiedlung in sächsischen Fließgewässern des Makrophyten-Typs MRS

Eignung	sehr gut	gut	gering	ungeeignet
Anzahl Arten	3	4	13	60

Brachythecium rivulare

- Ökologie: In nährstoffreichen Fließgewässern, sowohl auf Kalk- als auch auf Silikatgestein, weit verbreitet und häufig
- Eignung: sehr gut, jedoch bereits weit verbreitet
- Verbreitung in Sachsen: verbreitet und häufig im Mittelgebirge, auch Hochlagen

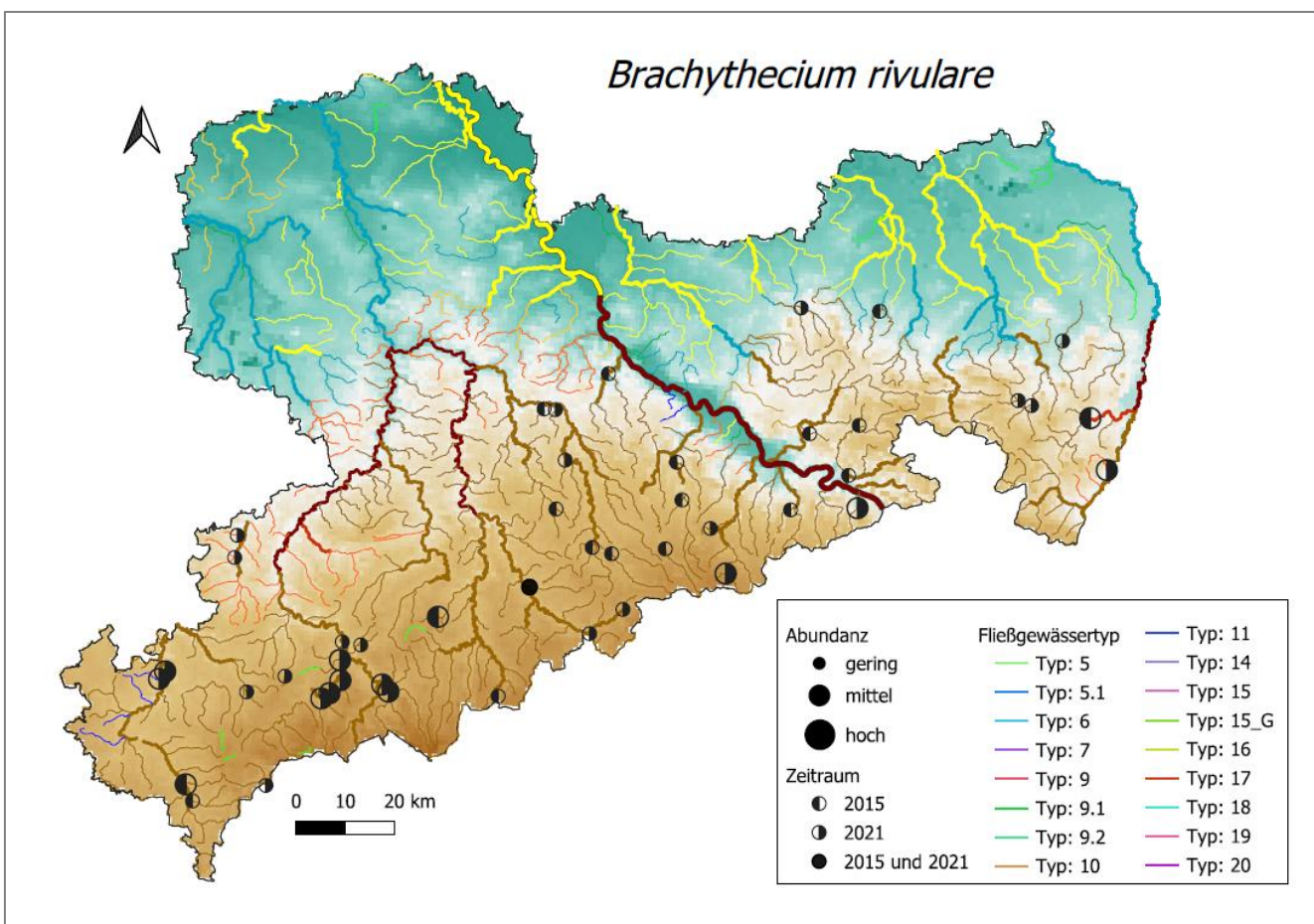


Abbildung 32: Verbreitung *Brachythecium rivulare* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Chiloscyphus polyanthos

- Ökologie: an und in kleineren Bächen, durch leichte Gewässerverschmutzung gefördert, häufig und verbreitet bis ins Flachland hinein
- Eignung: sehr gut
- Verbreitung in Sachsen: verbreitet und häufig im Mittelgebirge

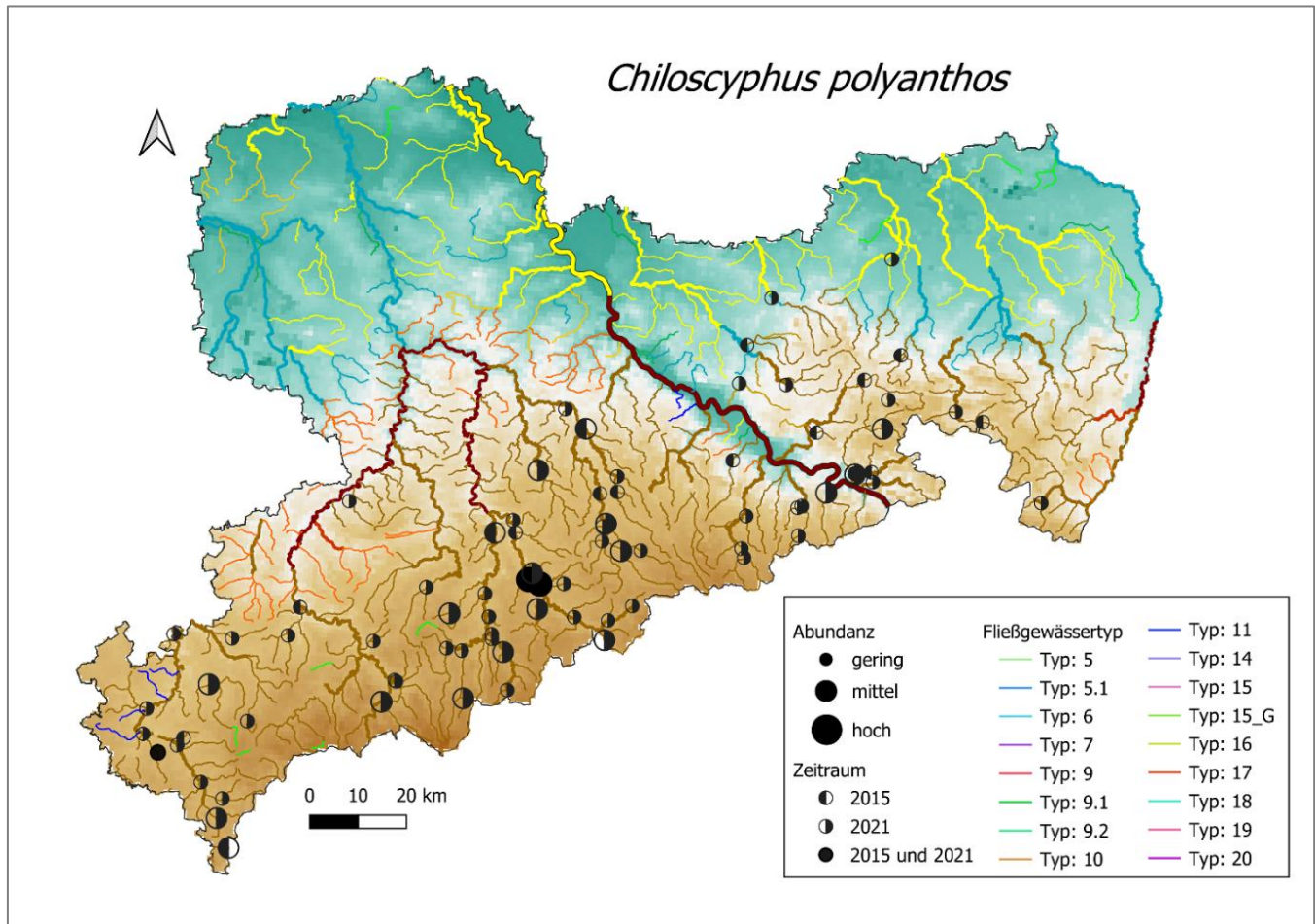


Abbildung 33: Verbreitung *Chiloscyphus polyanthos* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Hygrohypnum ochraceum f. ochraceum

- Ökologie: Wassermoos an und in Bächen und Flüssen auf meist silikatischem Gestein, auch auf Uferbefestigungen, wird durch mäßige Gewässerverschmutzung etwas gefördert, häufig im Mittelgebirge, verstreut bis ins Tiefland, meso- bis eutroph, durch mäßige Gewässerverschmutzung eher gefördert
- Eignung: sehr gut
- Verbreitung in Sachsen: vereinzelt in Hochlagen von Erzgebirge und Vogtland

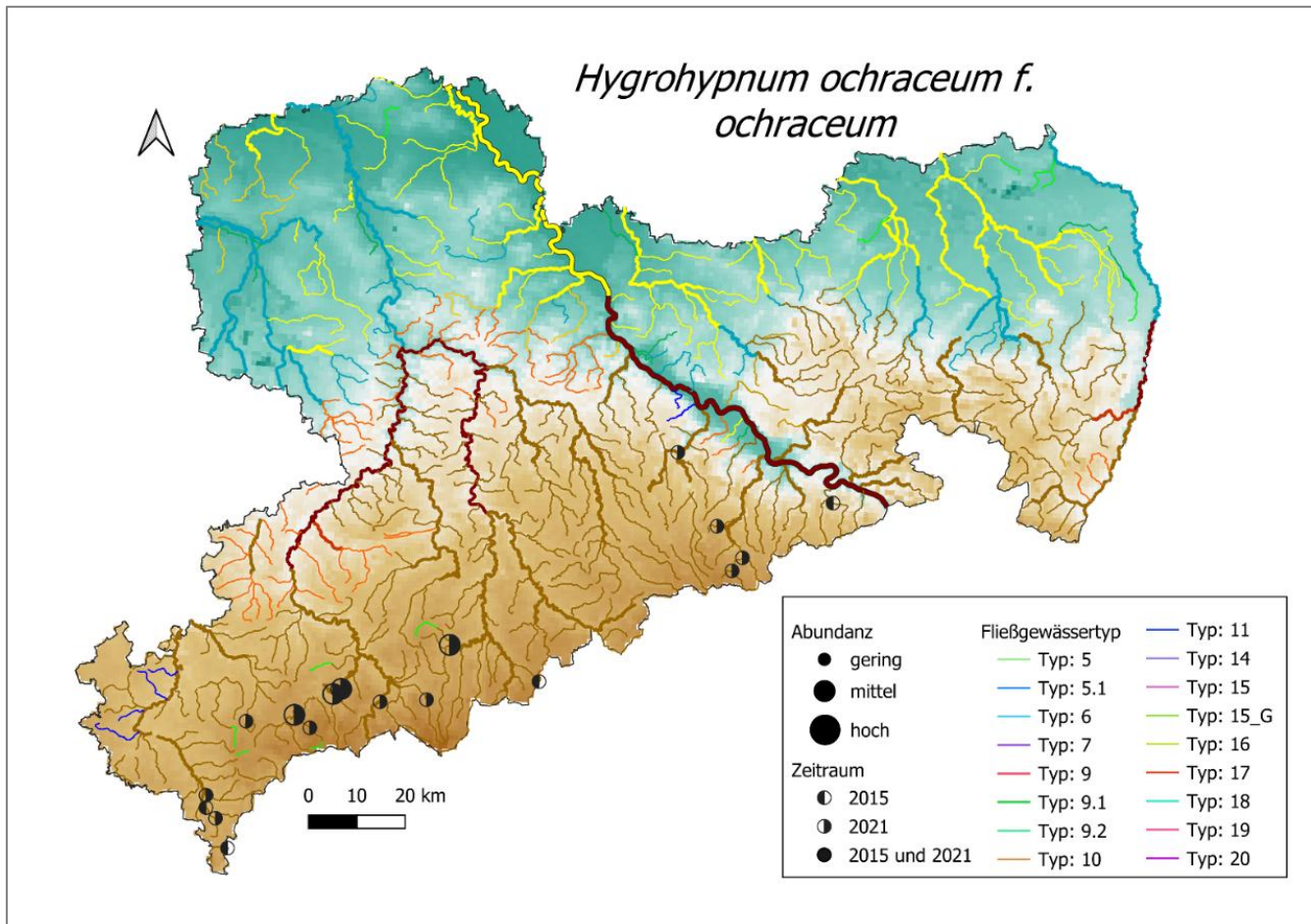


Abbildung 34: Verbreitung *Hygrohypnum ochraceum f. ochraceum* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Dichodontium pellucidum

- Ökologie: an Bächen mit rauen, grobkörnigen Gestein, in Mittelgebirgen verbreitet und häufig
- Eignung: gut, die Varietät *Dichodontium pellucidum* var. *flavescens* ist jedoch keine A-Art
- Verbreitung in Sachsen: Einzelnachweise in zwei Gewässern im südwestlichen Sachsen (Sosabach und Trieb) gemäß WRRL-Monitoring des LfULG zwischen 2015 – 2022

Fissidens pusillus

- Ökologie: kalkfreie, meist schwach saure, grobmaterialreiche kleine Bächen in Waldgebieten, untere Mittelgebirge im Übergang zum Tiefland, seltener in hohen Lagen
- Eignung: gut
- Verbreitung in Sachsen: verstreut im Mittelgebirge

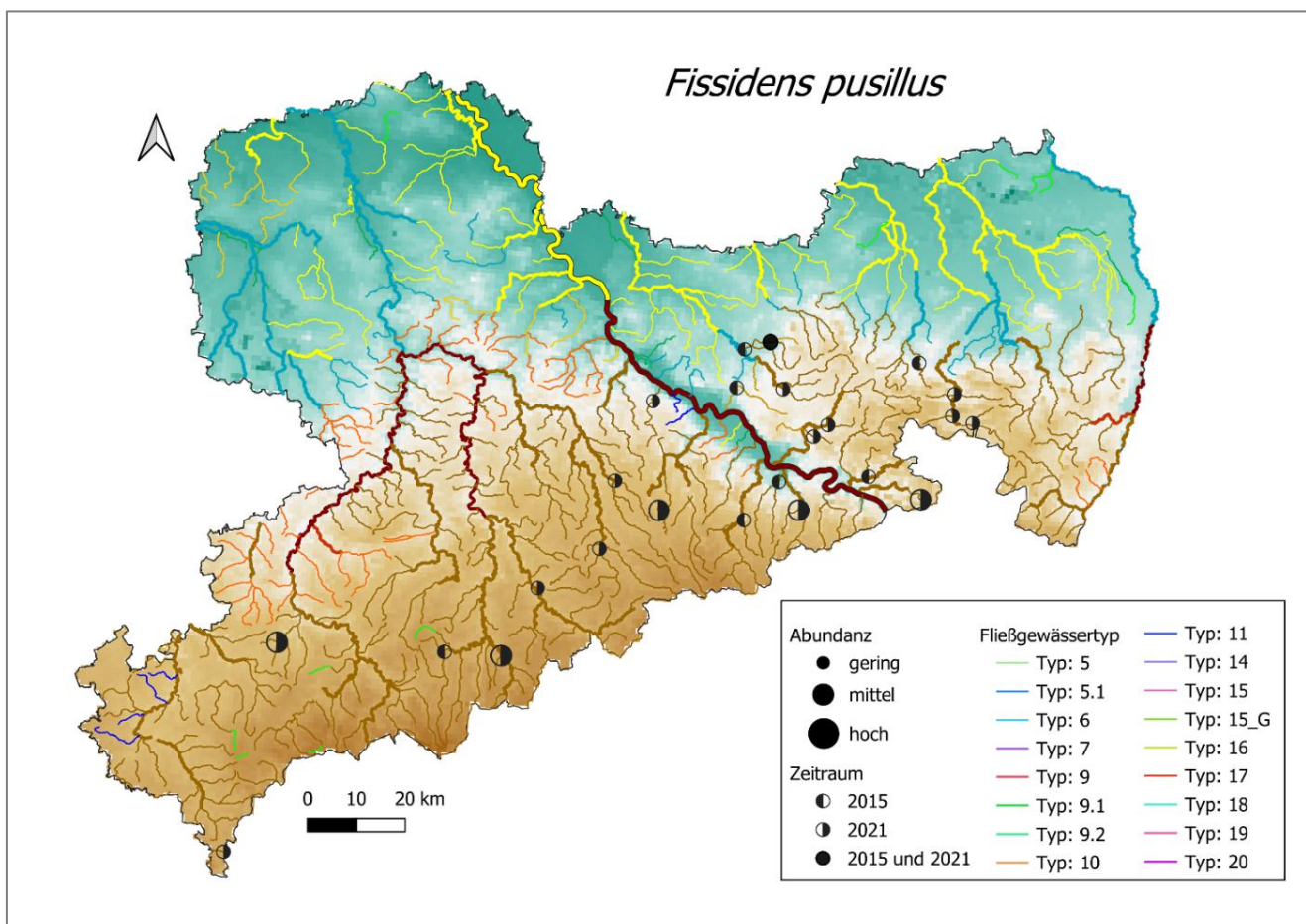


Abbildung 35: Verbreitung *Fissidens pusillus* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Fontinalis squamosa

- Ökologie: Silikat-Mittelgebirge (montan), flutend und ständig untergetaucht, hauptsächlich im Unterlauf größerer Mittelgebirgsbäche, meidet stark saure Stellen ebenso wie stark eutrophierte Bereiche, oligo- bis mesotroph
- Eignung: gut, vor allem Flüsse Typ 9
- Verbreitung in Sachsen: verstreut im Erzgebirgsraum, Rote Liste Sachsen: 3 (gefährdet)

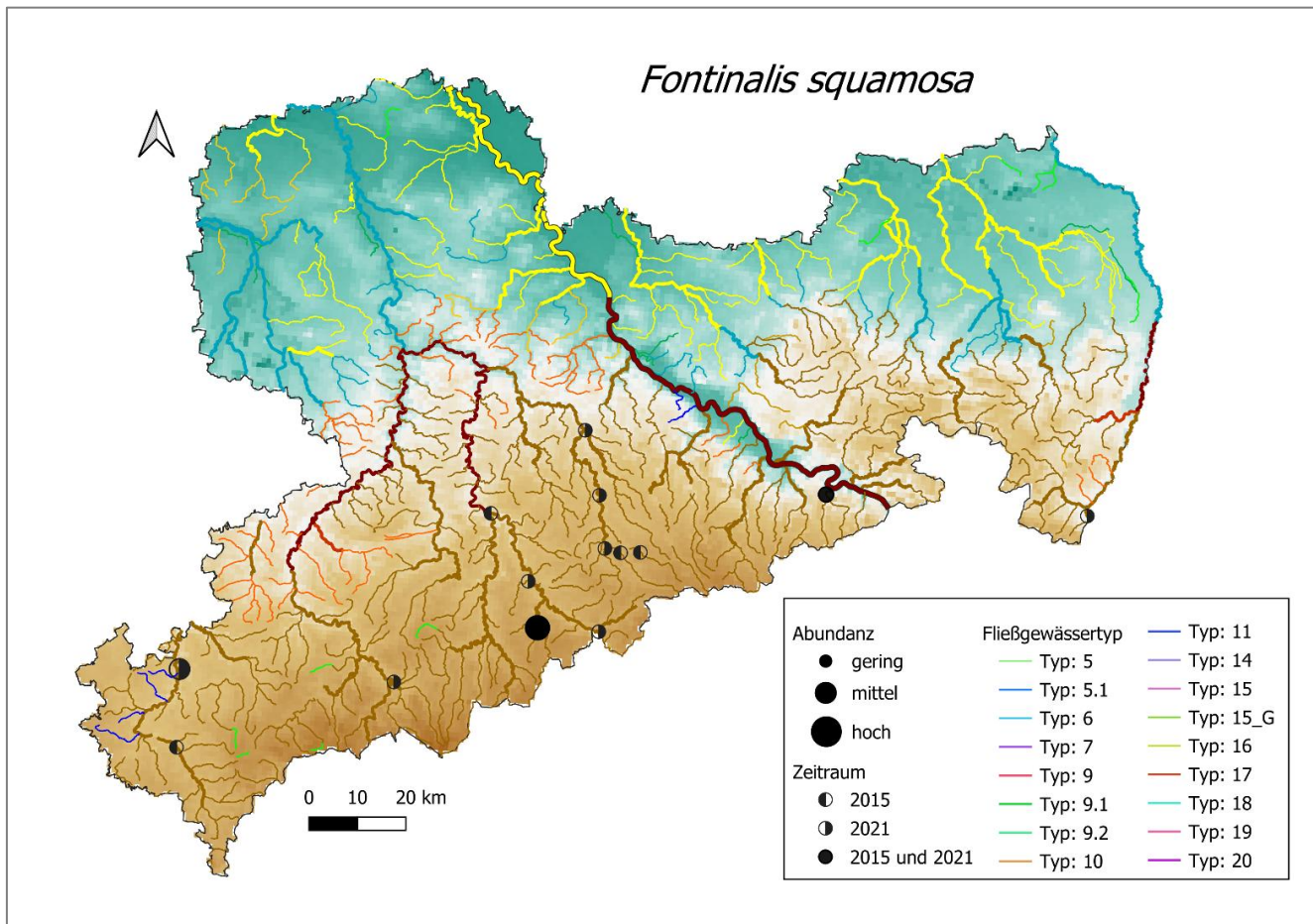


Abbildung 36: Verbreitung *Fontinalis squamosa* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Scapania undulata

- Ökologie: streng kalkmeidende Art, meist untergetaucht in Bächen, typisch für mineralarme, saure Bäche in der montanen Stufe und teils in Quellbächen des Tieflandes, im sächsischen Mittelgebirge verbreitet und häufig
- Eignung: gut
- Verbreitung in Sachsen: verbreitet im Mittelgebirge, auch Hochlagen, selten im Tiefland

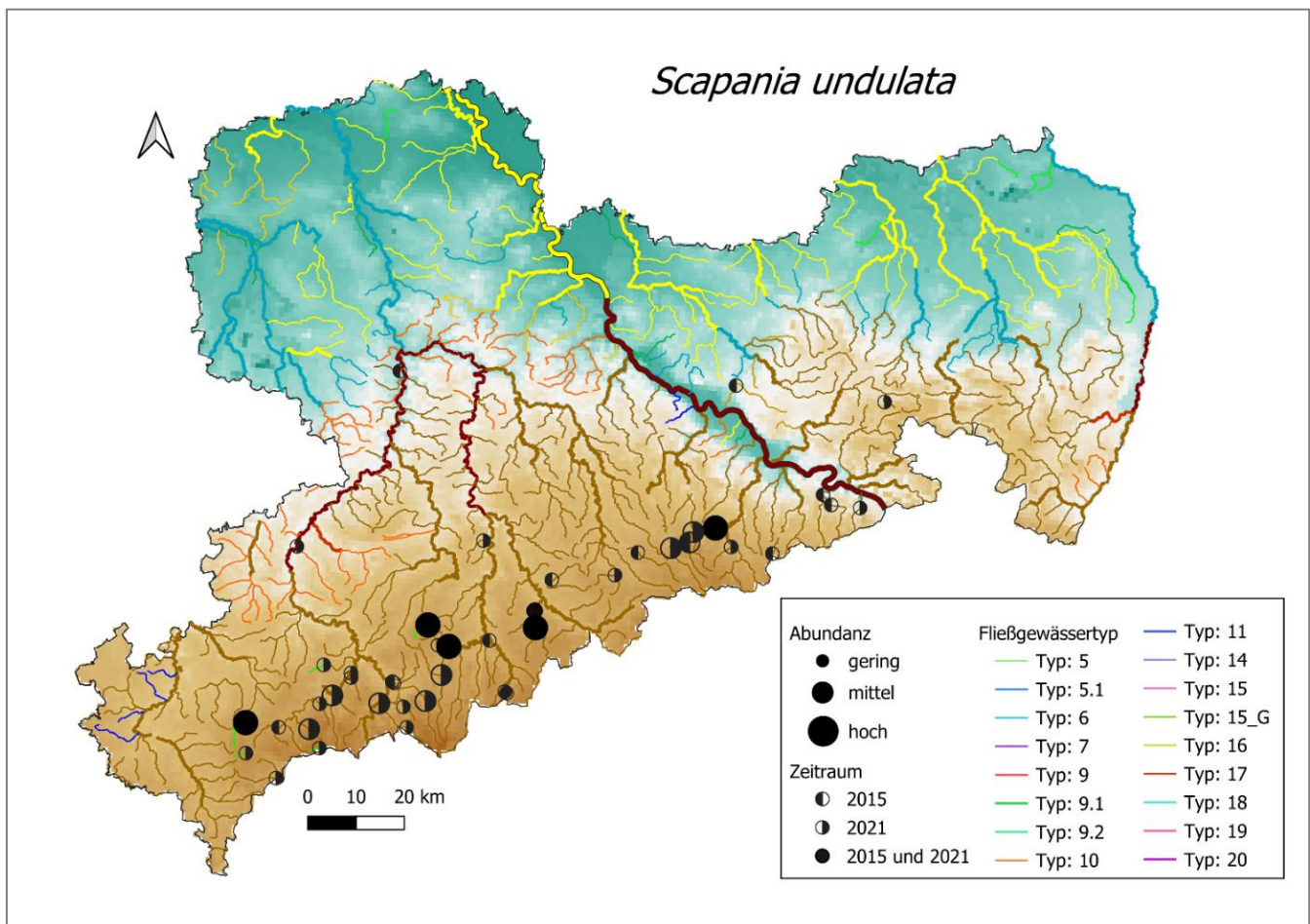


Abbildung 37: Verbreitung *Scapania undulata* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Andreaea rothii

- Ökologie: Auf kalkfreien, oft zeitweilig überrieselten Gesteinen, Hochlagen von Silikatmittelgebirgen
- Eignung: gering, nur sehr spezielle Habitats
- Verbreitung in Sachsen: kein Nachweis an sächsischen Landesmessstellen, Rote Liste Sachsen: 2 (stark gefährdet)

Blindia acuta

- Ökologie: basenreiche, ständig feuchte, oft etwas überrieselte Silikatgesteine, montan-alpin und Hochlagen von Silikatmittelgebirgen
- Eignung: gering, nur sehr spezielle Habitats
- Verbreitung in Sachsen: kein Nachweis an sächsischen Landesmessstellen

Brachythecium plumosum Synonym *Sciurohypnum plumosum*

- Ökologie: Kalkmeidende Art auf silikatischen Gesteinen, am Rande von Fließgewässern über der Mittelwasserlinie, meidet karbonathaltiges Wasser und verträgt nur mäßige Gewässerverschmutzung
- Eignung: gering, da nicht submers (Spritzwasserzone)
- Verbreitung in Sachsen: verstreut und selten im Mittelgebirge

Brachythecium rutabulum

- Ökologie: halbschattige Stellen auf frischen bis feuchten nährstoffreichen Unterlagen, Uferbereich
- Eignung: gering, da emers im Uferbereich bis Feuchtwiesen
- Verbreitung in Sachsen: nur in drei Gewässern des Mittelgebirges: Gahlenzer Bach, Weißbach und Rumpelbach

Ctenidium molluscum

- Ökologie: schattige bis halbschattige, frische bis feuchte Kalkfelsen, selten auf basenreichen Silikatgesteinen, sekundär auf Beton
- Eignung: gering, nur spezielle Habitats an MRK-Gewässern
- Verbreitung in Sachsen: kein Nachweis an sächsischen Landesmessstellen, Rote Liste Sachsen: 3 (gefährdet)

Dicranella palustris

- Ökologie: montansubalpiner Quellfluren auf kalkfreiem Untergrund, in Sachsen nur im höheren Mittelgebirge
- Eignung: gering, nur in Hochlagen
- Verbreitung in Sachsen: kein Nachweis an sächsischen Landesmessstellen

Jungermannia pumila

- Ökologie: An feuchten oder ständig überrieselten, kalkfreien, meist mesotrophen Standorten über silikatischen Gesteinen, bevorzugt Sandgestein, deutschlandweit selten
- Eignung: gering, eventuell Wiederansiedlung im Elbsandsteingebirge
- Verbreitung in Sachsen: nur in einem Fließgewässer: Wilde Weißeritz uh. TS Lehmühle

Jungermannia sphaerocarpa *Synonym Solenostoma sphaerocarpum*

- Ökologie: in hohen Lagen der Mittelgebirge, streng kalkmeidende Silikatart, hauptsächlich an und in Bergbächen, aber auch auf überrieselten Felsen
- Eignung: gering, nur Höhenlagen des Erzgebirges
- Verbreitung in Sachsen: nur in einem hochmontanen Fließgewässer: Große Pyra

Palustriella commutata

- Ökologie: Stets in kalkreichem Wasser und meist kalktuffbildend, alpin bis montan verbreitet
- Eignung: gering, nur spezielle Habitats von montanen MRK-Gewässern
- Verbreitung in Sachsen: kein Nachweis an sächsischen Landesmessstellen

Porella cordaeana

- Ökologie: an den Rändern kleiner Gebirgsbäche mit neutralem pH-Wert und schattigen Laubwäldern
- Eignung: gering (seltene und anspruchsvolle Art)
- Verbreitung in Sachsen: kein Nachweis an sächsischen Landesmessstellen

Racomitrium aciculare

- Ökologie: verbreitet an Bergbächen höherer Silikatmittelgebirge, oberhalb der Mittelwasserlinie
- Eignung: gering, nur oberhalb Mittelwasserlinie wachsend, nicht flutend
- Verbreitung in Sachsen: verstreut im Mittelgebirge vom Erzgebirge bis Vogtland

Montia fontana (in PHYLIB ohne Unterscheidung der Unterarten)

- Ökologie: Quelltümpel und Quellgräben, grundwasserbeeinflusste, strömungsberuhigte Ufer von Bächen und Flüssen, verträgt zeitweises Trockenfallen
- Eignung: gering bis ungeeignet, die stenöke Art ist nur für sehr spezielle Habitats geeignet
- Verbreitung in Sachsen: verstreut im westlichen Erzgebirge, Einzelfunde im Tiefland, Rote Liste Sachsen: 2 (stark gefährdet)

Potamogeton polygonifolius

- Ökologie: kalkarme, leicht saure (Moor-) Gräben im Tiefland, Quellbäche (z.B. Kaltenbach bei Liega), stenöke, atlantische Art, an bikarbonatarme bzw. bikarbonatfreie, unverschmutzte Gewässer gebunden
- Eignung: gering bis ungeeignet, nur sehr spezielle Habitate im Tiefland und selten im Mittelgebirge (Vogtland)
- Verbreitung in Sachsen: verstreut im Tiefland, Einzelfunde im Vogtland, Rote Liste Sachsen: 3 (gefährdet)

Für Mittelgebirgs-Fließgewässer der Typen 5 und 9 in Sachsen finden sich somit ausschließlich Moose als gut bis sehr gut geeignete Zielarten mit A-Einstufung. Daher wurden nachfolgend auch B-Arten an Samenpflanzen betrachtet, die robust und in Mittelgebirgsgewässern starkwüchsig sind. In makrophytenarmen bis makrophytenfreien Gewässern können solche B-Arten ergänzend zu Moosen gute Strukturbildner sein und damit Habitate für Fische und Makrozoobenthos bieten. Geeignete Arten sind nachfolgend genannt.

Callitriche brutia var. *hamulata*, Synonym *Callitriche hamulata*

- Ökologie: schnell fließende Bäche, erträgt Wasserstandsschwankungen
- Eignung: sehr gut (ehemals A-Art eingestuft, seit 2024 als B⁺-Art), aber fragile Pflanze
- Verbreitung in Sachsen: verbreitet und häufig im Mittelgebirge und im Tiefland, Rote Liste Sachsen: 3 (gefährdet), Unterscheidung der *Callitriche*-Arten ist nur anhand reifer Früchte möglich, weshalb häufig nur Bestimmungen auf Gattungsniveau vorliegen und die genaue Verbreitung der Arten unklar bleibt.

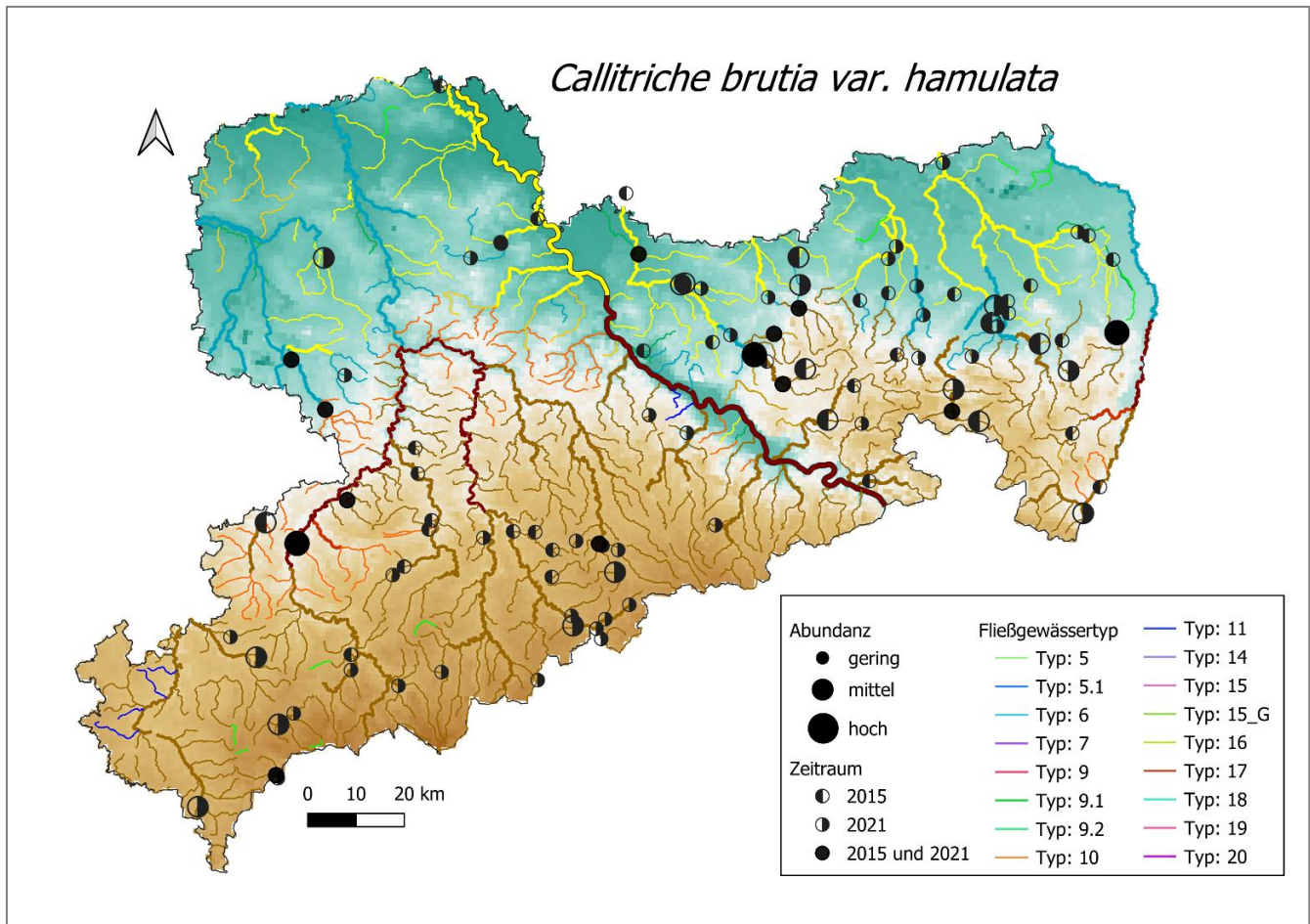


Abbildung 38: Verbreitung *Callitriche brutia* var. *hamulata* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Glyceria fluitans

- Ökologie: in rasch strömenden Mittelgebirgsbächen und -flüssen ufernah sowie an Inselbänken mit im Wasser flutenden Blättern, häufig von Kriebelmückenlarven, Libellenlarven und weiterem Makrozoobenthos besiedelt
- Eignung: sehr gut, Strukturbildner
- Verbreitung in Sachsen: in ganz Sachsen vom Tiefland bis montan weit verbreitet und häufig

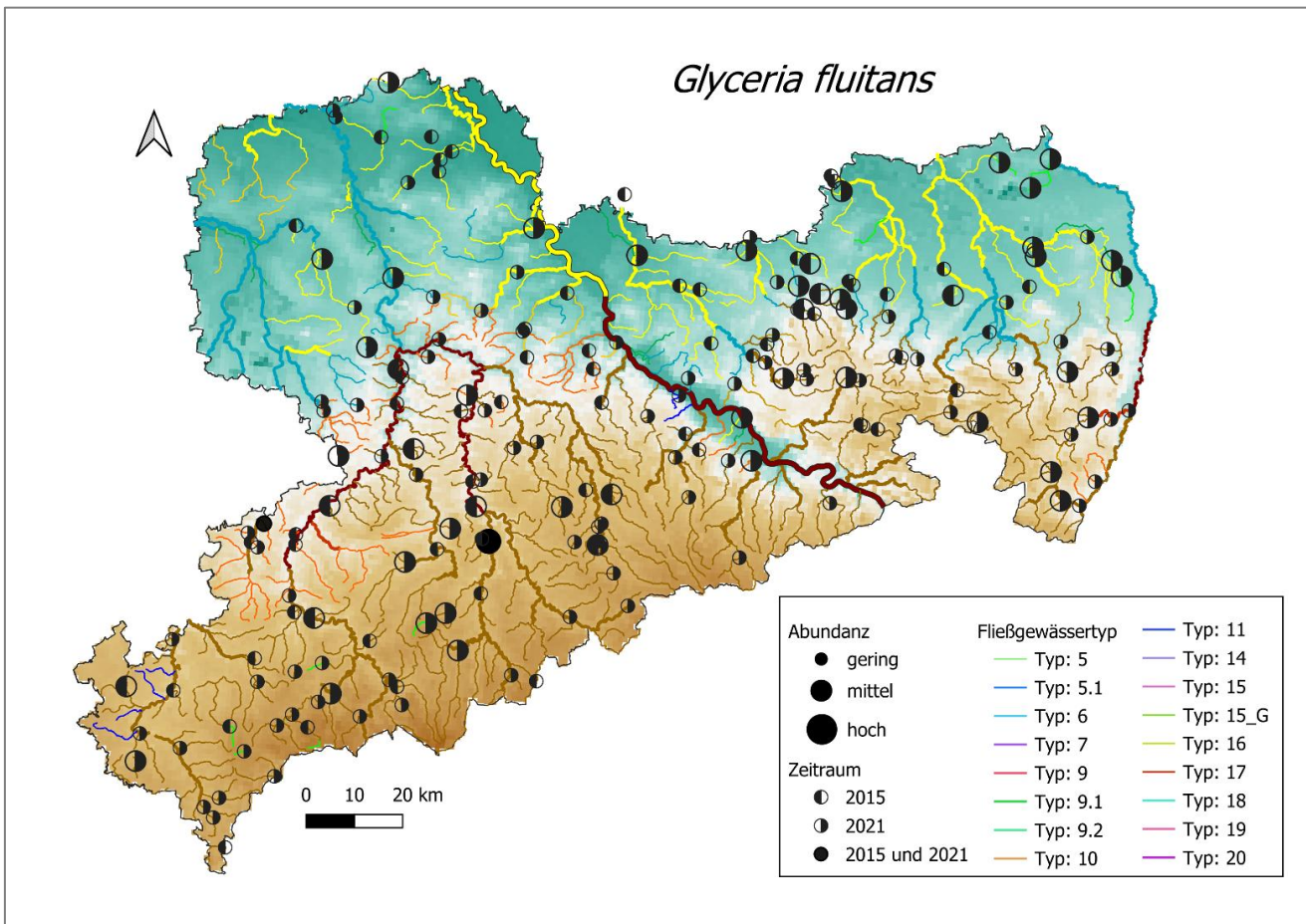


Abbildung 39: Verbreitung *Glyceria fluitans* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Myriophyllum spicatum

- Ökologie: schnell fließende Flüsse des Tieflandes und des unteren Mittelgebirges, bezüglich Nährstoffe weite ökologische Amplitude, neutrale bis alkalische Gewässer,
- Eignung: sehr gut, Strukturbildner in Fließgewässern, sollte jedoch nicht oberhalb direkt durchflossener Standgewässer eingebracht werden, da die Art in Seen als Störzeiger gilt
- Verbreitung in Sachsen: im nördlichen Tiefland verbreitet, im Mittelgebirge nur vereinzelt (vor allem Zittauer Gebirge)

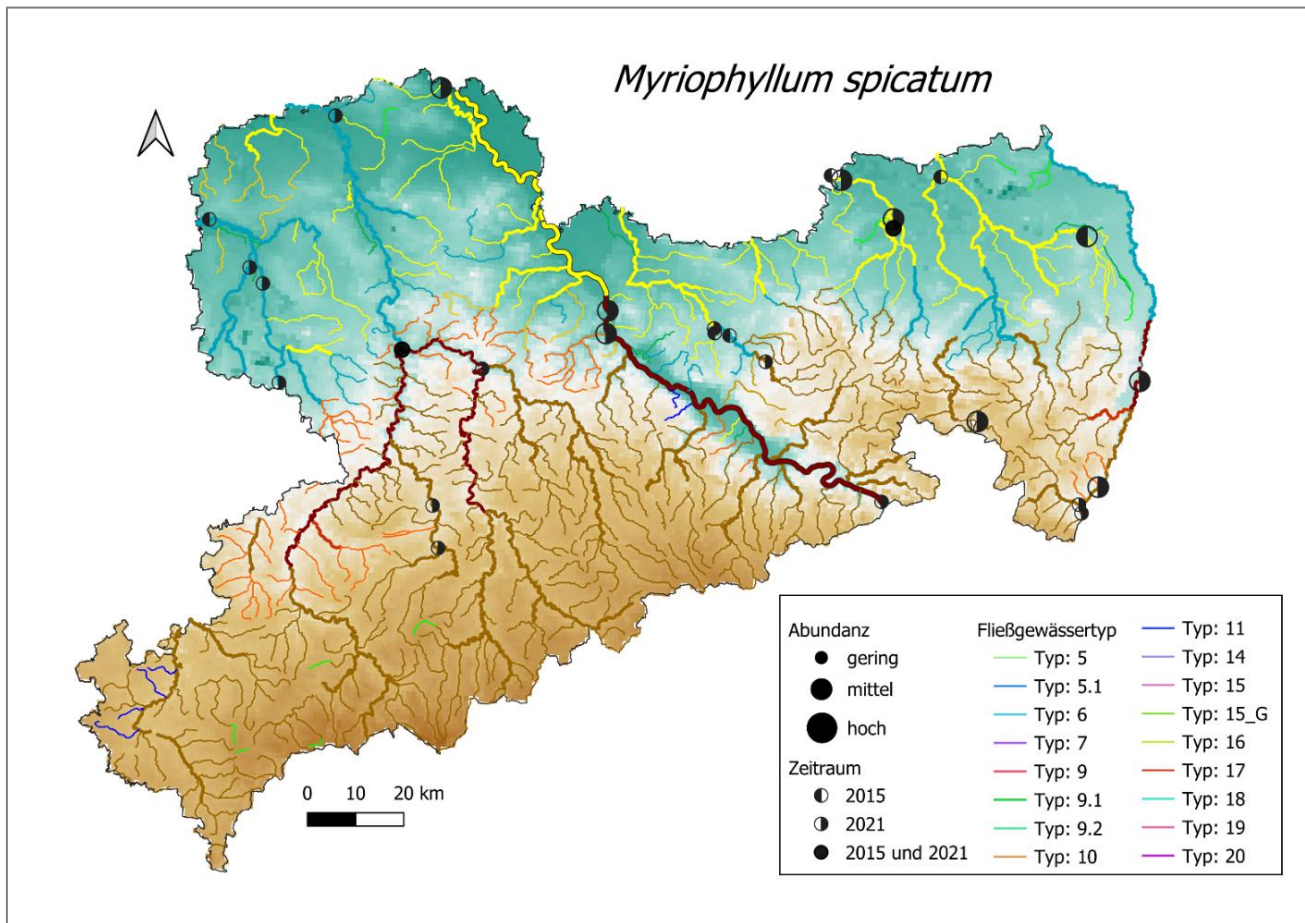


Abbildung 40: Verbreitung *Myriophyllum spicatum* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Veronica beccabunga

- Ökologie: robust, starke Vermehrung, emers bis flutend im Uferbereich neutraler bis schwach saurer Bäche bis in den Quellbereich hinein
- Eignung: sehr gut für Strukturierung der Uferbereiche von Mittelgebirgsbächen (Strömungsdiversität)
- Verbreitung in Sachsen: im Mittelgebirge verbreitet und häufig, im Tiefland verstreut

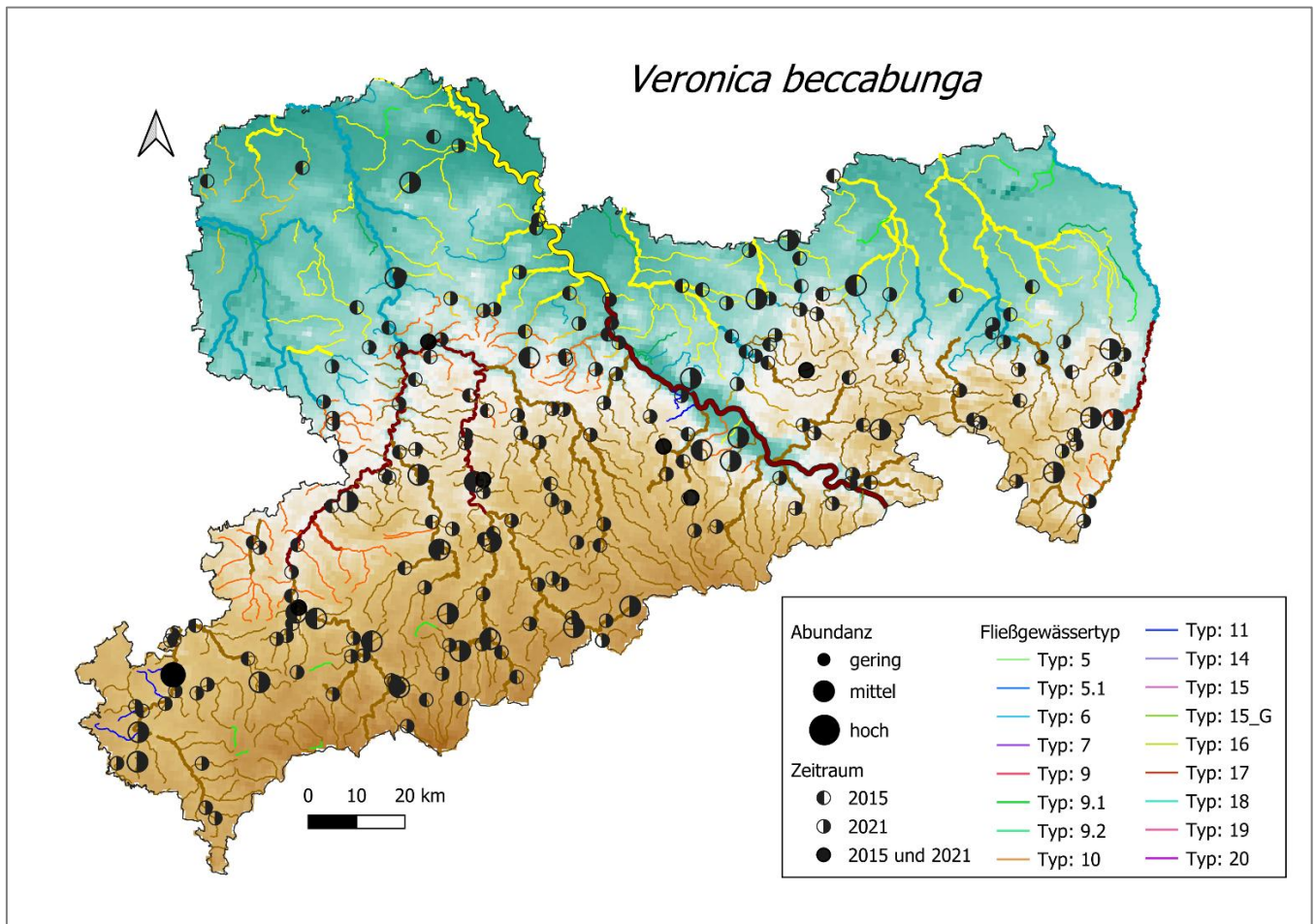


Abbildung 41: Verbreitung *Veronica beccabunga* Sachsen (WRRL-Monitoring)

Berula erecta

- Ökologie: robust, starke Vermehrung, neutrale bis schwach alkalische Gewässer mit mineralischen bis organischen Substraten, ruhig bis rasch fließende Bäche und Flüsse, submers bis emers
- Eignung: gut für Strukturierung und als Insektennahrung im Flachwasser von Bächen und Flüssen des Tieflandes
- Verbreitung in Sachsen: Schwerpunkt nordwestliches Sachsen im Tiefland

Potamogeton natans

- Ökologie: schwach strömende, größere Gewässer, verträgt auch Verockerung und Versauerung
- Eignung: gut für belastete Habitats (gering strömend, versauert / verockert), ist jedoch seit 2024 für die Gewässertypen MRS und MRK als C-Art eingestuft und dort nicht geeignet
- Verbreitung in Sachsen: im Tiefland häufig und verbreitet, im Erzgebirge / Vogtland nur in stehenden Gewässern, im Zittauer Gebirge auch in langsam fließenden Flüssen

Ranunculus peltatus

- Ökologie: vollsonnige, silikatische Bäche und Flüsse, empfindlich gegenüber Beschattung und Trübung
- Eignung: guter Strukturbildner in silikatischen Gewässern mit geringer Beschattung
- Verbreitung in Sachsen: verstreut vom Mittelgebirge bis Tiefland, stellenweise häufig

Nasturtium officinale

- Ökologie: emers im Flachwasser (Gleithangbereiche) bis Ufer von Fließgewässern des Hügellandes bis Tiefland
- Eignung: mäßig, da kaum Strukturbildner im Gewässer, gilt jedoch als leitbildtypischer Gütezeiger (B⁺-Art)
- Verbreitung in Sachsen: verstreut vom Mittelgebirge bis Tiefland, stellenweise häufig

Ranunculus fluitans

- Ökologie: große, rasch strömende Tieflandflüsse, neutraler bis basischer pH-Wert, tolerant gegenüber Eutrophierung aber empfindlich bezüglich organischer Ablagerungen (bevorzugt mineralische Sedimente)
- Eignung: mäßig, nur mineralisch geprägte Tieflandflüsse
- Verbreitung in Sachsen: verstreut, im Erzgebirge weiträumig fehlend

9.4 Ableitung geeigneter und zuverlässiger Herkünfte

Nach RICHTER & GRÄTZ (2018, S. 20) gilt: „Ein wesentliches Kriterium bei der Auswahl geeigneter Spenderpopulationen (Herkünfte) ist die Fokussierung auf die gebietsheimischen (autochthonen) Elemente der Flora. Ein Einbringen oder Vermischen mit gebietsfremden Herkünften soll unterbleiben (siehe auch Kapitel 7), um den Verlust von gebietsspezifischen Sippen oder Genotypen und damit verbunden den Verlust der Anpassungen an die lokalen Verhältnisse zu vermeiden (HANCOCK & HUGHES 2012; WHITLOCK et al. 2013). Deshalb müssen Populationen als Spender ausgewählt werden, die die Kriterien der gebietsheimischen Herkunft erfüllen. Welche Herkünfte als gebietsheimisch bezeichnet werden können oder schon als gebietsfremd angesehen werden sollten, ist artspezifisch und bedarf einer genauen Analyse. Dafür ist eine Unterteilung des Gesamtareals in differenzierte Teilgebiete nötig.“ Problematisch ist das bei sehr seltenen Wasserpflanzen wie *Myriophyllum alterniflorum* und *Potamogeton polygonifolius*, von denen es nur noch isolierte Einzelvorkommen gibt.

Ein Schema zur Abgrenzung von Herkünften ist in

Abbildung 42 dargestellt. Eine detaillierte Analyse ist nach RICHTER & GRÄTZ (2018) bei Arten der azonalen (z. B. Flussauen) oder extrazonalen (z.B. Hochmoore) Vegetation sowie bei Arten mit Reliktcharakter oder Vorposten im Bearbeitungsgebiet notwendig.

In einigen Fällen sind dagegen auch pragmatische Kompromisse zur Verringerung des Aufwandes möglich. Wenn beispielsweise die Pflanzen aus demselben Naturraum gemäß der Gliederung von MANNSFELD & SYRBE (2008) stammen wie der Zielstandort, können diese Pflanzen in der Regel als gebietsheimisch gelten (RICHTER & GRÄTZ 2018). Bei Fließgewässern erscheint es sinnvoll, neben dieser naturräumlichen Gliederung Sachsens auch eine Trennung nach großen Flusseinzugsgebieten (z.B. Weiße Elster, Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Schwarze Elster, Spree, Neiße etc.) vorzunehmen.

Unabhängig von der Betrachtung genetischer, regionaltypischer Varianten ist es für einen Erfolg wichtig, dass die Herkünfte aus möglichst gleichartigen Gewässern stammen. Zu betrachten sind diesbezüglich insbesondere die Faktoren Makrophytentyp, Hydromorphologie, ACP (mit Wasserhärte), Beschattung und Höhenlage.



Abbildung 42: Entscheidungsmatrix zum Mischen verschiedener Herkünfte (aus RICHTER & GRÄTZ 2018, nach FRANKHAM et al. 2011)

9.5 Geeignete Ansiedlungsmethoden

Ein direktes Ausbringen von Samen, wie bei terrestrischen Samenpflanzen üblich, ist für Makrophyten nicht beschrieben und nicht zielführend aufgrund der zu erwartenden hohen Verlustraten. Es können jedoch Samen entnommen und im Gewächshaus zur Nachzucht verwendet werden. Ausgebracht werden dann je nach Art die nachgezüchteten Pflanzen oder Wurzelknollen bzw. Zwiebeln (z.B. bei Liliengewächsen). Beschrieben ist dies bei GRUNWALD et al. (2023). Aufgrund des Aufwandes ist diese Methode eher für seltene oder geschützte Arten relevant.

Ähnlich verhält es sich bei der von DELMAIL et al. (2013) beschriebenen Zucht von Pflanzen mittels In-vitro-Zellkultur aus einer Ursprungspflanze. Aufgrund des Aufwandes und der fehlenden genetischen

Diversität des erzeugten Pflanzmaterials erscheint diese Methode nur für stark gefährdete bis vom Aussterben bedrohte Arten zielführend.

Häufig werden Makrophyten direkt vom Spender- zum Empfängergewässer umgesetzt. Zur Verringerung der Verlusten wurden in mehreren Projekten (siehe Kapitel 9.1.4) die entnommenen Stecklinge erst für mehrere Wochen in substratgefüllten Pflanzschalen unter geschützten Bedingungen gehalten. Dies sollte die Wurzelbildung und Entwicklung dichter Pflanzendeckung fördern, die bei der Ausbringung im Empfängergewässer besser an Belastungen durch Fließgeschwindigkeit und Verdriftung angepasst sind. Dieser Zwischenschritt bietet sich an, wenn im Empfängergewässer eine erhöhte hydraulische Belastung vorliegt.

Von STILLER & ENGELSCHALL (2014) wurde eine Handlungsempfehlung zur Wiederansiedlung von Makrophyten herausgegeben, bei der Material aus Spendergewässern direkt in die Empfängergewässer umgesetzt wurde. Darin sind die Erfahrungen aus einem großen Wiederansiedlungsprojekt an mehreren Fließgewässern mit Monitoring über mehrere Jahre aus Hamburg zusammengefasst. Im Weiteren wird diese Handlungsempfehlung gekürzt und geändert wiedergegeben unter Beachtung rechtlicher und regionaler Randbedingungen (RICHTER & GRÄTZ 2018) und Erfahrungen aus der weiteren Literatur (aus Kapitel 9.1).

Viele Wasserpflanzen (vor allem Laichkräuter, Schwimmblattpflanzen und Liliengewächse) sterben im Winter oberflächlich ab und entwickeln sich im Frühjahr neu aus Überdauerungsorganen. Der Mai ist aufgrund des starken Wachstums und geringer Hochwassergefahr der ideale Pflanzzeitraum. Die Bestimmung von Makrophyten anhand von Blüten und/oder Früchten erfolgt in der Regel im Juli / August und bei den Wassersternarten anhand von reifen Früchten erst im August / September. Daher ist die Suche nach Spendergewässern vorbereitend im Sommer vor der geplanten Umsetzung durchzuführen. Eine Entnahme ist grundsätzlich nicht im Bereich von Landesmessstellen, in FFH-Gebieten mit dem LRT 3260 und bei zu geringer Dichte bzw. Vitalität der Pflanzen im potentiellen Spendergewässer vorzusehen. Dagegen bieten sich für die Entnahme Stellen an, die im Rahmen der Gewässerunterhaltung gekrautet werden.

Die Entnahmestellen und auch die Bepflanzungsstellen sind mit dem Unterhaltungspflichtigen (z.B. LTV), mit den Genehmigungsbehörden (z.B. UNB / UWB), mit dem Fischereiausübungsberechtigten und mit den relevanten Abteilungen der Fachbehörde (LfULG) abzustimmen. Die Genehmigung zur Entnahme von Wasserpflanzen ist bei den zuständigen Behörden und Gewässerunterhaltungspflichtigen zu beantragen.

Die konkreten Punkte der Anpflanzung im Zielgewässer sind vorab mit GPS-Koordinaten festzulegen, um die kritische Zeitspanne von der Entnahme bis zur Einbringung möglichst kurz und damit die Schädigungs- und Verlustrate gering zu halten. Die Pflanzstandorte sollten in Anlehnung an STILLER & ENGELSCHALL (2014) folgende Punkte erfüllen:

- geringe Wassertiefe von maximal 50 cm, aber zumindest flach mit Wasser überdeckt bei Niedrigwasser (bzw. nach RIIS et al. (2009) werden Wassertiefen zwischen 0,1 und 0,7 m empfohlen);
- geringe Strömung durch Lage im Gleithang, hinter Störstrukturen wie Totholz oder im Bereich von Inselbänken und Uferbänken, nach RIIS et al. (2009) Fließgeschwindigkeiten von 0,1 bis 0,4 m/s empfohlen;
- ausreichende Belichtung, also geringe Beschattung durch Gehölze und überhängende Ufervegetation, ideal sind kürzlich entstandene Auflichtungen der Ufergehölze (z.B. nach Unterhaltungs- oder Renaturierungsmaßnahmen);
- Vorhandensein von geeigneten Strukturelementen und Substraten sowohl in der Gewässersohle als auch im Uferbereich wie Totholzinseln, Bermen, Kiesbänke und abgeflachte Ufer;
- keine Störung durch z.B. begleitende Wanderwege und badende Hunde;
- keine Bereiche in denen gewässerbauliche Maßnahmen oder Gewässerräumungen geplant sind;
- Die Pflanzendeckung sollte zu Beginn ca. 5 % betragen. Hieraus ergibt sich beispielsweise bei einem 2 m breiten Gewässerabschnitt eine Pflanzdichte von etwa 2 Pflanzen pro Meter Gewässerstrecke.

Für die Entnahme der Pflanzen, den Transport und das Einpflanzen werden nach STILLER & ENGELSCHALL (2014) folgende Gerätschaften empfohlen:

- wasserdichte Transportwannen - Transport größerer Pflanzenmengen
- Pflanzcontainer (Plastik-Blumentöpfe), ca. 15 cm Ø - Transport einzelner Pflanzen
- Ballentuch (Vlies) - hält Wurzeln und Substrat zu einem Ballen zusammen
- Plastikfolie - schützt Pflanzen vor Austrocknung
- Klappspaten, Pflanzschaufel - Aus- und Eingraben der Pflanzen
- Bandmaß (50 m) - Einmessen der Pflanzungen
- Pflanzstäbe - Abstecken der Pflanzstrecke
- Kies: gewaschener Flusskies mit einer Körnung von 8/16 mm - Befestigung
- Pkw, Pritschenwagen oder ähnliches - Transport
- mind. 4 Personen: 1x Gewinnen/Pflanzen, 2x Helfer + 1x Organisation/Projektleitung

Aufgrund der Empfindlichkeit von Wasserpflanzen sollten pro Arbeitseinsatz nur so viele Pflanzen entnommen werden, wie am gleichen Tag auch wieder eingepflanzt werden können. Die Entnahme der Makrophyten ist nach den Empfehlungen von STILLER & ENGELSCHALL (2014) folgendermaßen günstig:

- Vormittag Entnahme der Pflanzen;
- Bei der Entnahme gegen die Strömung arbeiten, um die Sicht nicht durch Aufwirbeln von Substrat zu beeinträchtigen.
- Die ausgewählten Pflanzensprosse sollten ca. die 2- bis 3-fache Größe eines Plastik-Blumentopfs aufweisen, wobei sie mit ihrem Wurzelballen in die Töpfe passen müssen.
- Entnahme einer Wasserpflanze inkl. Wurzelballen mit Hilfe eines Klappspatens, die im Gewässer arbeitende Person bleibt dauerhaft im Wasser stehen.
- Übergabe der Pflanze an einen am Ufer stehenden Helfer, der den Wurzelballen sofort in ein Ballentuch (Vlies) einschlägt und die Pflanze zusammen mit dem Ballentuch in den Plastik-Blumentopf setzt.
- Plastik-Blumentöpfe in eine mit wenig Wasser gefüllte Transportwanne sammeln, abdecken und gefüllte Wannen zeitnah zum Transportfahrzeug tragen
- Transportwannen mit den Wasserpflanzen ins Fahrzeug bzw. Anhänger stellen und so wässern, dass der Wasserstand ca. 1/3 der Topfhöhe beträgt
- vorsichtiges Abdecken der Transportwannen mit Folie oder feuchten Ballentüchern gegen Austrocknung.

Wasserpflanzen sind sehr empfindlich gegenüber Austrocknung und müssen daher unter Wasser transportiert werden oder zumindest mit einer Plastikfolie abgedeckt sein, sowohl während des Transports als auch während der Arbeiten. Die Pflanzung sollte am gleichen Tag nachmittags erfolgen.

Die Pflanzen sind sorgfältig und gut fixiert in das Gewässer einzubringen, damit sie mechanischen Belastungen bedingt durch Strömung sowie wechselnde Wasserstände stand halten. Bei der Pflanzung ist nach STILLER & ENGELSCHALL (2014) folgendermaßen vorzugehen:

- Abstecken der Pflanzstrecke am Zielgewässer für die spätere Dokumentation
- Die Einpflanzung sollte in Fließrichtung erfolgen, damit die neu gepflanzten Bestände nicht durch Arbeiten oberhalb (aufgewirbeltes Sediment) beeinträchtigt werden.
- Ausheben einer tiefen Pflanztasche und Einsetzen des Wurzel- / Substratballens einer Pflanze, wobei der Spross in Fließrichtung ausgerichtet wird, damit die Anpflanzungen möglichst wenig Strömungswiderstand bieten.

■ Andrücken und befestigen des Wurzelbereichs mit Kies

Die Pflanzen sind in Gruppen von 2 - 3 Individuen einer Art anzuordnen, damit sie sich gegenseitig stabilisieren können. Die Pflanzengruppen sollten sich in die vorhandenen Strukturen, wie Totholzinseln oder Kiesbänke, einfügen. Nach Abschluss der Pflanzmaßnahme sollte die endgültige Anordnung und Anzahl der Pflanzen als Grundlage für ein nachfolgendes Erfolgsmonitoring genau dokumentiert werden.

Die in der Literatur beschriebenen Ansiedlungsmethoden beschränken sich auf Samenpflanzen in Tieflandgewässern. Die Suche nach geeigneten Zielgewässern ergab jedoch, dass in Sachsen vor allem Fließgewässer des Mittelgebirges für eine Wiederansiedlung von Makrophyten in Frage kommen. In diesen Gewässertypen (z.B. MRS) sind fast ausschließlich Wassermoose relevant. Es konnten bei der Literaturlauswertung keine Erfahrungen zur Ansiedlung von Moosen in Mittelgebirgsgewässern gefunden werden. Da Moose an Festsubstrat wie Steine und grobes Totholz angeheftet wachsen, erscheint es als einzig sinnvolle Möglichkeit, die Moose mitsamt dem Substrat zu entnehmen und umzusetzen. Hierzu scheint es bisher keine Erfahrungen zu geben, weshalb sich ein Pilotprojekt mit Monitoring anbietet.

9.6 Risiken und Wissensdefizite

Bezüglich der Wiederansiedlung fehlender Leitarten sind insbesondere noch folgende Wissensdefizite vorhanden bzw. Risiken zu beachten:

- Verschleppung von invasiven Neozoen (Makrozoobenthos bzw. Fischeier) oder Krankheiten (z.B. Krebspest) ist durch Voruntersuchungen und Auswertung von Verbreitungskarten unbedingt zu vermeiden.
- Erfahrungen mit der Wiederansiedlung von Wasserpflanzen beziehen sich nahezu ausschließlich auf Samenpflanzen, während für die in Sachsen relevanten submersen Moose nichts Vergleichbares veröffentlicht ist.
- Die Feststellung „fehlender Arten“ und damit die Auswahl möglicher Zielgewässer bezieht sich auf die Daten der repräsentativen Landesmessstelle eines OWK, weshalb eventuelle Vorkommen von Leitarten ober- und unterhalb davon unklar bleiben und vorab durch Ortsbegehungen und Voruntersuchungen zu klären sind.
- Die Auswahl potentieller Spendergewässer bezieht sich ebenfalls nur auf Ergebnisse der repräsentativen Landesmessstelle, wo sich jedoch Störungen durch Entnahme verbieten. Damit sind auch bei den Spendergewässern Voruntersuchungen hinsichtlich geeigneter Entnahmestellen notwendig.

9.7 Maßnahmenvorschläge zur aktiven Wiederansiedlung in Sachsen

9.7.1 Oberreichenbacher Bach

Der Oberreichenbacher Bach besitzt eine abwechslungsreiche Hydromorphologie und außer der stellenweise hohen Beschattung keine Ausschlusskriterien für eine Wiederansiedlung. Als besonders geeignete Arten erscheinen Moose, die auch mit leichter Eutrophierung, leicht erhöhtem Feinsedimentanteil und halbschattigen Bedingungen klarkommen.

Als ideal erscheinen Spendervorkommen im gleichen Einzugsgebiet der Großen Striegis, akzeptabel ist jedoch grundsätzlich das gesamte Einzugsgebiet der Freiburger Mulde. Damit bietet sich für eine Wiederansiedlung im Oberreichenbacher Bach insbesondere das Moos *Chiloscyphus polyanthos* an, welches häufig in größerer Dichte im OWK Große Striegis-1 bei Bräunsdorf/Riechberg (OBF33710) vorkommt. Akzeptable Spendervorkommen von geeigneten Arten sind daneben das Moos *Hygrohypnum ochraceum* f. *ochraceum* im OWK Gimmlitz-2 (OBF32801) sowie die Moose *Fissidens pusillus* und *Brachythecium rivulare* im Sohrbach bei Sohra (OBF33300), wobei es sich jeweils um Gewässer im Einzugsgebiet der Freiburger Mulde oberhalb vom Zufluss der Striegis handelt. Manche der genannten Moose sind nur von einem Experten vor Ort mittels Lupe bestimmbar, was bei der Planung zu beachten ist.

Vorgeschlagen wird als Pilotprojekt eine Prüfung, ob die Umsetzung von Moosen der Art *Chiloscyphus polyanthos* aus der Großen Striegis zielführend ist. Dazu sind Spendervorkommen außerhalb der Landesmessstelle zu suchen. Daneben sind im Oberreichenbacher Bach geeignete Besatzorte zu finden. Am einfachsten erscheint das direkte Umsetzen von mit Moosen bewachsenen Steinen von der Großen Striegis in den Oberreichenbacher Bach. Auch hierzu ist vorab die Sedimentverteilung (vorhandene Steingrößen) in beiden Gewässern vergleichend zu erfassen. Eine unerwünschte Verbreitung invasiver Arten oder Krankheiten ist aufgrund der räumlichen Nähe zwar unwahrscheinlich, aber ebenfalls vorab zu prüfen. Die Erfolgsaussichten können erst nach einer Ortsbegehung von Empfänger- und Spendergewässer eingeschätzt werden.

Tabelle 46: Vergleich Oberreichenbacher Bach und nächstgelegene Spendergewässer

Kriterium	Zielgewässer Oberreichenbacher Bach	Spendergewässer Große Striegis-1	Spendergewässer Gimmlitz-2
FG-Typ	5	5	5
Makrophyten-Typ	MRS	MRS	MRS
Messstelle	OBF33704 (Biologie) OBF33701 (Chemie)	OBF33710	OBF32801
Strukturgüte	4 (mäßig verändert)	6 (sehr stark verändert)	5 (stark verändert)
Habitatindex (Bereich Messstelle) Sohle-Strö- mung-Ufer	≤3,5 - ≤5,3 - ≤3,5	≤3,5 - ≤3,5 - ≤5,3	≤5,3 - ≤3,5 - ≥6,3
Durchgängigkeit	n.b.	schlechter als gut	n.b.
Wasserhaushalt	3 (gering verändert)	3 (gering verändert)	4 (mäßig verän- dert)
ACP - Überschreitung Orientierungswerte (Be- wertung 2021)	TP (geringfügig)	TP, ortho-Phosphat-P	eingehalten
Vor-Ort-Parameter (Werte 2015-2019)			
Wasser-Temperatur (Max Sommer; Max Win- ter)	19,1; 6,5	19,3; 6,8	16,3; 5,6
pH-Wert (Min-Max)	7,0 - 7,5	7,1 - 7,8	7,1 - 7,9
Leitfähigkeit (Min-Max)	203 - 262	290 - 482	179 - 243
O2-Gehalt (Min)	8,2	8,3	9,7
flussgebietspezifische Schadstoffe	eingehalten	Arsen	eingehalten
Kolmation	k.A.	k.A.	k.A.
Trockenfallen	k.A.	k.A.	k.A.

Daten LfULG (iDA; Gewässersteckbriefe)

Hinsichtlich der Einstufungen zur Gewässerstruktur, den Vor-Ort-Parametern und den Allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern weisen Oberreichenbacher Bach und Große Striegis-1 große Ähnlichkeiten auf, bzw. sind die Bedingungen im Zielgewässer nicht schlechter. Einzig der Habitatindex (Sohle) im Bereich der Landesmessstelle erhielt am Oberreichenbacher Bach eine etwas schlechtere Einstufung als in der Großen Striegis. Hier sollte die Vergleichbarkeit zwischen Spender- und Empfängergewässer anhand der detaillierten Strukturgütedaten eingeschätzt, vor Ort geprüft und die Auswirkung auf den Erfolg einer Ansiedlung abgeschätzt werden.

9.7.2 OWK Pöhla-2

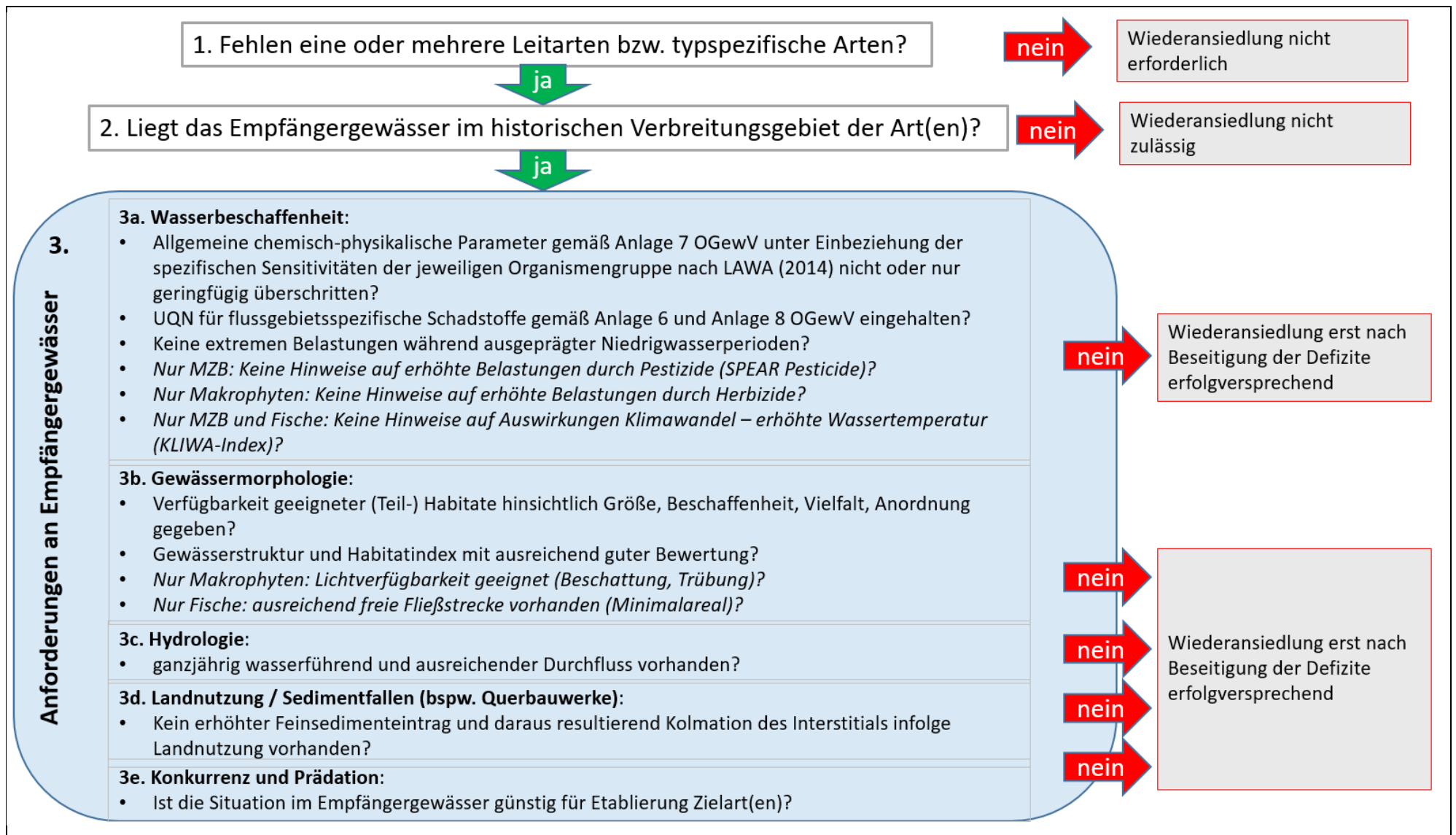
Der Pöhlbach ist ein Zufluss der Zschopau. Weniger als 2 km Luftlinie unterhalb der Einmündung des Pöhlbachs in die Zschopau mündet die Preßnitz in die Zschopau, deren Einzugsgebiet direkt an das des Pöhlbachs angrenzt. Als geeignet erscheinen Spendervorkommen im Einzugsgebiet der Zschopau mit Nebengewässern südlich der Mündung der Preßnitz, also inklusive von Preßnitz und deren Zuflüssen. Gemäß den Artenlisten, welche den Bewertungen für den 2. und 3. Bewirtschaftungszeitraum zu Grunde liegen, kommen keine A-Arten im Pöhlbach vor. Dagegen ist gemäß der zur Verfügung gestellten Datei „BfUL_Makrophytenfunde 2015-2022 mit Abundanz.xlsx“ die A-Art *Chiloscyphus polyanthos* im OWK Pöhla-2 an der Landesmessstelle vorhanden. Vermutlich erfolgte in den letzten Jahren eine natürliche Wiederbesiedlung, was anhand der älteren, dem 3. Bewirtschaftungszeitraum zu Grunde liegenden Daten nicht erkennbar ist. Somit wäre eine Wiederansiedlung nicht notwendig. Bei dem Pöhlbach erscheint es besonders wichtig, vorab durch eine Ortsbegehung des gesamten OWK die Möglichkeit und Notwendigkeit einer aktiven Wiederansiedlung eingehend zu prüfen. Vorher sind weitere Vorüberlegungen oder gar konkrete Schritte für eine aktive Wiederansiedlung von Makrophyten unnötig.

9.7.3 OWK Bobritzsch-1

Die Bobritzsch ist ein grobmaterialreicher Mittelgebirgsbach und von der Hydromorphologie für die Ansiedlung von Moosen geeignet. Aufgrund des Vorkommens der als Belastungszeiger eingestufteten Varietät *Hygrohypnum ochraceum* f. *obtusifolia* sollte die als A-Art eingestufte Varietät der gleichen Art (*Hygrohypnum ochraceum* f. *ochraceum*) nicht für eine Wiederansiedlung verwendet werden. Dagegen bieten sich die Moose *Fissidens pusillus* und *Brachythecium rivulare* an, die im nahe gelegenen Sohrbach bei Sohra (OBF33300) vorhanden sind. Da der Sohrbach in den OWK Bobritzsch-1 einmündet, ist vorab zu prüfen, aus welchen Gründen bisher keine natürliche Wiederbesiedlung aus diesem Nebengewässer stattfand. Weiterhin gut geeignet erscheint das Moos *Chiloscyphus polyanthos*, welches in der parallel zur Bobritzsch verlaufenden Gimmlitz oberhalb der TS Lichtenberg (OBF32750) vorkommt.

10 Prüfschema für die aktive Wiederbesiedlung

Im Ergebnis des Projektes wurde ein Prüfschema erstellt, welches alle relevanten Fragestellungen und Bedingungen für Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische berücksichtigt, die vor der Planung einer Maßnahme zur aktiven Wiederbesiedlung mit dem Ziel der Verbesserung der ökologischen Zustandsbewertung beantwortet und geprüft werden müssen. Mithilfe des Flussdiagramms können notwendige Bedingungen für ein potentiell empfangendes Gewässer, Anforderungen an Zielarten und ihre Herkunft sowie auch die Zulässigkeit bzw. Notwendigkeit einer Maßnahme der aktiven Wiederbesiedlung für die jeweilige biologische Qualitätskomponente schrittweise geprüft werden.





4. Natürliches Wiederbesiedlungspotential vorhanden?

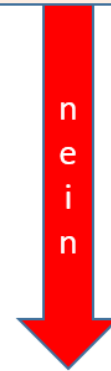
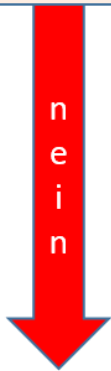
4a. Quellpopulation in räumlicher erreichbarer Entfernung (artspezifisch) vorhanden? Bei Arten mit passiver Verbreitung: Oberlauf und oberhalb gelegene Zuflüsse einbeziehen. Bei Arten mit Fähigkeit zur aktiven Aufwärtsbewegung: Unterlauf und unterhalb gelegene Zuläufen einbeziehen. Bei Arten mit flugfähigem Lebensstadium räumliche Entfernung zur nächsten Population einbeziehen.



4b. Fische / MZB: Ist der Bereich zwischen dem nächstgelegenen Vorkommen und dem relevanten Gewässerabschnitt des Empfängergewässers ökologisch durchgängig (keine Hindernisse/Querbauwerke)?



Wiederansiedlung nicht erforderlich; abwarten bzw. andere Ursachen



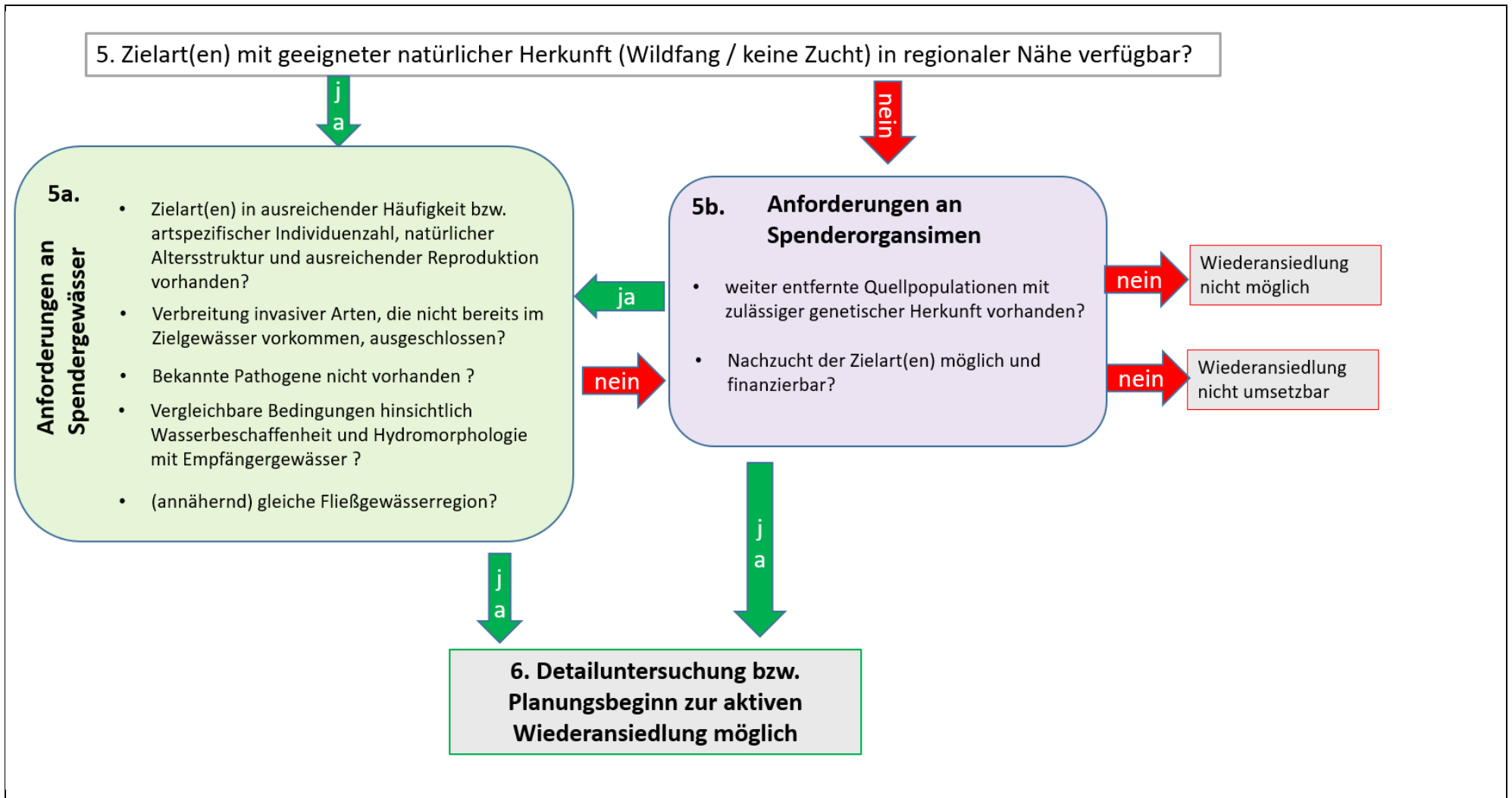


Abbildung 43: Fließschema zur Prüfung der Machbarkeit und Notwendigkeit von Maßnahmen der aktiven Wiederbesiedlung mit dem Ziel der ökologischen Zustandsverbesserung

Literaturverzeichnis

- ADAM, B.; SCHÜRMANN, M.; SCHWEVERS, U. (2013): Zum Umgang mit aquatischen Organismen. Versuchstierkundliche Grundlagen. Springer Spektrum Verlag. Wiesbaden.
- ALTIERI, P.; PAZ, L.E.; JENSEN, R.F.; DONADELLI, J.; CAPITULO, A.R. (2021): Transplanting macrophytes as a rehabilitation technique for lowland streams and their influence on macroinvertebrate assemblages. *An. Acad. Bras. Cienc.* 2021, 93, E20191029.
- ARMSTRONG, D.; SEDDON, P. (2008): Directions in Reintroduction Biology. *Trends in Ecology & Evolution* 2008, 23 (1), 20–25.
- BAER, J., GEORGE, V., HANFLAND, S., LEMCKE, R., MEYER, L., ZAHN, S. (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 14 /2007.
- BAFU - Hrsg. (2018): Nachhaltiger Fischbesatz in Fließgewässern. Rahmenbedingungen und Grundsätze. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1823: 42 S.
- BAUR, W. H., BRÄUER, G., RAPP, J. (2010): Nutzfische und Krebse – Lebensraum, Erkrankungen und Therapie. 3. vollständig überarbeitete Auflage, Enke Verlag Stuttgart.
- BEAUMONT, W.R.C. (2016): Electricity in fish research and management – Theory and Practise. Second edition, Wiley Blackwell.
- BECKER, A., ORTLEPP, J. (2019): Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern - Methodik zur Herleitung des notwendigen Maßnahmenbedarfs zur Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs. Handreichung im Auftrag der Geschäftsstelle Gewässerökologie des Regierungspräsidiums Tübingen im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie.
- BEGON, M., HOWARTH, R.W., TOWNSEND, C. (2016): Ökologie. 3. Auflage, Springer Spektrum.
- BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, T. (1997): Populationsökologie. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg.
- BEHRENS, M. (2025): Berichtsausschnitt Elritze. Unveröffentlicht.
- BERNHARD, S. & A. DOEGE (2019): Rote Liste und Artenliste Sachsens - Armleuchteralgen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Dresden.
- BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN (2025): <https://www.biosphaerenreservat-rhoen.de/natur/projekte-im-bereich-natur/artenschutzprojekt-schneider>, zuletzt abgerufen am 31.07.2025.
- BLESS, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. *Natur und Landschaft* 56, 243–252.

- BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze - *Phoxinus phoxinus* (L.): Praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz [Hrsg.].
- BLOHM, H.P., GAUMERT, D., KÄMMEREIT, M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen, Heft 3, 90 S., Hildesheim.
- BOBBE, T. (2016): Wiederansiedlung des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH 1782) in Südhessen 2016. Untersuchung im Auftrag des Landes Hessen, Regierungspräsidium Darmstadt Obere Fischereibehörde.
- BOBBE, T. (2017): Wiederansiedlung des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH 1782) in Südhessen 2017. Untersuchung im Auftrag des Landes Hessen, Regierungspräsidium Darmstadt Obere Fischereibehörde.
- BOBBE, T. (2020): Wiederansiedlung des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH 1782) in Südhessen 2019: Untersuchung im Auftrag des Landes Hessen, Regierungspräsidium Darmstadt Obere Fischereibehörde.
- BOBBE, T. (2022): Wiederansiedlung des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* (BLOCH 1782) in Südhessen 2021: Untersuchung im Auftrag des Landes Hessen, Regierungspräsidium Darmstadt Obere Fischereibehörde.
- BOHL, E., HERMANN, M., OTT, B., SEITZ, B., HEISE, J. (2004): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie, Entwicklung und zu den Lebensräumen von Schneider (*Alburnoides bipunctatus* BLOCH 1782) und Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* VALENCIENNES 1844). Abschlussbericht über die Untersuchungen 2002-2004, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Abteilung Gewässerökologische Forschung Referat Fischökologie.
- BOHL, E. & LEHMANN, R. (1988): Zur Bedeutung der Struktur von Fließgewässern für das Fischleben Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 46, 27–41.
- BONACINA, L., CANOBBIO, S., FORNAROLI, R. (2022): Influence of the *Salmo (trutta) trutta* on the population structure, the growth, and the habitat preference of a *Cottus gobio* population. *River Research and Applications*: 2022; 1–16.
- BORCHERDING, J. (2024): Freilandforschung als Basis ökologischer Analysen – immer nah am Fisch. Dresden, Jahrestagung der DGL, Plenarvortrag am 19.09.2024.
- BREITENSTEIN, M., KIRCHHOFER, A. (1999): Biologie, Gefährdung und Schutz des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Schweiz. *Mitteilungen zur Fischerei*, Nr. 62. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.
- BRUNKE, M (2022): Der Einsatz von Umwelt-DNA bei fischereibiologischen Arterfassungen. Landesamt für Umwelt, Jahresbericht 2021. p28 – 31.

- BUTLER, D.W. (1975): Brown trout stocking study. Fisheries Report F-031-R-01. Texas Department of Parks and Wildlife: Austin, Texas:16 p.
- CARLE, F. L., STRUB, M. R. (1978): A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics* 34, 621 – 630.
- CLINTON, S. M.; HARTMAN, J.; MACNEALE, K. H.; ROY, A. H. (2022): Stream Macroinvertebrate Reintroductions: A Cautionary Approach for Restored Urban Streams. *Freshwater Science* 2022, 41 (3), 507–520.
- COCHRAN-BIEDERMAN, J. L.; WYMAN, K. E.; FRENCH, W. E.; LOPPNOW, G. L. (2015): Identifying correlates of success and failure of native freshwater fish reintroductions. *Conservation Biology* 2015, 29 (1), 175–186.
- COWX, I.G. (1994): Strategic approach to fishery rehabilitation. *Rehabilitation of freshwater Fisheries: Fishing News Books* (1994).
- CRISP, D.T., CRISP, D. C. (2006): Problems with timed electric fishing assessment methods. *Fisheries management and Ecology, Management Note* 13, 211- 212.
- CULLING, M. A., K. JANKO, A. BORON, V. P. VASILEV, I. M. COTE & G. M. HEWITT (2006): “European colonization by the spined loach (*Cobitis taenia*) from Ponto-Caspian refugia based on mitochondrial DANN variation.” *Molecular Ecology* (15): 173-190.
- DE LURY, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. *Biometrics* 3, 145 – 167.
- DEL-CLARO, K. & GUILLERMO, R. (2019): *Aquatic Insects - Behaviour and Ecology*, Springer Nature Switzerland AG 2019.
- DELMAIL, D., LABROUSSE, P., HOURDIN, P., LARCHER, L.; MOESCH, C., BOTINEAU, M. (2013): Micropropagation of *Myriophyllum alterniflorum* (Haloragaceae) for Stream Rehabilitation: First In Vitro Culture and Reintroduction Assays of a Heavy-Metal Hyperaccumulator Immersed Macrophyte. *International Journal of Phytoremediation* 2013, 15 (7), 647–662.
- DENYS, G. P.J., DETTAI, A., PERSAT, H., DASZKIEWICZ, P., HAUTECOEUR, M., KEITH, P. (2020): Revision of *Phoxinus* in France with the description of two new species (Teleostei, Leuciscidae). *Cybium* 2020, 44(3): 205-237.
- DIN 38410-1 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1), Oktober 2004. Berlin: Beuth Verlag.
- DIN EN ISO 8689-2 (2000): Wasserbeschaffenheit - Biologische Klassifizierung von Flüssen Teil 2: Richtlinie zur Darstellung von biologischen Beschaffenheitsdaten aus Untersuchungen von benthischen Makroinvertebraten in Fließgewässern (ISO 8689-2 : 2000) Deutsche Fassung EN ISO 8689-2 : 2000. Berlin: Beuth Verlag.
- DIN EN 14184 (2014): Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern. Berlin: Beuth Verlag.

- DIN EN ISO 10870 (2012): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Auswahl von Probenahmeverfahren und -geräten für benthische Makro-Invertebraten in Binnengewässern. Berlin: Beuth Verlag.
- DOLNÝ, A.; ŠIGUTOVÁ, H.; OŽANA, S.; CHOLEVA, L. (2018): How Difficult Is It to Reintroduce a Dragonfly? Fifteen Years Monitoring *Leucorrhinia Dubia* at the Receiving Site. *Biological Conservation* 2018, 218, 110–117.
- DÜMPELMANN, C. (2021): Projekberichte zur den Artenschutzprojekten Edelkrabs (*Astacus astacus*), Karausche (*Carassius carassius*) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) im hessischen Teil des Biosphärenreservats Rhön. Projektbericht 2020. i.A. des Landrates des LK Fulda.
- DUMEIER, A. C.; LORENZ, A. W.; KIEL, E. (2017): How to Facilitate Freshwater Macroinvertebrate Reintroduction? *Limnologica* 2018, 69, 24–27. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.001>.
- DUMEIER, A. C.; LORENZ, A. W.; KIEL, E. (2020): Active Reintroduction of Benthic Invertebrates to Increase Stream Biodiversity. *Limnologica* 2020, 80, 125726.
- DUBLING, U. (2009): Handbuch zu. fiBS – 2. Auflage: Version 8.0.6 – Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Hrsg. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. (VDFF) – AK Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung.
- EBEL, G. (2002): Untersuchungen zur Stabilisierung von Barbenpopulationen – dargestellt am Beispiel eines mitteldeutschen Fließgewässers. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie, Halle (Saale).
- EBEL, G., SPEIERL, T. (2003): Die Barbe (*Barbus barbus*). Verband Deutscher Sportfischer e. V., Offenbach am Main.
- ECKMANN, R., SCHLEUTER-HOFMANN, D. (2013): Der Flussbarsch. Die Neue Brehm -Bücherei Bd. 677. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. vollst. neu bearb. u. stark erw. Auflage. Verlag: Ulmer.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. vollst. neu bearb. u. stark erw. Auflage. Verlag: Ulmer.
- ELLIOT, J.M. (2003): A comparative study of the dispersal of 10 species of stream invertebrates, *Freshwater Biology* (2003) 48, 1652–1668.
- ELLIOTT, J.M. & ELLIOTT, J.A. (1995): The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. *Freshwater Biology* 33, 411–418.
- ENGELBRECHT, C., J. FREYHOF, A. NOLTE, K. RASSMANN, U. SCHLIEWEN & D. TAUTZ (2000): “Phylogeography of the bullhead *Cottus gobio* (Pisces: Teleostei: Cottidae) suggests a pre-Pleistocene origin of the Literaturverzeichnis 89 major central European populations.” *Molecular Ecology* (9): 709-722.

- ENGLAND, J.; HAYES, C.; WHITE, J.; JOHNS, T. (2021): Evidence of Taxonomic and Functional Recovery of Macroinvertebrate Communities Following River Restoration. *Water* 2021, 13, 2239.
- ENGLE, R.O., BRIGNON, W.R., SKALICKY, J. (2010): Evaluation of a Resistance Board Weir in the White Salmon RiFor Capture of Lower Columbia River Fall Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) for Transport during the Year of Condit Dam Removal. U.S. Fish and Wildlife Service, Columbia River Fisheries Program Office, Vancouver, Washington.
- ENGSTRÖM, J.; NILSSON, C.; JANSSON, R. (2009): Effects of Stream Restoration on Dispersal of Plant Propagules. *Journal of Applied Ecology* 2009, 46 (2), 397–405.
- FOERSTER, J., HALLE, M. UND MÜLLER, A. (2017): Entwicklung eines Habitatindex zur Beurteilung biozönotisch relevanter Gewässerstrukturen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 8/2017, S. 466-471.
- FRENZ, W., MÜGGENBORG, H.-J. (2021): BNatSchG - Bundesnaturschutzgesetz Kommentar 3. völlig neu bearbeitet und wesentlich erweiterte Ausgabe. Erich Schmidt Verlag, Berlin 2021.
- FREYHOF, J.; BOWLER, D.; BROGHAMMER, T.; FRIEDRICHS-MANTHEY, M.; HEINZE, S., WOLTER, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands – Naturschutz und Biologische Vielfalt 170 (6): 63 S.
- FRIBERG, N.; KRONVANG, B.; OLE HANSEN, H.; SVENDSEN, L. M. (1998): Long-Term, Habitat-Specific Response of a Macroinvertebrate Community to River Restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 1998, 8 (1), 87–99.
- FÜLLNER, G.; PFEIFER, M.; REGIMENT, J.; ZARSKE, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler-Fische-Krebse. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft und Staatliche Naturhistorische Sammlungen Dresden [Hrsg.]. Lausitzer Druck- und Verlagshaus GmbH. Bautzen.
- GAUSE, S. (2022): Ergebnisse der Befischungen zur Beurteilung der EU-WRRL-Qualitätskomponente Fische für das Jahr 2022. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie [Hrsg.].
- GELLERT, G., KIEL, E., LEITHMANN, K., KORTE, T., ROSE, U. (2015): Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in Fließgewässern. Ein Feldversuch in Nordrhein-Westfalen. *Natur in NRW* 2/15: 27-29.
- GRUNWALD, A. P.; HOTALING HAGAN, A.; BARRETT, K.; SCOTT, M. C. (2023): Reestablishment Best Practices for *Hymenocallis Coronaria*: A Charismatic Flowering Macrophyte and Indicator Species for Fall Line Stream Restoration in the Southeastern U.S.A. *Restoration Ecology* 2023, n/a (n/a), e13999.
- GUTOWSKI, A., D. STELZER, I. SCHÖNFELDER & A. MÜLLER (2024): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. *Phylib Fließgewässer mit Anlagen*. Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“ Projekt O 6.23 (Stand Juli 2024) [Uploaddatum: 2024-10-24 11:10:28].

- HAASE, P.; PILOTTO, F. (2019): A Method for the Reintroduction of Entire Benthic Invertebrate Communities in Formerly Degraded Streams. *Limnologica* 2019, 77, 125689.
- HAASE, P., A. SUNDERMANN & K. SCHINDEHÜTTE (2019): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. <https://www.gewaesser-bewertung.de>.
- HÄNFLING, B., B. HELLEMANS, F. A. VOLCKAERT & G. R. CARVALHO (2002): "Late glacial history of cold-adapted freshwater fish *Cottus gobio*, revealed by microsatellites." *Molecular Ecology* (11): 1717-1729.
- HALLE, M. & A. MÜLLER (2014): Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen & chromgruen im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ (LFP O 3.12).
- HALLE, M. & A. MÜLLER (2015a): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Endbericht. Projektteam umweltbüro essen & chromgruen im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum LAWA-Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“.
- HALLE, M. & A. MÜLLER (2015b): Fließgewässertypspezifische Ableitung von Orientierungswerten und taxaspezifischen Präferenzspektren des Makrozoobenthos für den Parameter Eisen. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen & chromgruen im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ (LFP O 6.14) und finanziert von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGGE).
- HALLE, M.; MÜLLER, A. & A. SUNDERMANN (2016): KLIWA Temperatur-MZB-Projekt: Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. KLIWA-Berichte Heft 20, www.kliwa.de.
- HALLE, M. & A. MÜLLER (2017A): Ergänzende Arbeiten zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und Allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen & chromgruen im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ (LFP O 3.15).
- HALLE, M. & A. MÜLLER (2017b): Abschließende Arbeiten zu Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (ACP) in Fließgewässern, LAWA-Projekt O 3.16 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2016.
- HALLE, M.; STENGERT, M.; MÜLLER, A. & A. SUNDERMANN (2018): Praxistest und Verifizierungen des KLIWA-IndexMZB. Abschlussbericht vom 09.01.2018. www.kliwa.de.

- HANCOCK, N. & HUGHES, L. (2012): How far is it to your local? A survey on local provenance use in New South Wales. *Ecological Management & Restoration* 13 (3): 259–266.
- HANDSCHIN, H., BRÜGGER, M., KÜRY, D. (2009): Wiederansiedlung von Steinfliegen (Plecoptera) im Rhein bei Basel, Gelterkinden und Basel (ohne Verlag).
- HARDISTY, M. W. (1961): The Growth of Larval Lampreys. *J. Anim. Ecol.* 1961, 30 (2), 357.
- HARRER, D. (2011): Rechtliche und praktische Anforderungen beim Transport von Fischen. - *Fischer & Teichwirt* 62,135-137.
- HEALY, B. D.; BUDY, P.; CONNER, M. M.; OMANA SMITH, E. C. (2022): Life and Death in a Dynamic Environment: Invasive Trout, Floods, and Intraspecific Drivers of Translocated Populations. *Ecological Applications* 2022, 32 (6), e2635.
- HELLER, T., LEHMANN, A., FÜLLNER, G. (2016): Aalmanagement in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie [Hrsg.].
- HEMPEL, C. A.; PEINERT, B.; BEERMANN, A. J.; ELBRECHT, V.; MACHER, J.-N.; MACHER, T.-H.; JACOBS, G.; LEESE, F. (2020): Using Environmental DNA to Monitor the Reintroduction Success of the Rhine Sculpin (*Cottus Rhenanus*) in a Restored Stream. *Frontiers in Ecology and Evolution* 2020, 8.
- HERING, D.; AROVIITA, J.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; BRABEC, K.; BUIJSE, T.; ECKE, F.; FRIBERG, N.; GIELCZEWSKI, M.; JANUSCHKE, K.; KÖHLER, J.; KUPILAS, B.; LORENZ, A. W.; MUHAR, S.; PAILLEX, A.; POPPE, M.; SCHMIDT, T.; SCHMUTZ, S.; VERMAAT, J.; VERDONSCHOT, P. F. M.; VERDONSCHOT, R. C. M.; WOLTER, C.; KAIL, J. (2015): Contrasting the Roles of Section Length and Instream Habitat Enhancement for River Restoration Success: A Field Study of 20 European Restoration Projects. *Journal of Applied Ecology* 2015, 52 (6), 1518–1527.
- HESTHAGEN, T. & B.O. JOHNSON (1992): Effects of fish density and size on survival, growth and production of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) in lakes. *Fisheries Research* 15(1-2): 147-156.
- HMUKLV & HESSEN FORST FENA (Hrsg.) (2014): Atlas der Fische Hessens – Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln. In: FENA Wissen Band 2, Gießen, Wiesbaden.
- HOLZER, G., PETER, A., RENZ, H., STAUB, E. (2003): Fischereiliche Bewirtschaftung heute - vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement. Fischnetzpublikation Teilprojekt-Nr. 00/15, EAWAG.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & SCHULZ, N. (1989): Die Fische Kärntens. Eigenverlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt. 112pp.
- HOUDE, A. L. S.; GARNER, S. R.; NEFF, B. D. (2015): Restoring Species through Reintroductions: Strategies for Source Population Selection. *Restoration Ecology* 2015, 23 (6), 746–753.
- IUCN (1998): Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10 pp.

- IUCN/SSC (2013): Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.
- JOHNSEN, T. J.; HENRIKSEN, L. D. R.; LARSEN, M. B.; KALLESTRUP, H.; LARSEN, S. E.; RIIS, T.; BAATTRUP-PEDERSEN, A. (2022): Rare Potamogeton Species Can Establish in Restored Danish Lowland Stream Reaches. *Freshwater Biology* 2022, 67 (3), 518–532.
- JOURDAN, J.; PLATH, M.; TONKIN, J. D.; CEYLAN, M.; DUMEIER, A. C.; GELLERT, G.; GRAF, W.; HAWKINS, C. P.; KIEL, E.; LORENZ, A. W.; MATTHAEI, C. D.; VERDONSCHOT, P. F. M.; VERDONSCHOT, R. C. M.; HAASE, P. (2019): Reintroduction of Freshwater Macroinvertebrates: Challenges and Opportunities. *Biological Reviews* 2019, 94 (2), 368–387.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGEL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S., SCHMUTZ, S. (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas UTB, Wien.
- JUNKER, J., PETER, A., WAGNER, C. E., MWAIKO, S., GERMANN, B. SEEHAUSEN, O., KELLER, I. (2012): River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). *Conserv Genet* (2012) 13:545–556.
- KAIL, J.; HERING, D. (2005): Using Large Wood to Restore Streams in Central Europe: Potential Use and Likely Effects. *Landscape Ecol* 2005, 20 (6), 755–772.
- KAMMERAD, B., WÜSTEMANN, O., KUBACZYNSKI, K., ZUPPKE, U. (2020): Rote Listen Sachsen-Anhalt: Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) unter Berücksichtigung der Wanderarten. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Halle*, Heft 1/2020: 357–365.
- KAMMERAD, B., SCHARF, J. (2012): *Fischarten und Fischgewässer in Sachsen-Anhalt, Teil I: Die Fischarten*. Hrsg. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Quedlinburg 2012.
- KAUSE, H., DE WITT, S. (2016): *Wasserrahmenrichtlinie – Leitfaden für die Vorhabenzulassung*. Verwaltungsrecht für die Praxis - Band 5, Alert Verlag Berlin.
- KAVANAGH, K.D., HAUGEN, T.O., GREGERSEN, F., JERNVALL, J. & VOLLESTAD, L.A. (2010): Contemporary temperature-driven divergence in a Nordic freshwater fish under conditions commonly thought to hinder adaptation. *BMC Evolutionary Biology* 10 (1): 350.
- KERTH, G., Blüthgen, N., Dittrich, C., Dworschak, K., Fischer, K., Fleischer, T., Heidinger, I., Limberg, J., Obermaier, E., Rödel, M. O., Nehring, S. (2014): *Anpassungskapazität naturschutzfachlich wichtiger Tierarten an den Klimawandel*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 139*, Bundesamt für Naturschutz Bonn - Bad Godesberg 2014.
- KIEL, E. & KLIMENT, E. (2022): Vortrag zu FuE-Projekt „Wiederansiedlung von Makroinvertebraten“ - Kontrollstudie 2019-2021, im Auftrag des LANUV (Landesamt für Natur und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen).
- KING COUNTY (2020): *Bug Seeding: A Possible Jump-start to Stream Recovery*. Prepared by Kate Macneale, Water and Land Resources Division. Seattle, Washington.

- KOHLER A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft u. Stadt* 10 (2), 73-85.
- KNEITZ, G. & K. OERTER (1997): Minimierung der Zerschneidungseffekte durch Straßenbauten am Beispiel von Fließgewässerquerungen bzw. Brückenöffnungen. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik* Heft 755. Bonn: Bundesministerium für Verkehr.
- KNAEPKENS G, BRUYNDONCX L, EENS M (2004): Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecol Freshw Fish* 13:317–322.
- KNAEPKENS, G., BRUYNDONCX, L., BERVOETS, L. & EENS, M. (2002): The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). *Ecology of Freshwater Fish* 11, 203–206. doi:10.1034/j.1600-0633.2002.00013.x.
- KRAPPE, M. (2004): Quantitative Analysen populationsbiologischer Phänomene im Lebenszyklus des Bachneunauges *Lampetra planeri* (Bloch 1784). Diss. Univ. Rostock. 241 S.
- KRAPPE, M.; WATERSTRAAT, A. (2015): Wiederansiedlung der Ostgroppe in den Feldberger Seen. Landesanglerverband Mecklenburg-Vorpommern e.V. [Hrsg.].
- KRAPPE, M.; BLESS, R.; KASTNER, M.; KOTUSZ, J.; WATERSTRAAT, A. (2021): Erste Erfolge bei der Wiederansiedlung der Ostgroppe (*Cottus poecilopus*) in den Feldberger Seen. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern*. 62. Jahrgang – Heft 1/2 2021.
- KRAU, F. (2011): Einfluss der Groppe (*Cottus rhenanus*) auf Überlebensrate und Wachstum juveniler Atlantischer Lachse (*Salmo salar*). – Masterarbeit am Institut für Biowissenschaften -Zoologie Studiengang Master of Science Meeresbiologie, Universität Rostock; 101 p.
- KRAUS, G., D. HARRER & H. WEDEKIND (2013): Praktische und rechtliche Aspekte beim Fischtransport. - Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 34 S.
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). In: Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenhauer (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 18, 1-202.
- LANUV (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer, LANUV NRW.
- LANUV (2023): Rote Liste und Artenverzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) in Nordrhein-Westfalen, Fachbericht 135, LANUV NRW.
- LARNED, S. T.; SUREN, A. M.; FLANAGAN, M.; BIGGS, B. J. F.; RIIS, T. (2006): Macrophytes in Urban Stream Rehabilitation: Establishment, Ecological Effects, and Public Perception. *Restoration Ecology* 2006, 14 (3), 429–440.
- LAV (2025): Wiederansiedlungsprojekt Schleswig-Holstein. Landesanglerverband Schleswig-Holstein e.V. Unveröffentlicht.
- LAWA (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, 1. Auflage, Schwerin.

- LAWA (2014): Bewertung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für Sedimente; Anwenderhandbuch Sedimente – vorläufige Empfehlung; Erstellt im Rahmen des Projektes "Bewertung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische und Sedimente" (Projekt-Nr. O 5.14), finanziert durch das Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall"
- LAWA (2017): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern-Verfahrensempfehlung, LAWA
- LAWA (2019): Empfehlung für die Begründung von Fristverlängerungen auf Grund von „natürlichen Gegebenheiten“ für die Ökologie,
https://www.lawa.de/documents/empfehlungen_fristverl_nat_gegebenheiten_oekologie_1591773391.pdf.
- LEPS, M.; SUNDERMANN, A.; TONKIN, J. D.; LORENZ, A. W.; HAASE, P. (2016): Time Is No Healer: Increasing Restoration Age Does Not Lead to Improved Benthic Invertebrate Communities in Restored River Reaches. *Science of The Total Environment* 2016.
- LESLIE, P. H., DAVIES, D. H. S. (1939): An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *Journal of Animal ecology* 62, 479 – 562.
- LEWIN, W.-C., BISCHOFF, A., MEHNER, T. (2010): Die „Gute fachliche Praxis“ in der Binnenfischerei. *Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 105*, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn – Bad Godesberg, 2010.
- LFU - LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2005): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken – Grundlagen, Ermittlung und Beispiele. Anhang 3 - Anforderungsprofile von Indikator-Fischarten. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) Referat 41 – Fließgewässer, Integrierter Gewässerschutz.
- LFULG (2021): Sächsische Beiträge zur zweiten Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebietseinheiten Elbe und Oder nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den Zeitraum von 2022 bis 2027.
- LORENZ, A. W.; HAASE, P.; JANUSCHKE, K.; SUNDERMANN, A.; HERING, D. (2017): Revisiting Restored River Reaches – Assessing Change of Aquatic and Riparian Communities after Five Years. *Science of The Total Environment* 2018, 613–614, 1185–1195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.188>.
- LORENZ, A. W.; KORTE, T.; SUNDERMANN, A.; JANUSCHKE, K.; HAASE, P. (2012): Macrophytes Respond to Reach-Scale River Restorations. *Journal of Applied Ecology* 2012, 49 (1), 202–212.
- MALLEN-COOPER, M. & CORNWELL, W. (2020): A systematic review of transplant experiments in lichens and bryophytes. *The Bryologist*, Vol. 123: 444-454. Malmqvist, B. (1980): The spawning migration of the brook lamprey *Lampetra planeri* BLOCH in a south Sweden stream. In: *J. Fish Biol.* 16, pp. 105–114.

- MALMQVIST, B. (1980): The spawning migration of the brook lamprey *Lampetra planeri* BLOCH in a south Sweden stream. In: J. Fish Biol. 16, pp. 105–114.
- MANNSFELD, K. & R.-U. SYRBE (2008): Naturräume in Sachsen mit Kartenbeilage „Naturräumliche Gliederung Sachsens.“ In: Forschungen zur deutschen Landeskunde (Band 257), Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag, Leipzig 2008, ISBN 978-3-88143-078-4.
- MEINUNGER, L. & SCHRÖDER, W. (2007): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Hrsg. O. Dürhammer für die Regensb. Bot. Ges., 1-3 Bd., 2044 S., Regensburg.
- MEIER, C., A. SUNDERMANN, P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE, D. HERING & P. HAASE (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- MEYER, E., GSCHWENDER, F. (2018): Untersuchungen zum Geburtsmanagement von hochfruchtbareren Sauen. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/download/MeyerGebEingriff_Fachinfo.pdf, 11.09.2019.
- MÜHLBAUER, M., TRAXLER, E., ZITEK, A., SCHMUTZ, S. (2003): Das dynamische Fischwehr – Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen und mittelgroßen Flüssen. Österreichs Fischerei Jahrgang 56/2003 S.98-102.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Überarbeitete Auflage, UTB für Wissenschaft Quelle & Meyer Verlag Heidelberg; Wiesbaden.
- MÜLLER, F. & M. BAUMANN (2023): Moose - Rote Liste und Artenliste Sachsens. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG, Hrsg.).
- MÜLLER, R., SCHMALZ, M., SCHMALZ, W., WAGNER, F. (2020): Rote Liste der Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) Thüringens. 5. Fassung, Stand: 11/2020, Naturschutzreport Heft 30 2021 Jena.
- NAESLUND, I. (1998): Survival and dispersal of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) released in small streams. p. 59-76. In I.W. Cowx [ed.]. Stocking and Introduction of Fish. Fishing News Books, Blackwell Science, Ltd. MPG Books, Ltd. Bodmin: Cornwall, Great Britain.
- NAKAMURA, K.; GUERRERO-CAMPO, J.; GINÉS, E.; MESQUITA-JOANES, F.; ALCÁNTARA, M.; SOUSA, R. (2022): Translocation as an Ultimate Conservation Measure for the Long-Term Survival of a Critically Endangered Freshwater Mussel. *Hydrobiologia* 2022, 849 (15), 3401–3417.
- NOCITA, A., MASSOLO, A., VANNINI, M., GANDOLFI, G. (2009): The influence of calcium concentration on the distribution of the river bullhead *Cottus gobio* L. (Teleostes, Cottidae). *Italian Journal of Zoology*, December 2009; 76(4): 348–357.
- OVG (OBERVERWALTUNGSGERICHT) HAMBURG (2013): Urteil vom 18.01.2013 in der Verwaltungsrechtssache Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Hamburg e.V. - Kläger – gegen

Freie und Hansestadt Hamburg, vertreten durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Rechtsamt - Beklagte - beigeladen: Vattenfall Europe Generation AG. 5 E 11/08.

- PALANDAČIĆ A, BRAVNIČAR J, ZUPANČIČ P, ŠANDA R, SNOJ A (2015): Molecular data suggest a multispecies complex of Phoxinus (Cyprinidae) in the Western Balkan Peninsula. *Mol Phylogen Evol* 92: 118–123.
- PALANDAČIĆ A, NASEKA A, RAMLER D, AHNELT H (2017): Contrasting morphology with molecular data: an approach to revision of species complexes based on the example of European Phoxinus (Cyprinidae). *BMC Evol Biol* 17:184.
- PALANDAČIĆ A, WITMAN, K., SPIKMANS, F. (2022): Molecular analysis reveals multiple native and alien Phoxinus species (Leuciscidae) in the Netherlands and Belgium.
- PALMER, M. A.; BERNHARDT, E. S.; ALLAN, J. D.; LAKE, P. S.; ALEXANDER, G.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C. N.; FOLLSTAD SHAH, J.; GALAT, D. L.; LOSS, S. G.; GOODWIN, P.; HART, D. D.; HASSETT, B.; JENKINSON, R.; KONDOLF, G. M.; LAVE, R.; MEYER, J. L.; O'DONNELL, T. K.; PAGANO, L.; SUDDUTH, E. (2005): Standards for Ecologically Successful River Restoration. *Journal of Applied Ecology* 2005, 42 (2), 208–217.
- PFAENDER, J., ROTHE, U. (2022): Phoxinus morella (Leske, 1774) – Die Nördliche Elritze, eine valide Art! 18. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie e. V. (GfI) am Naturhistorischen Museum Wien, Verlag Natur & Wissenschaft.
- PAZ, L. E.; NICOLOSI GELIS, M. M.; LICURSI, M.; GÓMEZ, N.; RODRIGUES CAPÍTULO, A. (2018): Use of Native Macrophytes for Recovery of the Habitat Structure and Complexity of a Lowland Stream Affected by River Engineering Works: Implications for Management. *River Research and Applications* 2018, 34 (6), 575–585.
- PEDERSEN, M. L.; FRIBERG, N.; SKRIVER, J.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; LARSEN, S. E. (2007): Restoration of Skjern River and Its Valley—Short-Term Effects on River Habitats, Macrophytes and Macroinvertebrates. *Ecological Engineering* 2007, 30 (2), 145–156.
- PILOTTO, F.; TONKIN, J. D.; JANUSCHKE, K.; LORENZ, A. W.; JOURDAN, J.; SUNDERMANN, A.; HERING, D.; STOLL, S.; HAASE, P. (2019): Diverging Response Patterns of Terrestrial and Aquatic Species to Hydromorphological Restoration. *Conservation Biology* 2019, 33 (1), 132–141.
- RAPP, J. (2000): Praktische Hinweise und Empfehlungen zum tierschutzgerechten Transport lebender Süßwasserfische (ausgenommen Zierfische). – Aulendorf (Fischgesundheitsdienst Baden-Württemberg), 15 S.
- RATSCHAN, C. (2015): Laichmigration und Populationsdynamik des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae* Berg, 1931) in der Pfuda (Innviertel, Oberösterreich), *Österr. Fisch.* 68(1): 19–34.
- RATSCHAN, C.; JUNG, M.; RIEHL, B.; ZAUNER, G. (2021): Attempt to Reintroduce the Ukrainian Brook Lamprey (*Eudontomyzon mariae*) to the Salzach River by Translocation from the Inn River.

- (Wiederansiedlungsversuch von Neunaugen (*Eudontomyzon mariae*) an der Salzach durch Initialbesatz von Tieren Aus Dem Inn). *Oesterr. Fisch.* 2021, 74 (2/3), 51–69.
- REYNOLDS, L. K.; ROHAL, C. B.; SCHEFFEL, W. A.; ADAMS, C. R.; MARTIN, C. W.; SLATER, J. (2021): Submerged Aquatic Vegetation Species and Populations Within Species Respond Differently to Environmental Stressors Common in Restorations. *Environmental Management* 2021, 68 (4), 477–490.
- RIAZ, M.; KUEMMERLEN, M.; WITTEW, C.; COCCHIARARO, B.; KHALIQ, I.; PFENNINGER, M.; NOWAK, C. (2020): Combining Environmental DNA and Species Distribution Modeling to Evaluate Reintroduction Success of a Freshwater Fish. *Ecological Applications* 2020, 30 (2), e02034.
- RICHTER, F. & C. GRÄTZ (2018): Leitfaden für Wiederansiedlung und Populationsstützung von Pflanzen in Sachsen. *Schriftenreihe des LfULG, Heft 1/2018.*
- RIIS, T.; SCHULTZ, R.; OLSEN, H.-M.; KATBORG, C. K. (2009): Transplanting Macrophytes to Rehabilitate Streams: Experience and Recommendations. *Aquat Ecol* 2009, 43 (4), 935–942.
- ROBSON, D. S., REGIER, H. A. (1968): Estimation of population number and mortality rates. In: *Methods for assessment for fish productions in freshwaters* (Ed. W. E. Ricker) I.B.P. Handbook No. 3 pp. 124 – 138. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- RÖCK, S. & W. KONOLD (2007): Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken. Freiburg i.Br.: Institut für Landespflege (Culterra 50).
- ROHDE, S., JENEMANN, K., HERBST, F., DIMMER, R., DEHNERT, J. (2007): Aufstellung der Überwachungsprogramme in Sachsen - Ausweisung von Messstellen. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 2007.
- ROTHER, U., WEIß, J. D., GEIGER, M., MARTINEZ, N., PFAENDER, J. (2019): *Phoxinus morella* (Leske, 1774) a cryptic species? Conference Paper in *Frontiers in Marine Science* · September 2019.
- ROTHER, U. (2002): Der Schneider *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) [Pisces, Cyprinidae] — erstmals in Brandenburg nachgewiesen. *Mitt. Mus. Nat.kd. Berl., Zool. Reihe* 78 (2002) 1.
- ROLAUFFS, P., MEIER, C., HERING, D., BÖHMER, J., SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., MISCHKE, U., WAGNER, F. (2011): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau* 2011.
- RUPPRECHT, R. (2009): Attempts to Re-Colonise Water Insects in German Brooks. *Aquatic Insects* 2009, 31 (sup1), 429–441.
- Sattler, J. & Poschlod, P. (2023): Habitat requirements of *Myriophyllum alterniflorum* DC. in river stands of the Upper Palatinate Forest, Bavaria. *Aquatic Botany* 188 (2023) 103680.
- SCHAEFER, M. (2012): *Wörterbuch der Ökologie*. 5. Neu bearbeitete Auflage, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg 2012.

- SCHAUMBURG, J. SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., GUTOWSKI, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Bayrisches Landesamt für Umwelt.
- SCHENEKAR, T., SCHLETTERER, M. & WEISS, S. (2020): eDNA als neues Werkzeug für das Gewässermonitoring – Potenzial und Rahmenbedingungen anhand ausgewählter Anwendungsbeispiele aus Österreich. *Österr Wasser- und Abfallw* 2020 - 72:155–164.
- SCHERZINGER, W. (2017): Umsiedlung, Auswilderung und Wiederansiedlung – effektive Instrumente des Artenschutzes. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, Supplement 20: 1–8.
- SCHILLING P. (2020): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL) - Stand Mai 2020. Herausgegeben im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) - Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) und des Umweltbundesamtes (UBA). – Elektronische Veröffentlichung auf <https://gewaesser-bewertung.de>.
- SCHIPHOUWER, M. E, SPIKMANS, F., GROEN, M., SCHEEPENS, M., BRUNS, M. (2024): Reintroduction of Brook Lamprey (*Lampetra planeri*) in a Lowland Stream and Evaluation of Its Success. Veröffentlicht als Preprint am 19.12.2024 unter doi:10.20944/preprints202412.1646.v1.
- SCHULZ, D. (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens - Farn- und Samenpflanzen. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG, Hrsg.).
- SEBER, G. A. F., LE CREN, E. D. (1967): Estimating population parameters from Catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology* 36, 631 – 643.
- SEIFERTOVA, M., BRYJA, J., VYSKOČILOVA, M., MARTINKOVA, N., SIMKOVA, A. (2011): Multiple Pleistocene refugia and postglacial colonization in the European chub (*Squalius cephalus*) revealed by combined use of nuclear and mitochondrial markers *Journal of Biogeography* 39, 1024–1040.
- SIMON, J., BRÄMICK, U. (2006): Empfehlungen zum Besatz von Seen und Fließgewässern mit Aalen. - Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Merkblatt für Verwaltung und Praxis Nr. 1/2006, 4 S.
- SPIKMANS, F.; SCHIPHOUWER, M.; KRANENBARG, J.; BREEUWER, H. (2013): Naar Duurzame Populaties Beekprik in Noord-Brabant. Voorbereidingsstudie Herintroductie; 2011-113; Stichting RAVON, Nijmegen & IBED – Universiteit van Amsterdam, 2013.
- STAHLBERG-MEINHARDT, S. (1994): Verteilung, Habitatansprüche und Bewegungen von Mühlkoppe (*Cottus gobio* Linnaeus, 1758) und Bachforelle (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) in zwei unterschiedlich anthropogen beeinflussten Fließgewässern im Vorharz. Dissertation. Braunschweig: Technische Universität Carolo-Wilhelmina.
- STARMACH, J. (1972): Characteristic of *Cottus poecilopus* Heckel and *Cottus gobio* L. (Polnisch mit einer ausführlichen englischen Zusammenfassung). *Acta Hydrobiologica* 14, 67–102.

- STEMMER, B.; JACOBS, G. (2015): Erfolgreiche Wiederaniedlung der Groppe im Emscher-Einzugsgebiet. Besatz renaturierter Bachläufe aus einem Restvorkommen der Groppe. Natur in NRW. Nr. 4/2015. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen [Hrsg.]. Goch.
- STETZKA, K.M. & S. KAMPRAD (2001): Bestimmungsschlüssel für die Wassermoose (aquatische und amphibische Arten) des Osterzgebirges - Merkmale, Ökologie, Verbreitung, Gefährdung. *Limprichtia* 17: 29-55.
- STEWART, R. (2002): Resistance Board Weir Panel – Construction Manual. Regional Information Report No. 3A02-21, Alaska Department of Fish and Game Division of Commercial Fisheries, Anchorage.
- STILLER, G. & ENGELSCHALL, B. (2014): Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern, Praktische Handlungsempfehlungen für den Botanischen Verein zu Hamburg e.V., im Auftrag der Freien Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.
- STILLER, G. & ENGELSCHALL, B. (2016): Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern, Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg, Heft 30 (2016): 21-38.
- STILLER, G. (2018): Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern, Monitoring von Anpflanzungen, Ergebnisse 2017, im Auftrag der Freien Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.
- STILLER, G. (2023): Wiederansiedlung von Wasserpflanzen in Hamburger Fließgewässern, Monitoring von Anpflanzungen, Ergebnisse 2022, im Auftrag der Freien Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.
- SUNDERMANN, A.; STOLL, S.; HAASE, P. (2011): River Restoration Success Depends on the Species Pool of the Immediate Surroundings. *Ecological Applications* 2011, 21 (6), 1962–1971.
- SUREN, A. M. (2009): Using Macrophytes in Urban Stream Rehabilitation: A Cautionary Tale. *Restoration Ecology* 2009, 17 (6), 873–883.
- TOBIN, J.H. (1994): Construction and Performance of a Portable Resistance Board Weir for Counting Migrating Adult Salmon in Rivers. Alaska Fisheries Technical Report Number 22.
- TÖNSMEIER, D. (1989): Einheimische Fische im Aquarium. *Eugen & Ulmer, Stuttgart*.
- TESSLER, M., TRUHN, K.M., BLISS-MOREAU, M., WEHR, D. (2014): Diversity and distribution of stream bryophytes: does pH matter?, *Freshwater Science*. 2014. 33(3):778–787.
- TITTIZER, T., FEY, D., SOMMERHÄUSER, M., MÁLNÁS, K., ANDRIKOVICS, S. (2008): Versuche zur Wiederansiedlung der Eintagsfliegenart *Palingenia longicauda* (Olivier) in der Lippe. *Lauterbornia* 63: 57-75.
- TONKIN, J. D.; STOLL, S.; SUNDERMANN, A.; HAASE, P. (2014): Dispersal Distance and the Pool of Taxa, but Not Barriers, Determine the Colonisation of Restored River Reaches by Benthic Invertebrates. *Freshwater Biology* 2014, 59 (9), 1843–1855.

- TRAUTNER, J. (2020): Artenschutz – rechtliche Pflichten, fachliche Konzepte, Umsetzung in der Praxis. Praxisbibliothek Naturschutz und Landschaftsplanung, Jedicke, E. (Hrsg.)- Eugen Ulmer KG, Stuttgart 2020.
- UBA (Hrsg.) (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Umweltbundesamt, UBA Texte 43/2014.
- VAN LIEFFERINGE, C.; DILLEN, A.; VUGHT, I.; AUWERX, J.; MEIRE, P. (2019): Microhabitat Suitability as a Tool to Improve the Success Rate of a Translocation or Reintroduction, Case-Study of the Bullhead (*Cottus Perifretum*) in Flanders, Belgium. *Restoration Ecology* 2019, 27 (3), 504–512.
- VEHANEN, T. (1995): Factors influencing the yield of brown trout (*Salmo trutta lacustris*) in northern Finnish lakes. *Fisheries Management and Ecology* 2(2): 121-134.
- VON SIEMENS, M., HANFLAND, S., BRAUN, M. (2008): Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern e.V. (Hrsg.), München 2008.
- WARD, J.V., STANFORD, J.A. (1995): The serial discontinuity concept. Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 105 – 119.
- WIEGLEB, G., LANSDOWN, R., HOLM, P., BAASTRUP-SPOHR, L., SAND-JENSEN, K., MOESLUND, B. & VAN DE WEYER, K. (2023): Aquatic Plants of Northern and Central Europe including Britain and Ireland. 10.1515/9780691251028. . Princeton University Press.
- WIEGLEB, J., HIRSCH, P. E., SEIDEL, F. RAUTER, G., BURKHARDT-HOLM, P. (2022): Impact of hydraulic forces on the passage of round goby (*Neogobius melanostomus*), gudgeon (*Gobio gobio*) and bullhead (*Cottus gobio*) in a vertical slot fish pass. *Ecol Freshw Fish*. 2022;00:1–15.
- WHITLOCK, R., STEWART, G.B., GOODMAN, S.J., PIERTNEY, S.B., BUTLIN, R.K., PULLIN, A.S. & BURKE, T. (2013): A systematic review of phenotypic responses to between-population outbreeding. *Environmental Evidence* 2 (1): 13.
- WOLTER, C., VON TREECK, R. (2024): Temperaturorientierungswerte für Flussfischgemeinschaften. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2024 (17) Nr 9.
- WORISCHKA, S., RICHTER, L., KRENEK, S., BERENDONK, T. (2020): Können Groppe und Grundel zusammenleben? MoBI-aqua - Ein sächsisch-tschechisches Kooperationsprojekt zum Schutz der aquatischen Biodiversität. Unveröffentlichter Vortrag anlässlich des Sächsischen Fischereifachtages.
- ZAJĄC, K., ZAJĄC, T. A., ADAMSKI, P., BIELAŃSKI, W., ĆMIEL, A. M., LIPÍŃSKA, A. M. (2019): Dispersal and Mortality of Translocated Thick-Shelled River Mussel *Unio Crassus* Philipsson, 1788 Adults Revealed by Radio Tracking. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2019, 29 (3), 331–340.
- ZIPPIN, C. (1958): The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22, 82 – 90.

ZWICK, P.; BECKER, G.; WAGNER, R.; REIDELBACH, J. (2011): The Fauna of the Breitenbach in Central European Stream Ecosystems: The Long Term Study of the Breitenbach, First Edition. Edited by Rüdiger Wagner, Jürgen Marxsen, Peter Zwick, Eileen J. Cox , Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA 2011 .

Gesetze/Verordnungen

Bürgerliches Gesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. Januar 2002 (BGBl. I S. 42, 2909; 2003 I S. 738), das zuletzt durch Artikel 8 des Gesetzes vom 8. Oktober 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 272) geändert worden ist

BUNDESREGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2016): Oberflächengewässerverordnung Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. 06.2016

Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) geändert worden ist

Fischereigesetz für den Freistaat Sachsen (Sächsisches Fischereigesetz – SächsFischG) erlassen als Artikel 1 des Gesetzes zur Neufassung des Sächsischen Fischereigesetzes Vom 9. Juli 2007

EU-Aalverordnung: Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG), Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 8. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2240) geändert worden ist.

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege im Freistaat Sachsen (Sächsisches Naturschutzgesetz – SächsNatSchG) erlassen als Artikel 1 des Gesetzes zur Bereinigung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege vom 6. Juni 2013

Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2478) geändert worden ist

Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft zur Durchführung des Fischereigesetzes für den Freistaat Sachsen (Sächsische Fischereiverordnung – SächsFischVO) Vom 22. April 2022

Europäisches Parlament und europäischer Rat (2000): Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, vom 23. Oktober 2000

Digitale Daten

iDA (2024): interdisziplinäre Daten und Auswertungen (Datenportal Sachsen).

<https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/default/index.xhtml>

Letzter Zugriff am 25.06.2024.

LHZ (2024): Landeshochwasserzentrum – aktuelle Wasserstände und Hydrologische Hauptwerte der Pegel Sachsens.

[https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/hwims/portal/web/wasserstand-pegel-](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/hwims/portal/web/wasserstand-pegel-568185)

568185, Letzter Zugriff am 25.06.2024

WHP (2024): Wasserhaushaltsportal - Durchflusskennwerte und Querbauwerke sächsischer

Fließgewässer. <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/mnqh-q-regio/website/>

Letzter Zugriff am 25.06.2024.

Herausgeber

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG),
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0; Telefax: +49 351 2612-1099
E- Mail: Poststelle @lfulg.sachsen.de
www.lfulg.sachsen.de

Autoren

Tine Berg
IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH
Radeberger Str. 1, 01458 Ottendorf-Okrilla
Telefon: +49 35205-45957; Telefax: +49 35205 45958
E-Mail: k.berg@idus.de

Nora Franzke, Lukas Gunzelmann, Rainer Kruspe (IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, info@idus.de), Elisabeth Meinel, Daniel Schmidt (team ferox GmbH, service@teamferox.de),
Norbert Große (LIMNOSA Sachverständigenbüro, grosse@limnosa.de), Dr. Dietrich Hanspach (PNS Planungen in Natur und Siedlung, pns.dr.hanspach@gmx.de)

Redaktion

Johannes Kranich
Referat Oberflächenwasser, Wasserrahmenrichtlinie
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden
Telefon: + 49 351 8928-4419; Telefax: + 49 351 8928-4099
E-Mail: Johannes.Kranich@lfulg.sachsen.de

Redaktionsschluss

06.08.2025

ISSN

1867-2868

Bestellservice

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei heruntergeladen werden aus der Publikationsdatenbank des Freistaates Sachsen (<https://publikationen.sachsen.de>).

Hinweis

Diese Publikation wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit vom LfULG (Geschäftsbereich des SMUL) kostenlos herausgegeben. Sie ist nicht zum Verkauf bestimmt und darf nicht zur Wahlwerbung politischer Parteien oder Gruppen eingesetzt werden.

Diese Maßnahme wird mitfinanziert durch Steuermittel auf der Grundlage des vom Sächsischen Landtag beschlossenen Haushaltes.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de