



Überwachungsergebnisse Fische 2006 bis 2014

 Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie



Überwachungsergebnisse Fische 2006 bis 2014

 Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie

BEARBEITUNG LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
Referat 41 – Gewässerschutz
Uwe Bergdolt

STAND Dezember 2015

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.



ZUSAMMENFASSUNG	5
1 EINLEITUNG	7
2 AUSGANGSLAGE	8
2.1 Das fischbasierte Bewertungsverfahren fiBS	8
2.1.1 Fischökologische Referenzen	8
2.1.2 Fischereiliche Bestandsaufnahme	9
2.1.3 Bewertungsalgorithmus	10
2.1.4 Bewertungsergebnisse im Bereich von Klassengrenzen	12
2.2 Vorarbeiten bis 2010	13
2.2.1 Allgemeine Hinweise	13
2.2.2 Entwicklung des Messnetzes und des Fischmonitorings	14
3 FISCHBASIERTE FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG IN BADEN-WÜRTTEMBERG	16
3.1 Monitoringstellen-Bewertung	16
3.1.1 Zeitraum der fischBestandsaufnahmen	16
3.1.2 Plausibilisierung der Rohdaten	16
3.1.3 Monitoringstellen in erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern	19
3.1.4 Ergebnisse	19
3.2 Wasserkörper-Bewertung	21
3.2.1 Aggregationsregeln	21
3.2.2 Ergebnisse	24
4 ERLÄUTERUNGEN ZU DEN BEWERTUNGSERGEBNISSEN	27
4.1 Umgang mit hochvariablen Ergebnissen	27
5 KÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN	28
5.1 Feinverfahren zur Gewässerstrukturkartierung	28
5.2 Monitoringnetz	28
5.3 Zeitraster der Fischbestandsaufnahmen	30
LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS	31
ANHÄNGE	34

Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht werden die von der Fischereiforschungsstelle des Landwirtschaftlichen Zentrums für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg im Auftrag der LUBW bis zum Sommer 2014 in Baden-Württemberg durchgeführten Arbeiten zur ökologischen Fließgewässerbewertung auf Grundlage der Biokomponente Fischfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erläutert und dokumentiert. Ein Grundkonzept für ein entsprechendes Fischmonitoring wurde im Rahmen eines von der LUBW unterstützten Projektes bis 2009 an ausgewählten Wasserkörpern ausgearbeitet (Kolahsa et al., 2010). Der vorliegende Bericht befasst sich schwerpunktmäßig mit dessen Umsetzung im gesamten Landesgebiet und basiert in großen Teilen auf Ausarbeitungen der Fischereiforschungsstelle.

Als Grundlage erfolgten bis einschließlich 2013 mindestens zweimalige Fischbestandsaufnahmen in einem landesweiten Messnetz aus 430 Monitoringstellen. Die dabei ermittelten Fischbestandsdaten wurden plausibilisiert und einer Bewertung mit dem fischbasierten Bewertungsverfahren fiBS (Dußling, 2014a) unterzogen. Für Monitoringstellen in erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (HMWB und AWB) gelangten hierfür erstmals angepasste Potenzial-Referenz-Fischzönosen zur Anwendung, die im Frühjahr 2014 zur Bewertung des ökologischen Potenzials eigens ausgearbeitet und mit den Fischereibehörden der Regierungspräsidien abgestimmt wurden.

Auf Grundlage der 428 bewerteten Monitoringstellen kann die überwiegende Zahl der aktuell 164 baden-württembergischen Wasserkörper fischbasiert bewertet werden. Hierzu wurden alle Bewertungsergebnisse der in einem Wasserkörper gelegenen Monitoringstellen jeweils nach vorgegebenen Aggregationsregeln zu einem gewichteten Mittelwert verrechnet. Sieben Wasserkörper an der bayrisch-baden-württembergischen Grenze wurden absprachegemäß von Bayern bewertet. Im Ergebnis befindet sich erst ein Wasserkörper in einem guten ökologischen Potenzial und erreicht damit ohne weitere Maßnahmen das von der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene Ziel. In 18 Wasserkörpern wurde noch kein Bewertungsergebnis festgelegt, da entweder noch nicht genügend Fischbestandsuntersuchungen vorliegen oder zwischen den Bewertungsergebnissen und den unterstützend heranzuziehenden hydromorphologischen Daten Diskrepanzen vorliegen, die zunächst eine Verifizierung erforderlich machen.

In Bezug auf das Fisch-Messnetz wurden vor dem Hintergrund der gesammelten Erfahrungen Optimierungsmöglichkeiten gesehen, die ab dem Jahr 2013 umgesetzt wurden. Dabei wurden 81 nicht notwendige, für Fischbestandserfassungen weniger geeignete oder nicht ausreichend repräsentative Monitoringstellen gestrichen und 138 Monitoringstellen neu in das Messnetz integriert. Mit Beginn der Fischbestandsaufnahmen 2013 werden in Baden-Württemberg zur Umsetzung der WRRL somit insgesamt 489 Fisch-Monitoringstellen bearbeitet. Voraussichtlich kann damit zur nächsten Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für alle Wasserkörper Baden-Württembergs eine belastbare fischbasierte Bewertung vorgelegt werden.

Der Bericht ist Grundlage für die in 2015 durchzuführende Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die baden-württembergischen Bearbeitungsgebiete und ist auch als Hintergrunddokument zu diesen Bewirtschaftungsplänen (Regierungspräsidium Freiburg, 2015; Regierungspräsidium Karlsruhe, 2015; Regierungspräsidium Stuttgart, 2015a und 2015b; Regierungspräsidium Tübingen, 2015 a und 2015b) zu sehen. Er steht zusammen mit den entsprechenden Dokumenten der übrigen Qualitätskomponenten unter

<http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/72552/http://www.lubw.bwl.de/servlet/is/67258/> im Internetangebot der LUBW zur Verfügung. Der Bericht und die darin beschriebene Vorgehensweise wurden zwischen Wasserwirtschaft und dem für Fischerei zuständigen Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz abgestimmt.

1 Einleitung

Gemäß WRRL – in Deutschland umgesetzt im Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2010) – sind Fließgewässer seit 2006 einer fortlaufenden ökologischen Bewertung zu unterziehen. Diese erfolgt unter anderem auf Basis biologischer Qualitätskomponenten, die im Rahmen von Monitoringprogrammen kontinuierlich erfasst werden müssen. Für natürliche Wasserkörper mit ökologischen Defiziten besteht die Verpflichtung, durch geeignete Maßnahmen im Zuge der Gewässerbewirtschaftung bis spätestens 2027 einen guten ökologischen Zustand herbeizuführen. Für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper gilt ein gutes ökologisches Potenzial als verpflichtendes Bewirtschaftungsziel. Damit soll eine ökologisch ausreichende Funktionsfähigkeit der Fließgewässer gewährleistet und ihre Nutzung insgesamt nachhaltiger und naturverträglicher als in der Vergangenheit gestaltet werden.

Zu den biologischen Qualitätskomponenten, die gemäß WRRL bei der ökologischen Fließgewässerbewertung verpflichtend zu überwachen sind, gehört auch die Fischfauna. Ihre Zusammensetzung, Abundanz (Anzahl der Individuen einer Art) und Altersstruktur darf im guten ökologischen Zielzustand nur geringfügig von den unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen zu erwartenden Verhältnissen abweichen. Zur Bewertung, inwieweit dieses Bewirtschaftungsziel erreicht ist, findet in Deutschland das im Rahmen eines vom BMBF geförderten Forschungsprojektes entwickelte fischbasierte Bewertungsverfahren fiBS Anwendung (Dußling, 2014a u. 2014b; Dußling et al., 2004a).

Die zur Fließgewässerbewertung mit fiBS erforderliche Erfassung wildlebender Fischbestände setzt hohe Qualitätsmaßstäbe an den Umfang sowie die Belastbarkeit, Repräsentativität und Regelmäßigkeit der Datenerhebung. Die Mindeststandards für ein entsprechendes Fischmonitoring werden seit 2005 in Handreichungstexten festgehalten (Diekmann et al., 2005; Dußling, 2009). Diese sind das Resultat bundesweiter Abstimmungen im Arbeitskreis "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung" des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler (VDFF), gehen aber über einen grundlegenden Handlungsrahmen zum Fischmonitoring gemäß WRRL nicht hinaus. Dementsprechend war das weitere Vorgehen in Baden-Württemberg vor dem Hintergrund der landesspezifischen Rahmenbedingungen zu konkretisieren. In Kooperation mit der LUBW werden damit einhergehende Fragen zur Auswahl geeigneter Monitoringstellen, zur Ausgestaltung der fischbezogenen Probenahmen, zur Datenhaltung sowie zur resultierenden fischbasierten Fließgewässerbewertung mit fiBS seit März 2006 bei der Fischereiforschungsstelle bearbeitet.

Bis zum Jahr 2009 konzentrierten sich diese Arbeiten auf die Festlegung eines landesweiten Monitoringnetzes, die Erhebung belastbarer Fischbestandsdaten in ausgewählten Landesgewässern und die Schaffung der logistischen Voraussetzungen für eine adäquate Datenhaltung (Kolahsa et al., 2010). Mit Beginn der Fischbestandsaufnahmen 2010 verlagerte sich der Arbeitsschwerpunkt auf die Bewertung der Erhebungsdaten mit fiBS, die Plausibilisierung der resultierenden Ergebnisse, deren Aggregation auf Ebene der bewertungsrelevanten Wasserkörper sowie Anpassungen des WRRL-Fischmonitorings, die der Optimierung der fischbasierten Fließgewässerbewertung dienen.

2 Ausgangslage

2.1 DAS FISCHBASIERTE BEWERTUNGSVERFAHREN FIBS

2.1.1 FISCHÖKOLOGISCHE REFERENZEN

Gemäß WRRL sind für die ökologische Fließgewässerbewertung so genannte typspezifische biologische Referenzbedingungen als Maßstab heranzuziehen. Grundsätzlich definieren diese einen sehr guten ökologischen Gewässerzustand, der unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen gegeben und näher zu konkretisieren ist. Dies setzt zunächst eine Fließgewässertypisierung voraus, die als Rahmen für entsprechende Festlegungen dienen kann. Eine solche Typisierung wurde für Deutschland im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ausgearbeitet, 2004 erstmals vorgelegt (Pottgiesser et al., 2004, Umweltbüro Essen, 2003) und seither mehrfach modifiziert (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008). Im Ergebnis wurde die Fließgewässerlandschaft Deutschlands auf Basis geologisch-morphologischer Kriterien in insgesamt 25 Fließgewässertypen mit mehreren Untertypen unterteilt.

Mit Blick auf die ökologische Fließgewässerbewertung mit fiBS resultieren aus dieser Fließgewässertypologie einige besondere Herausforderungen: Für alle LAWA-Fließgewässertypen gilt, dass innerhalb ein und desselben Typs natürlicherweise sehr unterschiedliche Fischartengemeinschaften auftreten können. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die der Typisierung zu Grunde gelegten Kriterien nur sehr gering mit den für die Ausprägung von Fischgemeinschaften maßgeblichen Umweltfaktoren korreliert sind. Im Unterschied zu anderen biologischen Qualitätskomponenten sind deshalb Ansätze in unterschiedlichen Regionen Deutschlands gescheitert, die Fließgewässerbewertung mit nur wenigen oder einer fischökologischen Referenz(en) pro LAWA-Fließgewässertyp vorzunehmen (Schaarschmidt et al., 2005; Bischoff et al., 2004; Dußling et al., 2004b).

Eine plausible ökologische Fließgewässerbewertung auf Basis der Fischfauna ist folglich nur möglich, wenn fischökologische Referenzen ausgerichtet auf die jeweiligen individuellen Gegebenheiten des zu bewertenden Gewässers erstellt werden. Neben der zoogeografischen Zuordnung und längszonalen Ausprägung eines Gewässers sind hierbei insbesondere auch natürliche regionale Verbreitungsmuster einzelner Fischarten zwingend zu berücksichtigen. In der praktischen Umsetzung führt dies für ein und denselben LAWA-Fließgewässertyp zwangsläufig zur Erstellung verschiedener fischökologischer Referenzen, die sich auch auf regionaler Ebene deutlich voneinander unterscheiden können.

Zur fischbasierten Fließgewässerbewertung mit fiBS sind deshalb durch Experten a priori und nach vorgegebenen Kriterien vergleichsweise ins Detail gehende fischökologische Referenzen festzulegen, die in natürlichen Wasserkörpern als Referenz-Fischzönosen bezeichnet werden (weitergehende Ausführungen in Dußling, 2009). Die Referenz-Fischzönose dient als fischökologisches Leitbild für die Fließgewässerbewertung. Sie besteht aus einer Liste aller Fischarten, die unter weitgehend unbeeinträchtigten Bedingungen in einem definierten Fließgewässerabschnitt zu erwarten sind. Jeder Fischart ist ferner eine relative Abundanz (%-Anteil) am Gesamtfischbestand entsprechend der Erwartungen zugeordnet (Beispiel → Tabelle 1). Für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ('heavily modified water bodies' – HMWB und 'artificial water bodies' – AWB) gelten Potenzial-Referenz-Fischzönosen, in denen das Fischarteninventar und die relativen Abundanzen entsprechend sensibler Fischarten vor dem Hintergrund der in HMWB und AWB jeweils vorliegenden irreversiblen Gewässerbeeinträchtigungen angepasst wurden.

Tabelle 1: Referenz-Fischzönosen des Rhithralgewässers Gießbach im Einzugsgebiet des Bodensees, Wasserkörper 10-01 gemäß Dußling (2006).

Referenz-Fischzönose 1: Mündung in die Argen bis zur Einmündung des Hochberger Gießbachs:		Referenz-Fischzönose 2: Einmündung des Hochberger Gießbachs bis zur Quelle:	
Arten	%-Anteil	Arten	%-Anteil
Bachforelle	36,4	Bachforelle	44,0
Groppe, Mühlkoppe	36,4	Groppe, Mühlkoppe	44,0
Schmerle	9,0	Schmerle	6,0
Äsche	5,6	Seeforelle	4,0
Elritze	4,0	Elritze	2,0
Seeforelle	4,0		
Döbel, Aitel	2,0		
Strömer	1,4		
Barbe	0,8		
Quappe, Rutte	0,4		

Für Baden-Württemberg wurden mit den Fischereibehörden der Regierungspräsidien abgestimmte, flächen-deckende Referenz-Fischzönosen im Juni 2006 vorgelegt (DUBLING, 2006 und 2005). Für die in Baden-Württemberg als HMWB und AWB ausgewiesenen Wasserkörper wurden im Frühjahr 2014 Potenzial-Referenz-Fischzönosen ausgearbeitet und ebenfalls mit den Fischereibehörden der Regierungspräsidien abgestimmt. Ihre Veröffentlichung durch die Fischereiforschungsstelle ist in 2016 vorgesehen.

2.1.2 FISCHEREILICHE BESTANDSAUFNAHME

Die zur Fließgewässerbewertung mit fiBS benötigten Fischbestandsdaten werden durch Elektrobefischungen erhoben. Diese Methode ist besonders gut geeignet, da sie von allen in Frage kommenden Techniken bei verhältnismäßig geringem Aufwand die geringste Selektivität aufweist und damit die Fischbestände am repräsentativsten erfasst werden. Darüber hinaus gewährleisten fachmännisch durchgeführte Elektrobefischungen eine bestmögliche Schonung der Fische.

Dennoch sind einige methodische Besonderheiten zu berücksichtigen. Zum einen stellt die Fischfauna eine hoch mobile Komponente der Gewässerfauna dar. Der natürliche Aktionsraum einiger Fischarten geht dabei deutlich über die Dimensionen einer fischbezogenen Probestrecke (Monitoringstelle) hinaus. Ob sich innerhalb einer Probestrecke zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme diese Fischarten gerade in besonders hoher oder niedriger Individuenzahl aufhalten, ist deshalb zum einen von zufälligen Faktoren abhängig. Zum anderen zeigen viele Fischarten relativ starke natürliche Bestandsschwankungen in Bezug auf die Gesamtvorkommen oder einzelne Altersklassen, die auf vielfältige Ursachen zurückgehen. Ein Beispiel sind witterungsbedingte Einflüsse, die zu saisonal unterschiedlichen Fortpflanzungsraten oder zu besonders günstigen oder ungünstigen Entwicklungsbedingungen für Jungfische führen können.

Ergebnisse von Bestandsaufnahmen, die zu unterschiedlichen Zeiten in ein und derselben Probestrecke erhoben werden, weisen daher Varianzen auf. Diese werden tendenziell umso größer, je mehr Fischarten in dem betreffenden Gewässer vorkommen. Wie durch entsprechende Untersuchungen belegt werden konnte (BISCHOFF et al., 2004; DUBLING & HABERBOSCH, 2004), gilt dies auch, wenn die Bestandsaufnahmen unter im Übrigen vergleichbaren Rahmenbedingungen (technische Ausrüstung, Team, Saison, Abflussverhältnisse usw.) stattfinden.

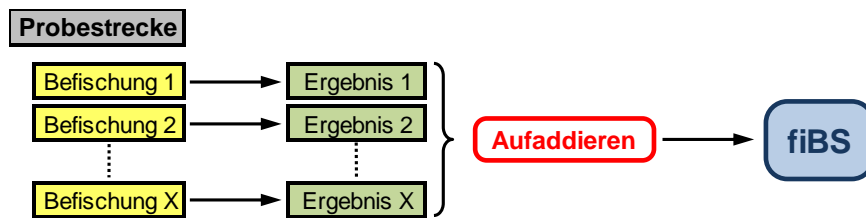


Abb. 1: Schematische Darstellung zum Poolen von fischereilichen Probenahmen für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS.

Für eine aussagekräftige und belastbare Bewertung ist es deshalb unabdingbar, die auftretenden Varianzen ausreichend zu glätten. Hierzu erfolgen in jeder Probestrecke Fischbestandsaufnahmen in jeweils verschiedenen Jahren. Zur Bewertung mit fiBS werden mehrere Bestandsaufnahmen in einer Probestelle gepoolt, d.h. die Ergebnisse werden ohne weitere Normierung aufaddiert (Abbildung 1). In den meisten Fließgewässern lässt sich bereits durch das Poolen von zwei Fischbestandsaufnahmen eine ausreichende Glättung der Ergebnisse herbeiführen. Insbesondere in größeren Fließgewässern kann es dagegen ratsam sein, drei Bestandsaufnahmen zu poolen (DUBLING, 2009).

Für die fischbasierte Fließgewässerbewertung mit fiBS hat dies folgende Konsequenz: Auf Basis einer einzelnen Bestandsaufnahme ist grundsätzlich keine ausreichend belastbare fischbasierte Fließgewässerbewertung möglich. Bewertungsergebnisse mit fiBS basieren somit nie ausschließlich auf den jeweils aktuellsten Erhebungsdaten, sondern sie beinhalten auch Daten aus bereits vorangegangenen Bestandsaufnahmen, die mitunter schon einige Jahre zurückliegen können. Dies ist beim Umgang mit den Ergebnissen der fischbasierten ökologischen Fließgewässerbewertung zu beachten.

2.1.3 BEWERTUNGsalGORITHMUS

FiBS wurde ausschließlich zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern konzipiert. Eine Bewertung von Übergangsgewässern oder Stillgewässerlebensräumen ist mit dem Verfahren nicht sinnvoll möglich. Darüber hinaus ist das Funktionsprinzip von fiBS auf die Bewertung fließender Hauptgerinne ausgerichtet. Seitengewässer der Flussaue können mit fiBS nur dann bewertet werden, wenn es sich um fließende Gewässerlebensräume handelt. Gegebenenfalls kann für derartige Habitats auch eine eigenständige Referenz-Fischzönose erforderlich sein.

Der Bewertungsalgorithmus von fiBS ist vergleichsweise komplex und gilt für natürliche Wasserkörper, HMWB und AWB in gleicher Weise. Auf eine detaillierte Erläuterung wird an dieser Stelle verzichtet. Diesbezüglich wird auf die Ausführungen in DUBLING (2009) verwiesen. Zusammenfassend kann jedoch folgendes festgehalten werden: Mit fiBS werden verschiedene fischökologisch relevante Bewertungsparameter (Metrics), die sich aus den Ergebnissen der Fischbestandsaufnahmen ableiten, mit den betreffenden Werten verglichen, die durch die fischökologische Referenz vorgegeben sind. Sämtliche Metrics basieren dabei auf einer deutschlandweit abgestimmten ökologischen Charakterisierung der in Fließgewässern relevanten Fischarten. Alle zur Bewertung herangezogenen Metrics sind außerdem einem der folgenden sechs fischökologischen Qualitätsmerkmale zugeordnet:

- (1) Arten- und Gildeninventar:
Bewertet die Anzahl der durch die Probenahme nachgewiesenen Arten und ökologischen Gilden im Vergleich zur fischökologischen Referenz. Mit Ausnahme der Migrations-Gilden, deren Bewertung in fiBS gesondert erfolgt, werden hierbei sämtliche Gildengruppen berücksichtigt.

- (2) **Artenabundanz und Gildenverteilung:**
Bewertet die nachgewiesenen Abundanzverhältnisse im Vergleich zur fischökologischen Referenz. Berücksichtigt werden hierbei die gemäß Referenz zu erwartenden Leitfischarten (Anteil $\geq 5\%$) sowie ausgewählte ökologische Gilden mit besonderer Indikatorfunktion.
- (3) **Altersstruktur:**
Bewertet die Nachhaltigkeit des Reproduktionserfolgs bei den gemäß fischökologischer Referenz zu erwartenden Leitfischarten (Anteil $\geq 5\%$). Dies erfolgt auf Grundlage der jeweils nachgewiesenen Anteile der Juvenilstadien der Altersklasse 0+.
- (4) **Migration (indexbasiert):**
Bewertet, inwieweit der nachgewiesene Anteil der über mittlere und längere Distanzen migrierenden Fischarten den Erwartungen gemäß fischökologischer Referenz entspricht.
- (5) **Fischregion (indexbasiert):**
Bewertet das Ausmaß einer möglichen Verschiebung der gemäß fischökologischer Referenz zu erwartenden längszonalen Ausprägung des Fließgewässers (Fließgewässerregion).
- (6) **Dominante Arten (indexbasiert):**
Bewertet, wie stark die im nachgewiesenen Fischbestand dominierenden Arten von den Erwartungen gemäß fischökologischer Referenz abweichen.

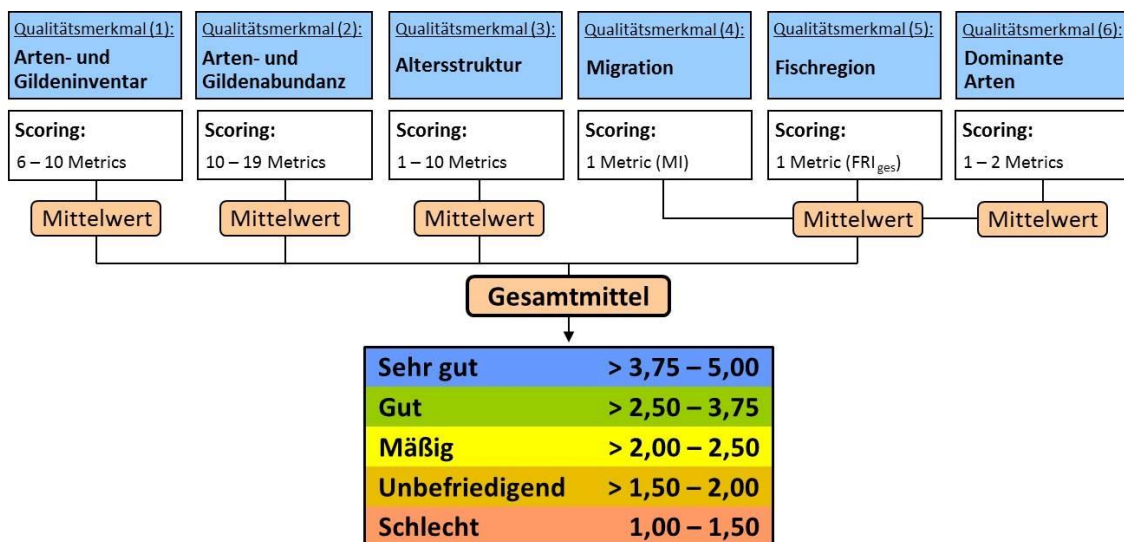


Abb 2: Schematische Darstellung der fischbasierten ökologischen Fließgewässerbewertung mit fiBS und der resultierenden ökologischen Klassen.

Die eigentliche Bewertung erfolgt über ein "Scoring", indem für jeden Metric 5, 3 oder 1 Punkt(e) nach vorgegebenen Kriterien vergeben werden. Je nach Referenz-Fischzönose bzw. Potenzial-Referenz-Fischzönose werden hierzu unterschiedliche Metrics herangezogen (Abbildung 2). Maßgeblich für die vergebene Punktzahl ist jeweils die Abweichung zwischen den betreffenden Werten der fischereilichen Probenahme und der jeweiligen fischökologischen Referenz. Hierbei gilt:

- 5 → Die Abweichung ist gering und spiegelt einen sehr guten ökologischen Zustand bzw. ein sehr gutes ökologisches Potenzial wider;
- 3 → die Abweichung ist moderat und spiegelt einen guten ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potenzial wider;
- 1 → die Abweichung ist groß und spiegelt einen mäßigen oder schlechteren ökologischen Zustand bzw. ein mäßiges oder schlechteres ökologisches Potenzial wider.

Zur Gesamtbewertung werden die vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet, das einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 annimmt. Diesem Wertebereich sind die ökologischen Klassen entsprechend der Darstellung in Abbildung 2 zugeordnet.

2.1.4 BEWERTUNGSERGEBNISSE IM BEREICH VON KLASSENGRENZEN

Liegt das mit fiBS ermittelte Bewertungsergebnis in der Nähe einer der Klassengrenzen gemäß Abb 3, ist eine genauere Betrachtung angezeigt. Ein solches Bewertungsergebnis bedeutet zwangsläufig, dass eine Bewertungsklasse nur knapp erreicht oder verfehlt wurde und dass vergleichsweise geringfügig andere Befischungsergebnisse zu einem Klassensprung führen können bzw. geführt hätten. Mithin bestehen bei Bewertungsergebnissen im Bereich von Klassengrenzen gewisse Unsicherheiten, ob die betreffende Bewertungsklasse im Zuge weiterer fischereilicher Probenahmen bestätigt werden kann.

Datenanalysen haben ergeben, dass diese Unsicherheiten auf die Bereiche der Klassengrenzen $\pm 14\%$ der jeweiligen Klassenbreiten eingegrenzt werden können (Abbildung 3). Seit dem Jahr 2012 können deshalb in diesen Bereichen gelegene Ergebnisse durch ein abschließendes Expertenurteil ergänzt und optional in die jeweils andere Klassengrenze "verschoben" werden. Die Option ist insbesondere im Bereich der Klassengrenze gut / mäßig wichtig, da hier ein Bewertungsergebnis darüber entscheiden kann, ob Maßnahmen zu ökologischen Verbesserungen ergriffen werden müssen oder nicht. Rechnerisch erfolgt im Falle einer Abwertung eine Korrektur auf den Wert Klassengrenze minus 7 % der jeweiligen Klassenbreite (\rightarrow nachfolgendes Rechenbeispiel) und im Falle einer Aufwertung eine Korrektur auf den Wert Klassengrenze plus 7 % der jeweiligen Klassenbreite.

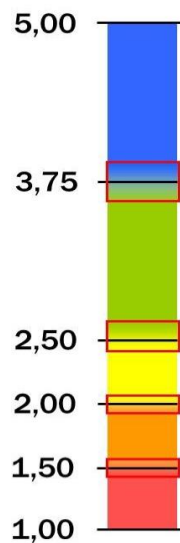


Abb. 3: Schematische Darstellung der Bewertungsskala und -klassen von fiBS sowie der in den Bereichen der Klassengrenzen $\pm 14\%$ der jeweiligen Klassenbreiten gelegenen Bewertungsergebnisse (rot eingerahmt).

Rechenbeispiel:

2,55 ursprüngliches fiBS-Ergebnis (knapp 'gut')	$\xrightarrow{\text{Abwertung}}$	2,50 Klassengrenze gut / mäßig	-	0,07 · 0,50 7 % der Klassenbreite von 'mäßig' (2,50 – 2,00)	=	2,465 korrigiertes fiBS-Ergebnis (knapp 'mäßig')
--	----------------------------------	--------------------------------------	---	---	---	---

2.2 VORARBEITEN BIS 2010

2.2.1 ALLGEMEINE HINWEISE

Gemäß WRRL sind so genannte Oberflächenwasserkörper für die ökologische Fließgewässerbewertung als Bezugsbene vorgegeben.

Die baden-württembergische Fließgewässerlandschaft wurde bis 2012 in 159 und ist seit dem Jahr 2013 in 164 Flusswasserkörper unterteilt, die mit Ausnahme der großen Landesflüsse Rhein, Neckar, Main und Donau (sogenannte Schlauchwasserkörper) jeweils ganze Einzugsgebiete umfassen. Folglich sind in Baden-Württemberg relativ große Gewässernetze auf der Grundlage einer begrenzten Anzahl fischbezogener Probenahmen zu bewerten.

Eine plausible ökologische Bewertung auf Basis der Fischfauna setzt damit voraus, dass das betreffende Fischmonitoring möglichst repräsentativ in dem zu bewertenden Wasserkörper erfolgt. Hierzu müssen sämtliche, die fischökologische Funktionsfähigkeit eines Wasserkörpers prägenden Beeinträchtigungen durch geeignete Monitoringstellen erfasst werden. Eine ins Detail gehende Betrachtung ist für die Auswahl der Monitoringstellen allerdings wenig zielführend, da Fließgewässer innerhalb eines Wasserkörpers gewöhnlich einer Vielzahl höchst unterschiedlicher Belastungen unterliegen (DUBLING, 2009), die zudem teilweise nur mit räumlich und/oder zeitlich untergeordneten fischökologischen Auswirkungen verbunden sind. Alle Belastungen eines Wasserkörpers in vollem Umfang und im Detail durch jeweils gesonderte Probenahmen zu erfassen, würde somit den im Rahmen eines Routine-Monitorings vertretbaren und leistbaren Aufwand bei Weitem überschreiten. Darüber hinaus wären Probenahmeergebnisse mit einer im oben genannten Sinn untergeordneten fischökologischen Bedeutung auch für die Bewertung eines Wasserkörpers nur von begrenzter bzw. geringer Aussagekraft.

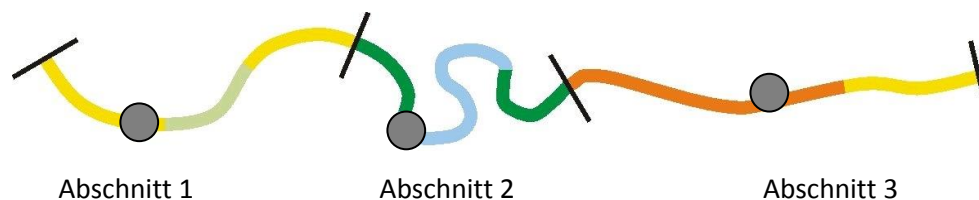


Abb. 4: Schematische Darstellung zur repräsentativen Erfassung einer längeren Fließgewässerstrecke mit drei Monitoringstellen (Punkte) in Abschnitten mit jeweils unterschiedlicher hydromorphologischer Gesamtbeeinträchtigung (veranschaulicht durch die für Strukturkarten übliche Farbgebung).

Jedoch integrieren Fische aufgrund ihrer Mobilität und Langlebigkeit Gewässerbelastungen besser als andere biologische Qualitätskomponenten über Raum und Zeit, zum Teil sogar gewässerübergreifend. Deshalb ist auch bei der Festlegung von Monitoringstellen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung eine integrierende Herangehensweise angezeigt, indem man Gewässerabschnitte mit jeweils vergleichbarer und im betreffenden Wasserkörper aus fischökologischer Sicht prägender Gesamtbelastung über größere Räume identifiziert und mit jeweils einer repräsentativen Monitoringstelle belegt (DUBLING, 2009). Dies ist in Abbildung 4 schematisch veranschaulicht.

2.2.2 ENTWICKLUNG DES MESSNETZES UND DES FISCHMONITORINGS

Die Arbeiten zum WRRL-Fischmonitoring in Baden-Württemberg begannen im Frühjahr 2006. Sie wurden bis zum Frühjahr 2010 im Rahmen von Projektstellen bearbeitet und 2010 dokumentiert (KOLAHSA, 2010). Die Bestandsaufnahmen für die fischbasierte Fließgewässerbewertung gemäß WRRL erfolgten bis zum Jahr 2009 zunächst in einem Messnetz von 242 Monitoringstellen in 85 der damals insgesamt 159 Wasserkörper (Abbildung 5, links). Für den ersten Bewirtschaftungsplan 2009 wurde auf Grundlage der in diesem Messnetz erhobenen Fischbestandsdaten – teilweise in ergänzender Abstimmung mit Bayern und Frankreich – der ökologische Zustand von insgesamt 29 baden-württembergischen Wasserkörpern bewertet (Abbildung 5, rechts).

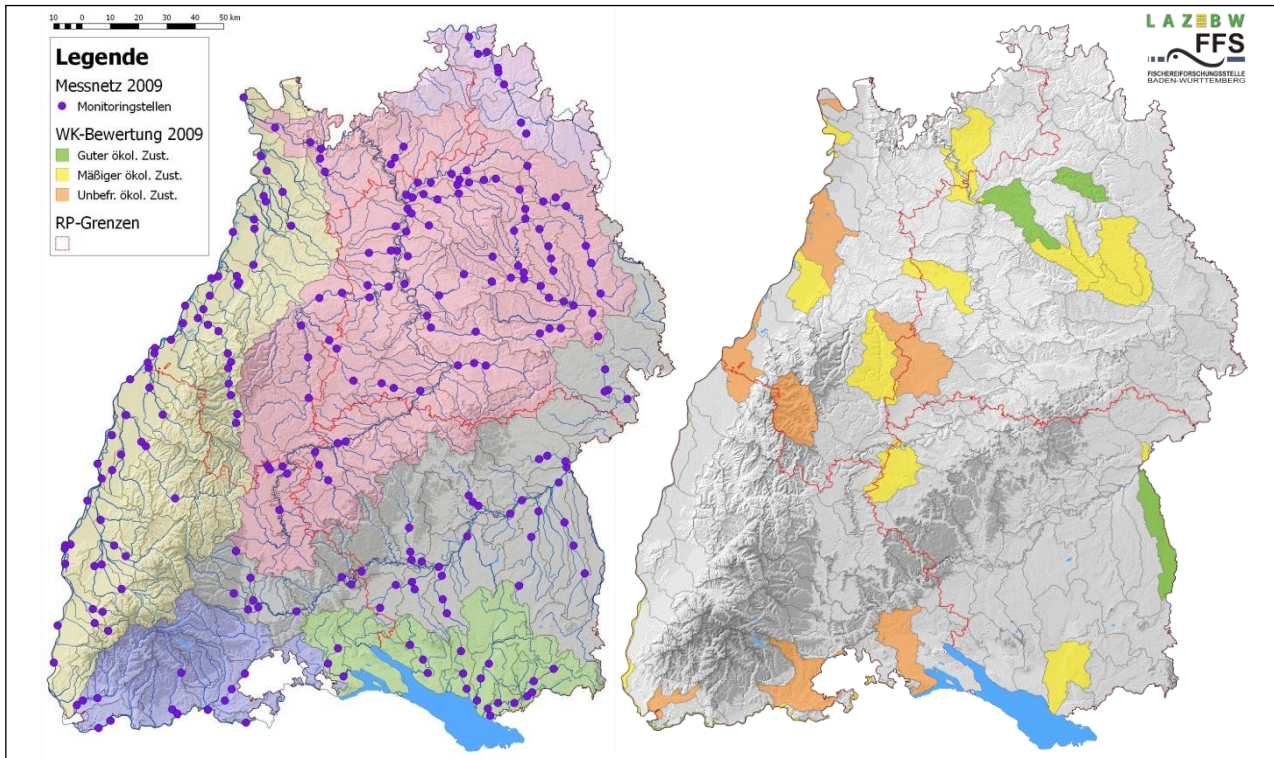


Abb. 5: Messnetz für die Bestandsaufnahmen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg bis zum Jahr 2009 (links) und resultierende fischbasierte Bewertung von 29 baden-württembergischen Flusswasserkörpern für den ersten Bewirtschaftungsplan im Jahr 2009 (rechts).

Zum Jahr 2010 wurde das Messnetz für das WRRL-Fischmonitoring nochmals deutlich auf insgesamt 430 Monitoringstellen aufgestockt (Abbildung 6). Damit wurden bis 2012 157 von 159 Wasserkörpern und werden seit der 2013 vorgenommenen Neuabgrenzungen 158 von 164 Wasserkörpern vom WRRL-Fischmonitoring erfasst. Bei den verbliebenen, nicht abgedeckten Wasserkörpern handelt es sich um Grenzwasserkörper im Bereich der Iller und des Donauabschnitts unterhalb der Illermündung, die gemäß der hierzu getroffenen Absprachen von Bayern bearbeitet und bewertet werden. Deren Bewertungsergebnisse wurden abgefragt und in Kapitel 3.2.2 übernommen, um einen landesweiten Überblick zu gewährleisten.

Das WRRL-Fischmonitoring in dem zum Jahr 2010 angepassten Messnetz ist auch Grundlage der im vorliegenden Bericht dokumentierten fischbasierten Fließgewässerbewertung von Baden-Württemberg mit Stand Juli 2014 (→ Kap. 3). Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass in den Jahren 2012 und 2013 weitere Anpassungen des fischbezogenen Messnetzes in Absprache mit den zuständigen Flussgebietsbehörden aller vier Regierungspräsidien erfolgt sind. Dabei wurden weitere Monitoringstellen ergänzt, die seit dem Jahr 2013 in das WRRL-Fischmonitoring integriert wurden (→ Kap. 5.2). Die betreffenden Daten konnten allerdings für

die fischbasierte Fließgewässerbewertung 2014 noch nicht berücksichtigt werden, da bis zu diesem Zeitpunkt die für belastbare Ergebnisse erforderlichen Mehrfachbefischungen noch nicht durchgeführt werden konnten.

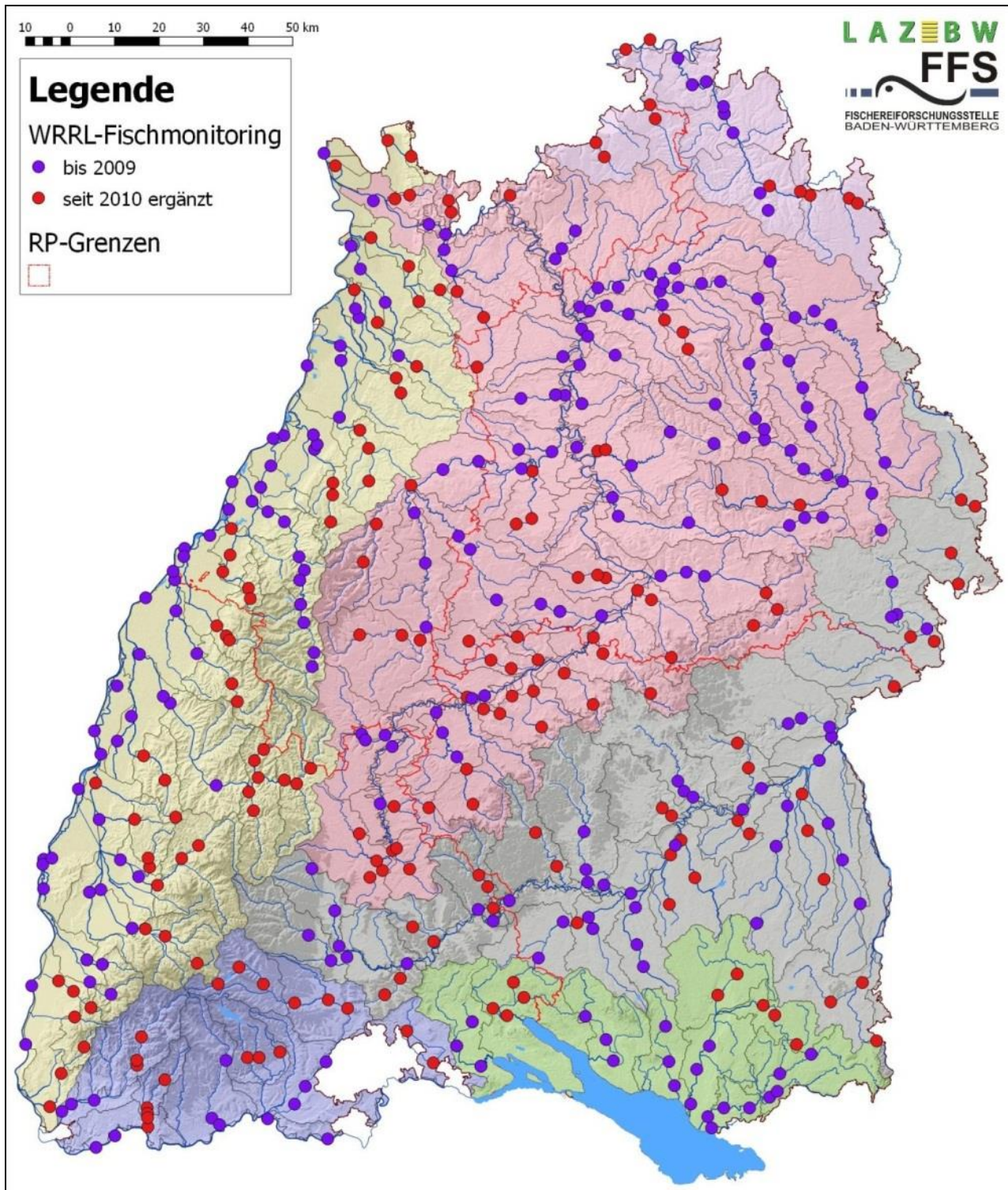


Abb. 6: Messnetz für die Bestandsaufnahmen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg seit dem Jahr 2010.

3 Fischbasierte Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg

3.1 MONITORINGSTELLEN-BEWERTUNG

3.1.1 ZEITRAUM DER FISCHBESTANDSAUFNAHMEN

Die fischbasierte ökologische Bewertung (Stand 2014) der Monitoringstellen in den baden-württembergischen Fließgewässern basiert auf insgesamt 876 Fischbestandsaufnahmen, die in den Jahren 2006 bis 2014 erfolgten (→ *Tabelle 2*).

Tabelle 2: Zur fischbasierten Fließgewässerbewertung 2014 in Baden-Württemberg herangezogene Probenahmen nach Jahren der Bestandsaufnahme getrennt

2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
10	68	121	110	190	222	85	69	1

Erwartungsgemäß bilden die ab 2009 erhobenen Daten den Schwerpunkt. In den Jahren 2012 und besonders 2013 konnten die betreffenden Arbeiten allerdings bei Weitem nicht im vorgesehenen Umfang vergeben werden, da die hierfür vorhandenen Kapazitäten bei potenziellen Bearbeitern bereits weitgehend anderweitig gebunden waren. Zur Kompensation der entstandenen Datenlücken war es für die Bewertung unvermeidlich, auf einige ältere Datenbestände der Jahre 2006 bis 2008 zurückzugreifen.

3.1.2 PLAUSIBILISIERUNG DER ROHDATEN

Im Rahmen der Bestandsaufnahmen erhobene Daten gehen nicht pauschal als Rohdaten in das Verfahren fiBS ein. Sie werden vielmehr unterschiedlichen Plausibilisierungsschritten unterzogen, die von der Fischereiforschungsstelle vorgenommen werden. Diese sind im Handbuch zu fiBS (DUBLING, 2009) ausführlich erläutert und werden nachfolgend in zusammenfassender Form wiedergegeben.

- **Daten zur Altersklasse 0+ der Leitfischarten**

Bei allen Leitfischarten (Anteil in der fischökologischen Referenz $\geq 5\%$) sind die Anteile der Altersklasse 0+ – also der im Jahr der jeweiligen Bestandsaufnahme geborenen Juvenilen – wichtige Metrics im fiBS. Sie dienen als Maß für den Reproduktionserfolg. Beträgt der Anteil der Altersklasse 0+ am Gesamtnachweis einer Leitfischart 30 bis 70 %, wird der höchstmögliche Score von 5 vergeben.

Methodisch bedingt ist der Nachweis der Altersklasse 0+ allerdings bei einigen kleinwüchsigen Fischarten (z.B. Schmerle, Groppe) auch unter günstigen Probenahmebedingungen sehr schwierig. Die betreffenden Altersstadien sind von so geringer Körpergröße, dass sie in der Regel durch Elektrofischungen nicht repräsentativ erfasst werden können. Das Fangergebnis der Juvenilen spiegelt unter diesen Umständen nicht die tatsächlichen Abundanzverhältnisse wider.

Sofern die betreffenden Leitfischarten jedoch insgesamt mit Anteilen nachgewiesen werden konnten, die deutlich über den Erwartungen – d.h. den Anteilen gemäß fischökologischer Referenz – liegen, kann alleine aufgrund der nachgewiesenen Bestandsstärken auf erfolgreiche und nachhaltige Reproduktion

geschlossen werden. Die Berücksichtigung zu geringer Anteile der Altersklasse 0+ auf Grundlage der Rohdaten würde dann bei der betreffenden Leitfischart zu einer ungerechtfertigten Abwertung führen.

Der Anteil der Altersklasse 0+ kann daher bei den betreffenden Leitfischarten unter den beschriebenen Bedingungen manuell auf mindestens 30 % erhöht werden, auch wenn der tatsächlich nachgewiesene Anteil unter diesem Wert liegt. Es ist allerdings nochmals zu betonen, dass

- es sich um eine Leitfischart handeln muss, bei der ein repräsentativer Nachweis der Altersklasse 0+ unter den gegebenen Rahmenbedingungen der Bestandsaufnahme stark erschwert oder nur eingeschränkt möglich ist und
- die betreffende Leitfischart insgesamt mit einem Bestandsanteil nachgewiesen werden konnte, der deutlich über dem in der fischökologischen Referenz festgelegten Wert liegt.

Die betreffende Plausibilisierung erfolgte nicht bei den zur Bewertung gepoolten Daten (vgl. Kap. 2.1.2), sondern für jede Probenahme gesondert, da die hierbei erfassten unterschiedlichen saisonalen Aspekte jeweils einer einzelnen Beurteilung bedürfen. Darüber hinaus erfolgten alle Plausibilisierungen einzelfallabhängig, unter Berücksichtigung der jeweiligen Rahmenbedingungen des betreffenden Gewässers.

- **Verwendung von “Dummies“**

Bestimmte Fischarten sind insbesondere in großen Fließgewässern aufgrund ihrer Lebensweise oder ihres Verhaltens durch Elektrofischerei ebenfalls nicht oder nur in Ausnahmefällen erfassbar. Dennoch sind solche Arten manchmal für den beprobten Gewässerabschnitt belegbar. In diesen Fällen ist es unter bestimmten Voraussetzungen angebracht, die betreffenden Arten als so genannte Dummies mit jeweils einem adulten Individuum in der Fließgewässerbewertung mit fiBS zu berücksichtigen. Ein Dummy geht somit de facto als Artnachweis in die Bewertung ein, da er die im Rahmen der regulären Bestandsaufnahme nachgewiesenen Häufigkeiten der Fischarten und ökologischen Gilden so gut wie nicht beeinflusst.

Eine im Rahmen der Probenahmen nicht nachgewiesene Fischart kann nur dann als Dummy zur Bewertung mit fiBS eingesetzt werden, wenn die betreffende Art durch anderweitige zweifelsfreie Nachweismethoden mit räumlichem Bezug zur Monitoringstelle und mit zeitlichem Bezug zur Probenahme belegt ist.

Ein typisches Beispiel für den korrekten Einsatz von Dummies ist der nordbadische Oberrhein. Anadrome Wanderfischarten wie z.B. der Lachs und das Meerneunauge werden dort als nahezu ausschließlich im Freiwasser auftretende Arten im Rahmen der Bestandsaufnahmen in aller Regel nicht erfasst. Gleichzeitig werden dieselben Arten im Rahmen der stetigen Aufstiegskontrollen im Fischpass Iffezheim jährlich nachgewiesen. Für den Rhein unterhalb von Iffezheim sowie den Rheinabschnitt oberhalb von Iffezheim bis zur nächstgelegenen Staustufe Gamsheim ist es deshalb gerechtfertigt, diese Arten als Dummies bei der fischbasierten Fließgewässerbewertung zu berücksichtigen. Gleiches gilt ggf. für weitere im Fischpass Iffezheim belegte Fischarten, die im Rahmen des Fischmonitorings in den regulären Monitoringstellen der betreffenden Oberrheinabschnitte nicht nachgewiesen werden.

- **Korrektur von Befunden ohne ökologischen Indikatorwert**

Besatzmaßnahmen wurden im Zusammenhang mit der fischbasierten Fließgewässerbewertung immer wieder als anthropogener Einflussfaktor diskutiert, der korrigierend zu berücksichtigen sei. Eine solche Korrektur ist allerdings nur dann erforderlich, wenn davon auszugehen ist, dass das Ergebnis der fische-reilichen Probenahme durch Besatz in einer das Bewertungsergebnis verfälschenden Weise beeinflusst wird. Dieser Aspekt bedarf differenzierter Betrachtungen:

Zunächst ist zu unterstreichen, dass die im Rahmen der gesetzlichen Hegepflicht von Fischereiberechtigten üblicherweise getätigten Besatzmengen weit davon entfernt sind, die originär im Gewässer vorkommenden Abundanzen der Fischarten im Sinne der Bewertungsschärfe von fiBS entscheidend zu verändern. Dies gilt insbesondere angesichts der im Fokus des WRRL-Fischmonitorings stehenden Fließgewässergrößen und in Relation zu den darin angestammten Fischbiomassen. Darüber hinaus sind die in diesen Gewässern für die fischbasierte ökologische Bewertung primär relevanten Leitfischarten meist von untergeordneter Bedeutung für die Fischereiausübung und werden daher in der Regel nicht besetzt.

Weiterhin verschwinden besetzte Fische in der Regel innerhalb kurzer Zeit aus Gewässerabschnitten (Abwanderung, Absterben), in denen sie keine ausreichend geeigneten Lebensraumbedingungen vorfinden. Im Umkehrschluss eignen sich daher im Gewässer nachgewiesene Fischarten als Indikatoren für die Lebensraumqualität auch dann, wenn ihre Vorkommen durch Besatz gestützt sind. Zu guter Letzt können besetzte Fische im Allgemeinen bereits nach kurzer Verweildauer im Gewässer nicht mehr von gewässerstämmigen Fischen der gleichen Art unterschieden werden. Eine belastbare Quantifizierung von Besatzeinflüssen wird dadurch unmöglich.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Verfälschungen der fischbasierten ökologischen Fließgewässerbewertung infolge von Besatzmaßnahmen weitestgehend ausgeschlossen werden können. Sofern solche Auswirkungen im Ausnahmefall denkbar sind, sind diese nicht quantifizierbar und damit im Rahmen der fischbasierten Bewertung nicht plausibel korrigierbar.

Es gibt jedoch bewertungsrelevante Besatzeinflüsse, die klar definiert werden können. Wenn hierdurch die einer Fischart im fiBS zugeschriebene Indikatorfunktion entfällt, sind Korrekturen angebracht. Ein anschauliches Beispiel sind Besatzmaßnahmen mit Junglachsen in den Rhithralabschnitten der Ober-rheinzuflüsse. Die betreffenden Besatzmengen wirken in diesen Gewässern bestandsbildend, werden im Rahmen der Bestandsaufnahmen im Allgemeinen auch entsprechend erfasst und zeigen die gute Habitateignung der Besatzgewässer für Junglachse an. Die nachgewiesenen Junglachse würden sich in der Bewertung außerdem positiv auf die fischökologischen Qualitätsmerkmale Migration (anadromer Langdistanzwanderer) und gegebenenfalls Altersstruktur (sofern der Lachs Leitfischart ist) auswirken. Beides ist allerdings nicht gerechtfertigt, sofern keine natürliche Einwanderung und erfolgreiche Fortpflanzung von Laichfischen stattfindet. Ohne belastbare Informationen über Aufstiege und eine adäquate natürliche Reproduktion adulter Lachse wurden derartige Junglachsnachweise daher nicht für die ökologische Fließgewässerbewertung berücksichtigt.

Ebenso wurden beispielsweise Bachforellennachweise der Altersklasse 0+ in Gewässern des Rhithrals nach unten korrigiert, sofern Informationen über dementsprechende Besatzmengen und -größen vorla-

gen und eine natürliche Reproduktion in entsprechendem Umfang aufgrund der Gewässergegebenheiten weitgehend ausgeschlossen werden konnte.

Analoge Korrekturerfordernisse bei anderen Fischarten wurden ebenfalls in Abhängigkeit von den hierzu vorliegenden Informationen zum Besatz und vor dem Hintergrund der artspezifischen Indikatorfunktion der betreffenden Arten sowie der jeweiligen abiotischen Gewässereigenschaften einzelfallbezogen geprüft und ggf. umgesetzt.

3.1.3 MONITORINGSTELLEN IN ERHEBLICH VERÄNDERTEN UND KÜNSTLICHEN WASSERKÖRPERN

Für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper gilt ein gutes ökologisches Potenzial als verbindliches Bewirtschaftungsziel. Als Maßstab bei der fischbasierten Fließgewässerbewertung dienen in diesem Fall Potenzial-Referenz-Fischzönosen. In diesen wurden die Fischarteninventare und relativen Abundanzen (%-Anteile) entsprechend sensibler Fischarten vor dem Hintergrund der irreversiblen Bedingungen angepasst, die sich aus den erheblich veränderten oder künstlichen Eigenschaften des betreffenden Wasserkörpers ergeben. Diese Anpassungen erfolgten im Frühjahr 2014 individuell auf die jeweiligen Wasserkörper ausgerichtet und in Abstimmung mit den Fischereibehörden der betreffenden Regierungspräsidien.

Gemäß der hierzu getroffenen Vereinbarungen wurde auf Ebene der Monitoringstellen eine Bewertung des ökologischen Potenzials mit Potenzial-Referenz-Fischzönosen als Maßstab jedoch nur dann vorgenommen, wenn die Monitoringstelle auch in einem als erheblich verändert oder künstlich eingestuften Fließgewässerabschnitt gelegen ist. In nicht erheblich veränderten oder künstlichen Fließgewässerabschnitten erfolgte eine Bewertung des ökologischen Zustands mit den für natürliche Verhältnisse geltenden Referenz-Fischzönosen.

Der erforderliche geografische Abgleich erfolgte mit Hilfe eines von der LUBW zum Jahresende 2013 zur Verfügung gestellten GIS-Shapes der erheblich veränderten und künstlichen Fließgewässerabschnitte in Baden-Württemberg.

3.1.4 ERGEBNISSE

Im Sommer 2014 wurden 428 der insgesamt 430 seit 2010 im fischereilichen Überwachungsprogramm befindlichen baden-württembergischen Fließgewässer-Monitoringstellen auf Grundlage der bis zum Jahr 2013 bzw. in einem Fall aus dem Jahr 2014 vorgenommenen fischereilichen Bestandsaufnahmen einer fischbasierten Bewertung mit fiBS, Version 8.1.1 (DUBLING, 2014) unterzogen (Abbildung 7). In den Gewässern Seltenbach (WK 41-01) und Würm (WK 44-03) stellte sich je eine Monitoringstelle als nicht sinnvoll bewertbar heraus, weshalb diese von der Bewertung ausgeklammert wurden.

Darüber hinaus ergab sich für 151 Monitoringstellen ein Bewertungsergebnis im Bereich einer Klassengrenze entsprechend der in Kap. 2.1.4 genannten Kriterien. Von der unter diesen Bedingungen optionalen Korrekturmöglichkeit der Bewertungsklasse durch Expertenurteil wurde in 29 Fällen Gebrauch gemacht (Abbildung 9). Damit wurde bei 6,7 % aller baden-württembergischen Monitoringstellen bzw. in 19,2 % der Fälle, bei denen diese Option bestand, eine Korrektur durch Expertenurteil vorgenommen.

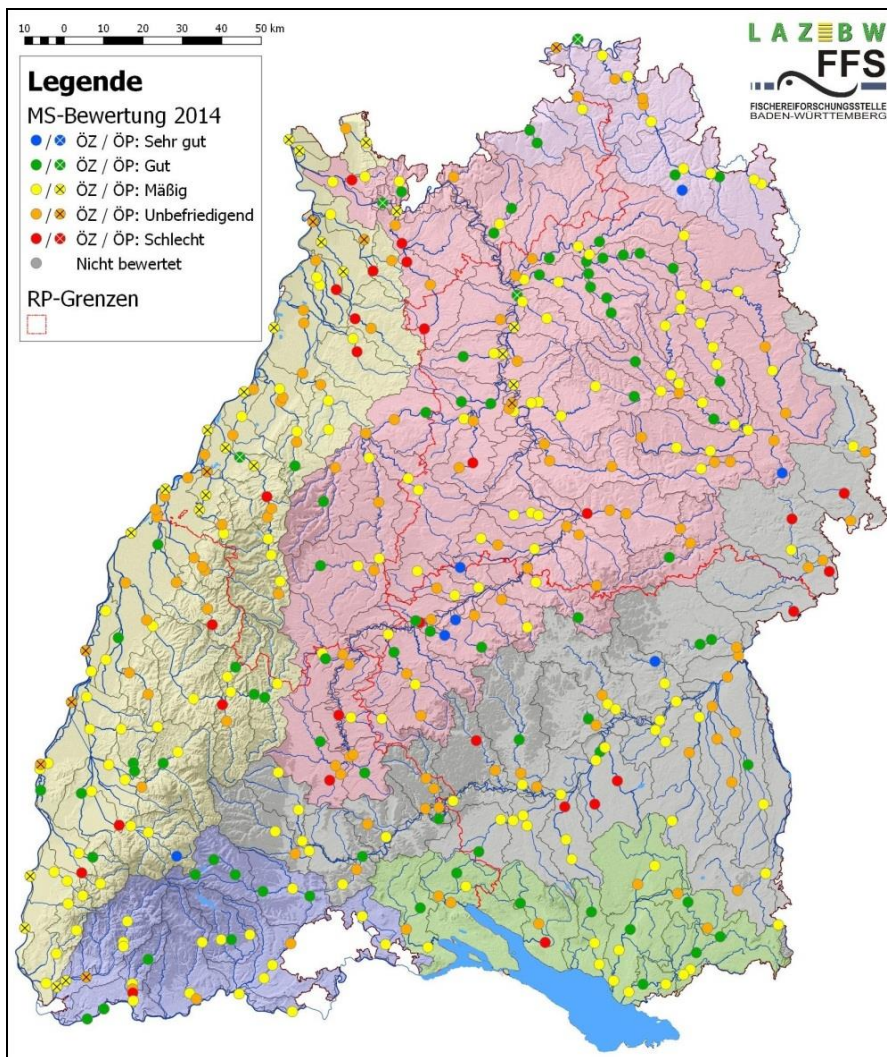


Abb. 7: Fischbasierte Bewertung von 428 Monitoringstellen in Baden-Württemberg (MS-Bewertung), Stand: Juli 2014.

ÖZ = Ökologischer Zustand

ÖP = Ökologisches Potenzial

Im Gesamtergebnis liegt somit auf Grundlage der Fischfauna ein mindestens guter ökologischer Zustand bzw. ein mindestens gutes ökologisches Potenzial nur für gut 1/5 aller Monitoringstellen vor (→ Abb. 8). Die überwiegende Mehrzahl der Monitoringstellen wurde dagegen in die Klassen mäßig oder unbefriedigend eingestuft. Darüber hinaus befinden sich 6,5 % aller Monitoringstellen aus fischökologischer Sicht in einem schlechten ökologischen Zustand.

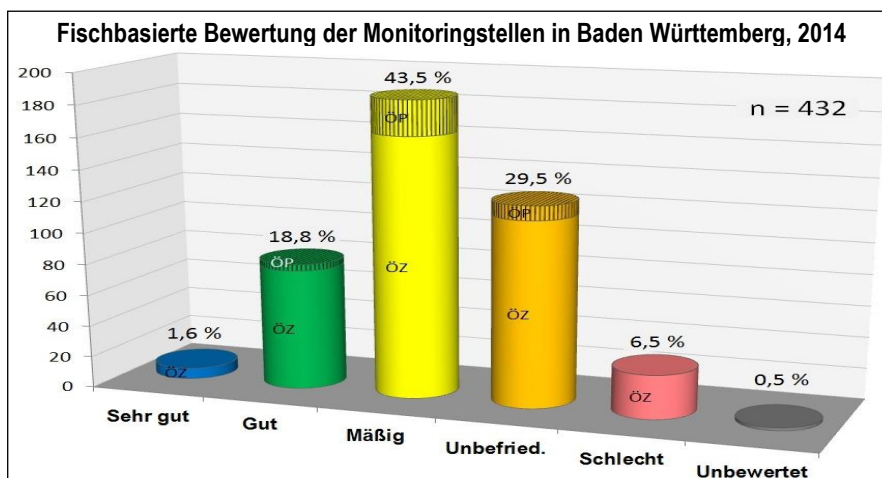


Abb. 8: Verteilung der Bewertungsklassen in den Ergebnissen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung der 430 Monitoringstellen Baden-Württembergs, Stand: Juli 2014.

ÖZ = Ökologischer Zustand

ÖP = Ökologisches Potenzial

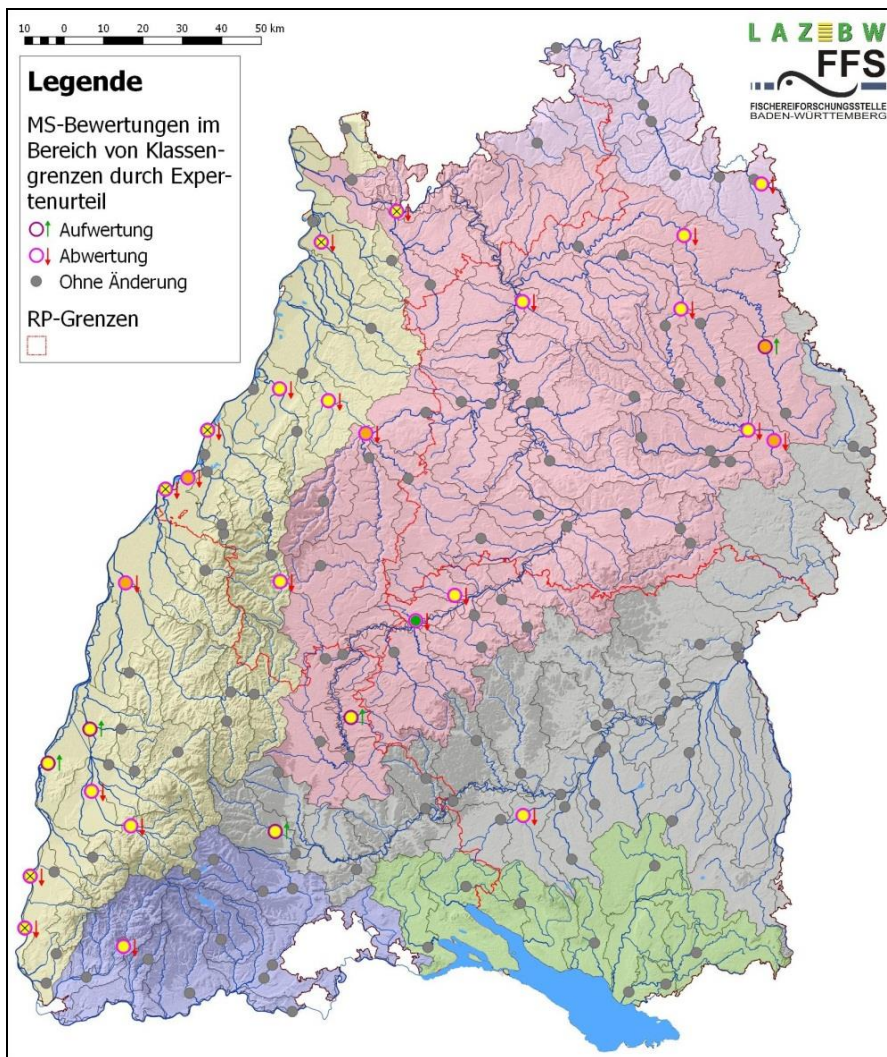


Abb. 9: Übersicht der Monitoringstellen mit Bewertungsergebnissen im Bereich einer Klassengrenze. Die nach Korrektur durch Expertenurteil resultierenden Ergebnisse sind farbig dargestellt (Symbole entsprechend Abb. 7)

3.2 WASSERKÖRPER-BEWERTUNG

3.2.1 AGGREGATIONSREGELN

Den Wasserkörpern in Baden-Württemberg ist nur in wenigen Ausnahmefällen eine einzige Monitoringstelle zur Fischbestandserfassung zugeordnet. Zur fischbasierten ökologischen Bewertung von Wasserkörpern müssen daher im Regelfall die Bewertungsergebnisse mehrerer Monitoringstellen sachgerecht aggregiert werden. Dies beinhaltet zwei Teilaspekte:

- Die Aggregation von Bewertungsergebnissen aus zwei oder mehreren Monitoringstellen pro Gewässer und
- die Aggregation von Bewertungsergebnissen aus zwei oder mehreren Gewässern pro Wasserkörper.

Zur Aggregation mehrerer Monitoringstellen pro Gewässer müssen die jeweiligen Bewertungsergebnisse entsprechend ihrer Repräsentativität für die vorliegenden anthropogenen Beeinträchtigungen im gesamten Gewässerabschnitt gewichtet werden. Für Fische sind dabei in erster Linie hydromorphologische Beeinträchtigungen von Bedeutung, da stoffliche Belastungen in heutiger Zeit nur noch selten von bestandsbeeinträchtigender Wirksamkeit für Fische sind. Hydromorphologische Belastungen wiederum werden in ihrer Gesamtheit am besten und am vergleichbarsten durch die Ergebnisse von Strukturkartierungen wiedergegeben. Zur Gewichtung mehrerer Monitoringstellen pro Gewässer wurde deshalb auf einen GIS-Shape der aktuellsten, flächendeckend vorliegenden Strukturkarte von 2005 zurückgegriffen.

Um die betreffenden Gewichtungsfaktoren zu ermitteln, wurden nicht primär die Strukturklassen der jeweiligen Monitoringstellen betrachtet. Vielmehr wurde ein integrierender Ansatz verfolgt, indem Abschnitte mit großräumig vergleichbarer struktureller Gesamtbelastung bzw. Gesamtgüte abgegrenzt und die betreffenden Streckenanteile aufsummiert wurden. Das Aggregationsverfahren ist in Abbildung 10 am Beispiel des Wasserkörpers 11-01, "Schussen oberhalb Wolfegger Ach" grafisch veranschaulicht.

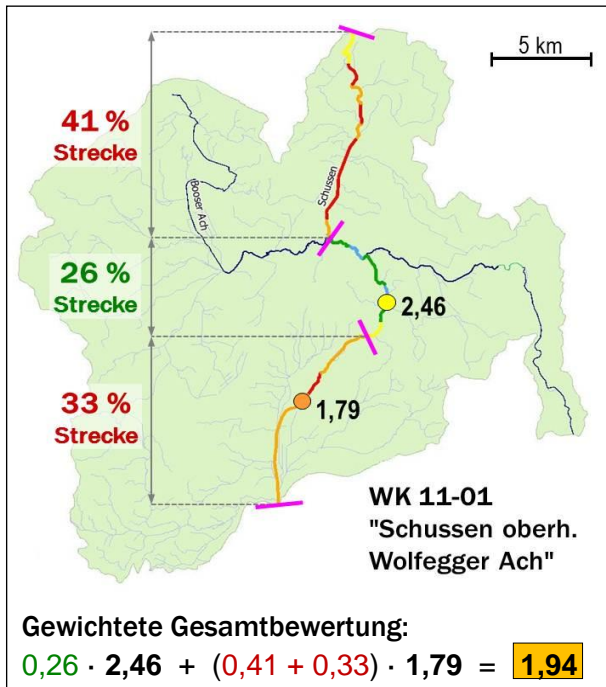


Abb. 10: Aggregationsverfahren zur Gewichtung mehrerer Monitoringstellen pro Gewässer am Beispiel des Wasserkörpers 11-01.

In diesem Beispiel repräsentiert die südliche Monitoringstelle auch den im Oberlauf gelegenen Gewässerabschnitt mit einem Streckenanteil von 41 %, da dieser gemäß Strukturkarte eine vergleichbare strukturelle Gesamtbelastung wie der Abschnitt mit 33 % Streckenanteil aufweist. Es ergibt sich ein gewichtetes Gesamtergebnis von 1,94, das einem unbefriedigenden ökologischen Zustand entspricht.

Werden in einem Wasserkörper mehrere Gewässer mit je einer Monitoringstelle erfasst, ist es am sinnvollsten, eine Gewichtung der jeweiligen Bewertungsergebnisse entsprechend den Flächenanteilen der Teileinzugsgebiete vorzunehmen, die jedem Gewässer zugeordnet werden können. Zur Ermittlung der betreffenden Flächen wurde auf einen GIS-Shape zurückgegriffen.

Das betreffende Aggregationsverfahren ist in Abbildung 11 am Beispiel des Wasserkörpers 20-04, "Schlücht, Schwarza (Hochrhein-Schwarzwald)" grafisch veranschaulicht. Infolge der Gewichtung über die Flächenanteile der Gewässereinzugsgebiete ergibt sich ein Gesamtergebnis von 2,38, das einem mäßigen ökologischen Zustand entspricht.

Zur Bewertung von Wasserkörpern mit mehreren Gewässern und zugleich mehreren Monitoringstellen pro Gewässer wurden die beiden zuvor beschriebenen Aggregationsverfahren mathematisch kombiniert.

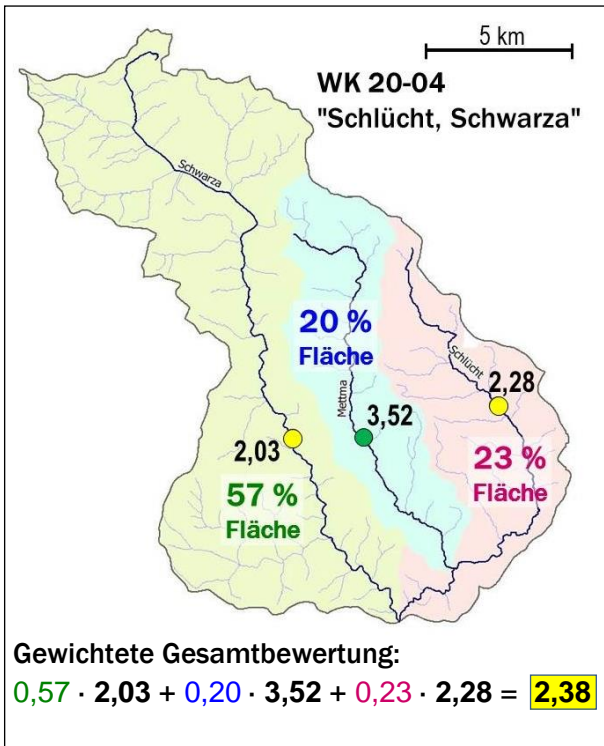


Abb. 11: Aggregationsverfahren zur Gewichtung mehrerer Gewässer pro Wasserkörper am Beispiel des Wasserkörpers 20-04.

Auch die Bewertungsergebnisse für einige Wasserkörper liegen im Bereich einer Klassengrenze entsprechend der in Kap. 2.1.4 genannten Kriterien. Eine Korrekturoption durch Expertenurteil ist für Wasserkörper jedoch nur zulässig, wenn für keine der zugeordneten Monitoringstellen eine entsprechende Expertenkorrektur erfolgte. Diese Bedingung war für 43 Wasserkörper erfüllt. In 14 Fällen wurde von der Korrekturmöglichkeit Gebrauch gemacht (Abbildung 12).

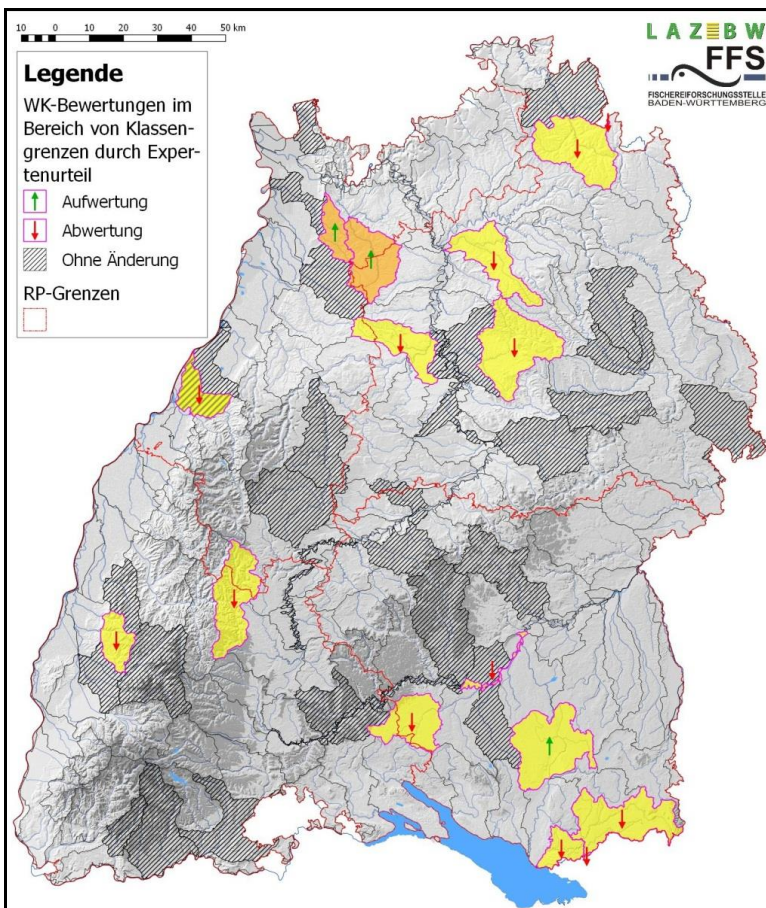


Abb. 12: Übersicht der Wasserkörper mit Bewertungsergebnissen im Bereich einer Klassengrenze. Die nach Korrektur durch Expertenurteil resultierenden Ergebnisse sind farbig dargestellt (Farbgebung entsprechend Abb. 13)

3.2.2 ERGEBNISSE

Durch Aggregation der Bewertungsergebnisse für die 428 bewerteten Monitoringstellen konnten 139 Wasserkörper auf Basis der Biokomponente Fischfauna ökologisch bewertet werden. Sieben weitere Wasserkörper (5-01, 64-06, 64-07, 64-08, 64-09, 65-02 und 6-06) an der Grenze zu Bayern wurden vereinbarungsgemäß von der bayrischen Wasserwirtschaftsverwaltung untersucht und bewertet. Damit liegt für 146 der 164 eine Wasserkörperbewertung vor (Abbildungen 13 und 14).

Der Wasserkörper 64-05, "Illergebiet unterhalb Aitrach (BW)" entstand erst im Zuge der 2013 vorgenommenen Neuabgrenzungen und die Fischfauna wird seit 2014 an einer Monitoringstelle erfasst. Die für eine belastbare Bewertung erforderlichen Daten liegen aus dieser Monitoringstelle noch nicht vor, daher wurde der Wasserkörper nicht bewertet.

In 17 weiteren Wasserkörpern wurde noch kein Bewertungsergebnis festgelegt, da entweder noch nicht genügend Fischbestandsuntersuchungen vorliegen oder zwischen den Bewertungsergebnissen und den unterstützend heranzuziehenden hydromorphologischen Daten Diskrepanzen vorliegen, die zunächst eine Verifizierung erforderlich machen.

. Hier bedarf es vertiefter Untersuchungen auf der Basis neuer Untersuchungsstellen und / oder der derzeit stattfindenden Feinstrukturkartierung, die eine verbesserte hydromorphologische Datengrundlage bringen wird, um die Ergebnisse im Rahmen des nächsten Bewirtschaftungszyklus zu verifizieren. Insgesamt sind damit 18 Wasserkörper – entsprechend 11 Prozent – als unbewertet eingestuft.

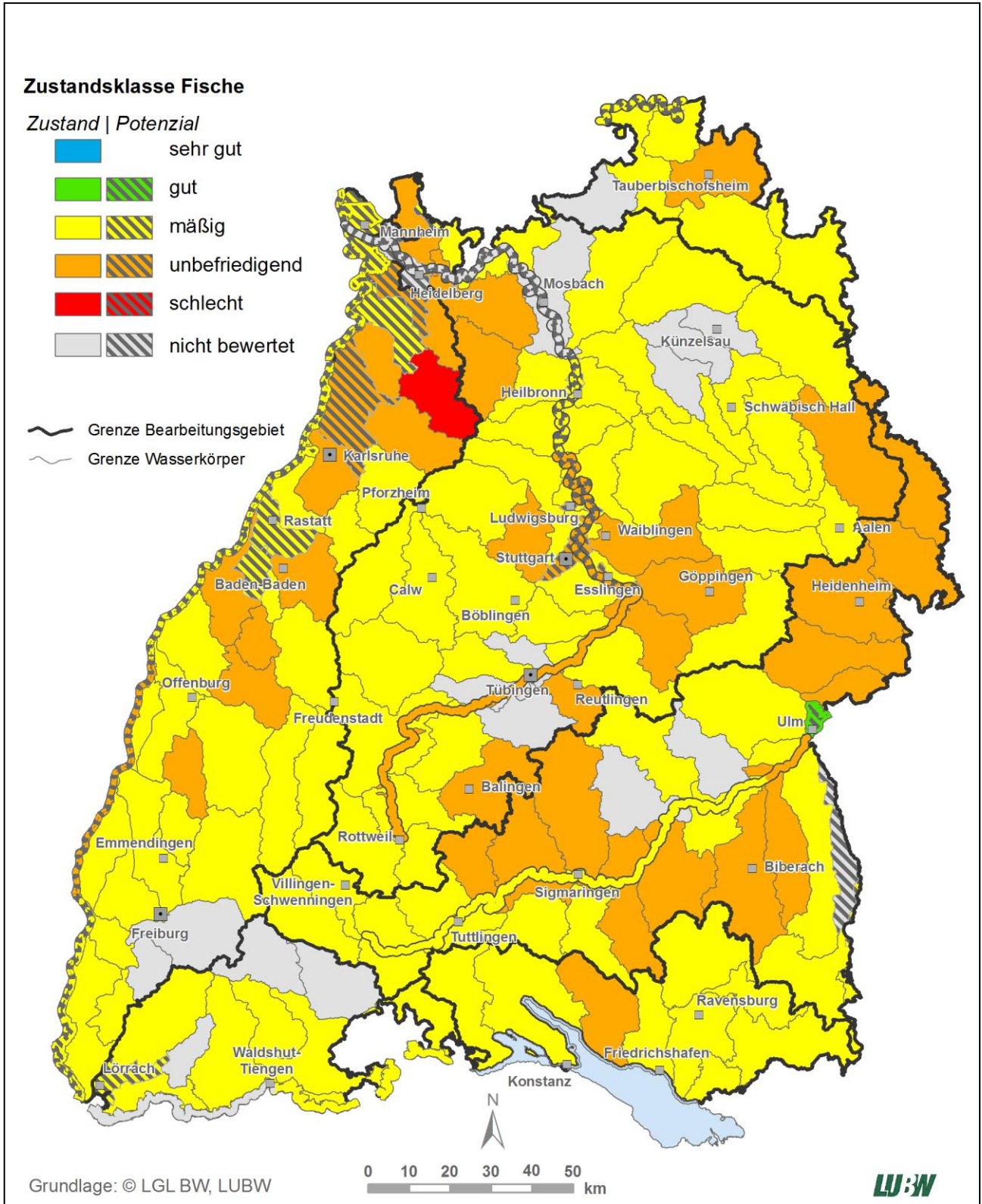


Abb. 13: Fischbasierte Bewertung der 164 Wasserkörper in Baden-Württemberg (WK-Bewertung), Stand: Juli 2015.

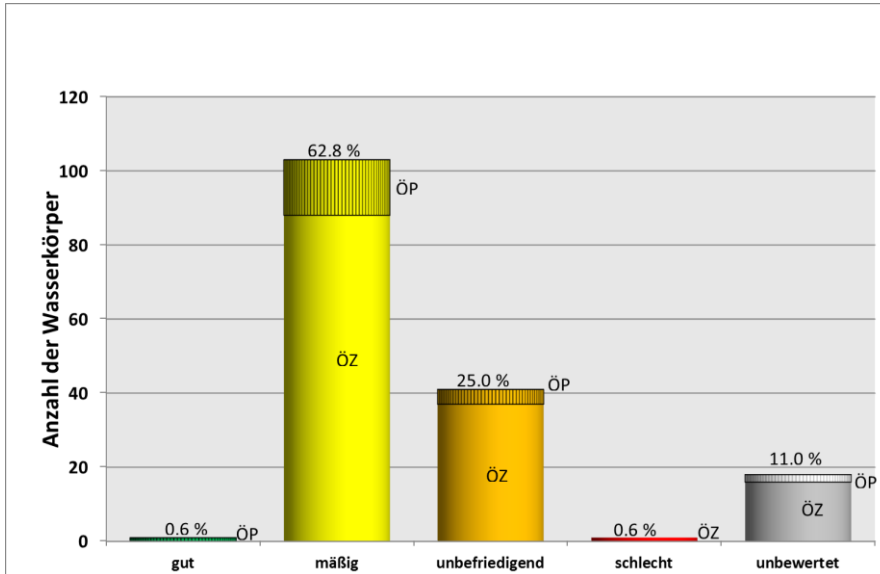


Abb. 14: Verteilung der Bewertungsklassen in den Ergebnissen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung der 164 Wasserkörpern Baden-Württembergs, Stand: Juli 2015.

ÖZ = Ökologischer Zustand
 ÖP = Ökologisches Potenzial

1 erheblich veränderter Wasserkörper – die Donau unterhalb der Iller bis zur bayrischen Grenze – hat das gute Potenzial erreicht. 103 und damit die überwiegende Anzahl der Wasserkörper (62,8 %) sind mit mäßig bewertet, davon sind 14 erheblich verändert und einer künstlich. 41 Wasserkörper (25 %) erreichen nur einen unbefriedigenden ökologischen Zustand bzw. ein unbefriedigendes Potenzial. Der 35-05-OR5 im Kraichgau (oberes Einzugsgebiet des Kraichbachs) ist aus fischökologischer Sicht in einem schlechten Zustand. Für zwei weitere im Kraichgau gelegene Wasserkörper (35-07-OR5 und 49-03) ergab sich rein rechnerisch ebenfalls jeweils ein knapp schlechter fischbasierter ökologischer Zustand im Bereich der Klassengrenze unbefriedigend/schlecht. Diese Ergebnisse wurden jedoch durch Expertenurteil in die Klasse 'unbefriedigend' korrigiert.

Detaillierte Ergebnisse zu den Bewertungen der an den Monitoringstellen und den Wasserkörpern sind in Anhang 1 zusammengestellt.

4 Erläuterungen zu den Bewertungsergebnissen

4.1 UMGANG MIT HOCHVARIABLEN ERGEBNISSEN

Die Ergebnisse sind für alle Wasserkörper, für die eine Bewertungseinstufung auf Basis des bisherigen Monitoringnetzes in Baden-Württemberg erfolgte, insgesamt plausibel. In wenigen Monitoringstellen waren im Rahmen des bisherigen Fischmonitorings überdurchschnittliche Schwankungen in den Ergebnissen der fischereilichen Bestandsaufnahmen festzustellen. Ein extremes Beispiel ist der Restrhein bei Grißheim im erheblich veränderten Wasserkörper 3-01, der hier beispielhaft dargestellt wird. Von 2006 bis 2014 wurden in dieser Monitoringstelle insgesamt vier Befischungen durchgeführt, die jeweils nahezu identische Strecken umfassten und bei denen jeweils vergleichbare, völlig im Rahmen der üblichen Streuungen liegende Gesamtindividuenzahlen nachgewiesen wurden. Die Mehrzahl der für die fischbasierte Bewertung besonders relevanten Leitarten (Referenzanteil $\geq 5\%$) und insbesondere einige typspezifischen Arten (Referenzanteil $\geq 1\%$) wurden jedoch mit sehr unterschiedlichen Bestandsanteilen nachgewiesen (Tabelle 3). Dies schlägt sich auch in teilweise deutlich voneinander abweichenden Bewertungsergebnissen im fiBS nieder, obwohl diese – wie zur Glättung von Varianzen vorgegeben – jeweils auf zwei gepoolten Befischungen basieren.

Tabelle 3: Fangergebnisse ausgewählter Fischarten im Rhein bei Grißheim (Monitoringstelle Nr. 3051029002) in verschiedenen Jahren.

Fischereiliche Bestandsaufnahme				
Jahr	2006	2008	2012	2014
Strecke [m]	2200	2200	2000	2000
Gesamtfang (Ind.)	1533	1312	1121	1680
Leitarten				
Aal	1,2 %	0,2 %	0,3 %	–
Barbe	8,2 %	5,9 %	0,8 %	2,1 %
Barsch	0,2 %	0,9 %	0,4 %	–
Döbel	14,2 %	13,6 %	20,1 %	31,1 %
Gründling	5,4 %	0,9 %	1,5 %	–
Hasel	3,4 %	1,3 %	–	32,9 %
Nase	9,2 %	13,3 %	12,8 %	16,1 %
Rotauge	0,8 %	0,2 %	0,5 %	4,8 %
Schneider	–	0,2 %	–	–
Ukelei	9,0 %	–	0,1 %	–
Typspezifische Arten (Auswahl)				
Dreist. Stichling	1,2 %	7,5 %	15,6 %	4,3 %
Elritze	25,2 %	47,5 %	9,2 %	6,5 %
Schmerle	5,5 %	7,2 %	36,4 %	0,9 %

fiBS-Bewertung
(ökol. Potenzial)

3,28 2,53* 2,47

* durch Expertenurteil abgewertet auf 2,47

relevanten Leitarten (Referenzanteil $\geq 5\%$) und insbesondere einige typspezifischen Arten (Referenzanteil $\geq 1\%$) wurden jedoch mit sehr unterschiedlichen Bestandsanteilen nachgewiesen (Tabelle 3). Dies schlägt sich auch in teilweise deutlich voneinander abweichenden Bewertungsergebnissen im fiBS nieder, obwohl diese – wie zur Glättung von Varianzen vorgegeben – jeweils auf zwei gepoolten Befischungen basieren.

Es ist zu betonen, dass die im Rhein bei Grißheim beobachteten Schwankungen der Fischartengemeinschaft außergewöhnlich sind. In den übrigen Monitoringstellen des Rheins wurde eine vergleichbare Volatilität nicht festgestellt. Die Gründe dafür bleiben unklar und sind kaum mit negativen anthropogenen Einflüssen zu erklären. Der im Rhein bei Grißheim auftretende Datenbefund muss daher hingenommen und weiter beobachtet werden. Gegebenenfalls muss ein angemessener Umgang damit gefunden werden, insbesondere sofern es bei den Bewertungsergebnissen auf Grundlage des künftigen Fischmonitorings zu weiteren deutlichen Veränderungen (ggf. mit Klassensprüngen) kommt.

5 Künftige Entwicklungen

5.1 FEINVERFAHREN ZUR GEWÄSSERSTRUKTURKARTIERUNG

Wie bereits in Kap. 3.2.1 erläutert, werden zur fischbasierten Bewertung eines Wasserkörpers die für die zugehörigen Monitoringstellen ermittelten Bewertungsergebnisse unter anderem entsprechend ihrer Streckenrepräsentativität gewichtet. Bislang dient hierfür die Gewässerstrukturkarte 2005 als Hilfestellung zur Ermittlung der Gewichtungsfaktoren. Es ist vorgesehen, die Gewichtung der Monitoringstellen auf Grundlage der mittlerweile vorliegenden Ergebnisse der Feinstrukturkartierung zu verifizieren und erforderlichenfalls anzupassen. Dies ist jedoch erst sinnvoll, wenn die betreffenden Kartierungsergebnisse flächendeckend vorliegen, da ansonsten keine einheitliche Bewertungsgrundlage gegeben ist.

Sofern die Ergebnisse der Feinstrukturkartierung in einem Wasserkörper deutlicher von der Gewässerstrukturkarte 2005 abweichen, kann sich auch das Ergebnis der fischbasierte ökologische Wasserkörperbewertung infolge der dann anderen Gewichtung der Monitoringstellen ändern. Dies gilt auch bei unveränderter Datenerhebung zu den Fischbeständen und Beibehaltung des Messnetzes. Sofern für die Monitoringstellen eines Wasserkörpers unterschiedliche Zustands- bzw. Potenzialklassen festgestellt wurden, sind in Einzelfällen auch Klassensprünge denkbar, insbesondere wenn

- das aktuelle Bewertungsergebnis sich noch "in der Nähe" (aber bereits außerhalb des durch Expertenurteil korrigierbaren Bereichs gemäß Kap. 2.1.4) einer Klassengrenze liegt,
- die jeweils am besten oder schlechtesten bewertete(n) Monitoringstelle(n) eines Wasserkörpers auf Basis der Feinstrukturkartierung deutlich anders als bislang gewichtet werden muss/müssen.

Bei Wasserkörpern, in denen für alle Monitoringstellen dieselbe Zustands- bzw. Potenzialklasse ermittelt wurde, ist ein Klassensprung infolge einer Neugewichtung auf Grundlage der Feinstrukturkartierung mathematisch ausgeschlossen.

5.2 MONITORINGNETZ

Zum Jahr 2013 wurde das Messnetz der fischereilichen Monitoringstellen nochmals grundlegend überprüft und in der Folge überarbeitet. Das Ziel hierbei war, die Fischbestandsaufnahmen für die Wasserkörperbewertung noch repräsentativer zu gestalten und den hierfür erforderlichen Aufwand zu optimieren. Hierzu erfolgten Anpassungen, die in Abstimmung mit den Flussgebiets- und Fischereibehörden der Regierungspräsidien vorgenommen wurden:

Im Rahmen der Anpassungen wurden 81 Monitoringstellen gestrichen, die sich als nicht notwendig, für Fischbestandserfassungen wenig geeignet oder nicht ausreichend repräsentativ für den betreffenden Wasserkörper herausgestellt hatten (→ *Anhang 2*). Von den Streichungen waren insbesondere zahlreiche Monitoringstellen im oberen Rhithral betroffen. In dieser Fließgewässerregion stößt die fischbasierte Fließgewässerbewertung an systembedingte Grenzen. Die wenigen natürlicherweise auftretenden Fischarten kommen häufig auch unter deutlich beeinträchtigten Rahmenbedingungen bestandsbildend vor. Objektiv vorliegende ökologische Belastungen können unter diesen Umständen durch eine fischbasierte Fließgewässerbewertung

nicht mehr adäquat abgebildet werden. Monitoringstellen im oberen Rhithral wurden daher auf die für eine repräsentative Bewertung der betreffenden Wasserkörper unbedingt erforderliche Zahl begrenzt.

Als Ersatz für die vorgenommenen Streichungen und zur Erhöhung der Repräsentativität der Fischbestandsaufnahmen wurden insgesamt 138 neue Monitoringstellen in das Messnetz integriert (→ *Anhang 2*). Besonderes Augenmerk wurde hierbei auf Fließgewässer gelegt, die in dem bis 2012 bearbeiteten Messnetz noch nicht oder nicht ausreichend durch Monitoringstellen abgedeckt waren.

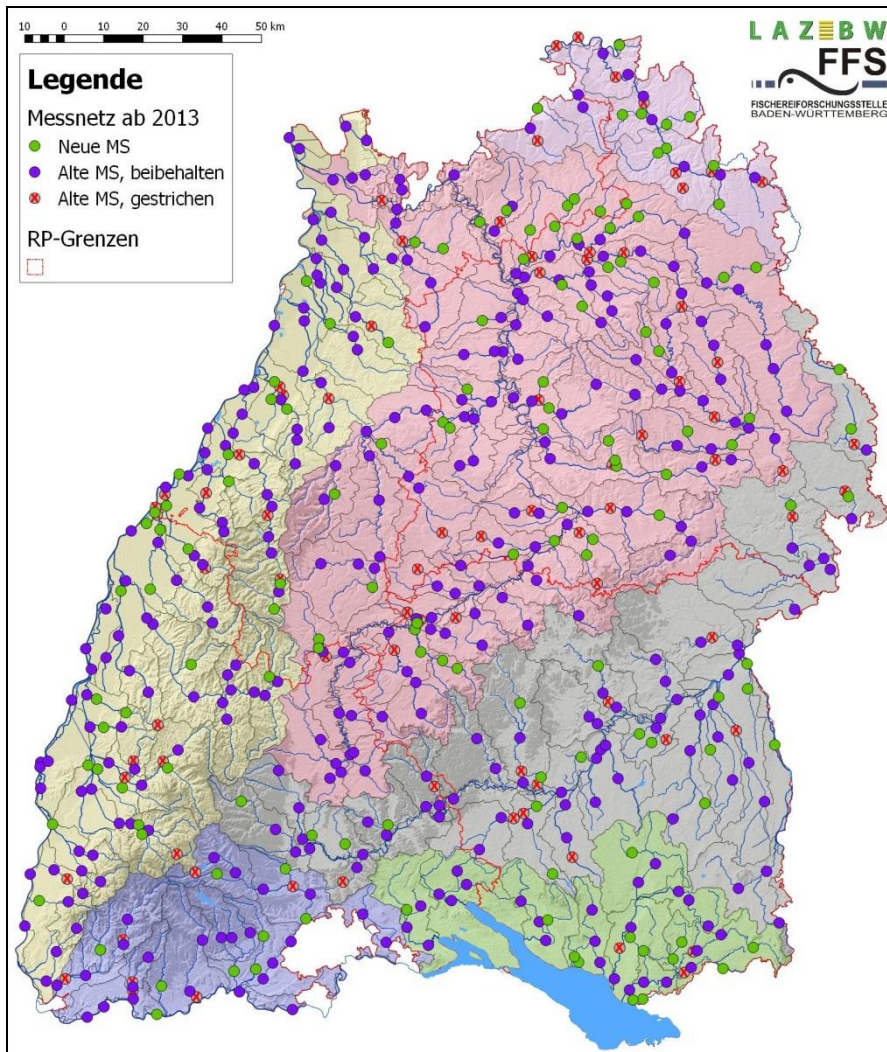


Abb. 15: Seit 2013 bestehendes Messnetz für die Bestandsaufnahmen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung in Baden-Württemberg mit 489 Monitoringstellen (MS).

Infolge der vorgenommenen Anpassungen werden in Baden-Württemberg Daten zu den Fischbeständen seit dem Jahr 2013 an insgesamt 489 Monitoringstellen erhoben (Abbildung 15). Die in den vorangegangenen Kapiteln erläuterten fischbasierten Bewertungsergebnisse 2014 wurden allerdings noch auf Grundlage des bis 2012 bearbeiteten Messnetzes von 430 Monitoringstellen erstellt (abzüglich der zwei in Kap 3.1.4 genannten, nicht bewertbaren Monitoringstellen), da die zur belastbaren Bewertung der ergänzten Monitoringstellen erforderlichen zweimaligen Bestandsaufnahmen naturgemäß noch nicht erfolgen konnten. Voraussichtlich kann damit spätestens zur nächsten Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für sämtliche Wasserkörper Baden-Württembergs eine belastbare fischbasierte Bewertung vorgelegt werden.

5.3 ZEITRASTER DER FISCHBESTANDSAUFNAHMEN

Das Zeitraster der in den einzelnen Monitoringstellen durchgeführten Fischbestandsaufnahmen unterscheidet sich bis zum Jahr 2012 teilweise deutlich (vgl. Anhang 1). Dies ist dem Umstand geschuldet, dass das zugrunde liegende Messnetz zum Jahr 2010 deutlich erweitert wurde und der Fokus der Bestandsaufnahmen in den Folgejahren auf die neu hinzugekommenen Monitoringstellen gelegt werden musste. In einigen Monitoringstellen entstanden hierdurch zwischen den zur Bewertung gepoolten Bestandsaufnahmen Zeitabstände von mehr als drei Jahren.

Wenngleich die Belastbarkeit der fischbasierten Bewertungsergebnisse hierdurch nicht in Frage gestellt wird, sind derartig lange Zeiträume vor dem Hintergrund des durch die WRRL vorgegebenen Bewertungsszenarios nicht mehr optimal. Das mittelfristig angelegte Konzept zur Fortführung des Fischmonitorings sieht seit dem Jahr 2013 deshalb in allen Monitoringstellen regelmäßiger Bestandsaufnahmen in höchstens dreijährigen Zeitabständen vor. Aus allen seit 2013 neu integrierten Monitoringstellen sollen darüber hinaus mit Abschluss der Bestandsaufnahmen im Jahr 2016 mindestens zwei Befischungsergebnisse vorliegen.

Literatur- und Quellenverzeichnis

Bischoff, A., Wysujack, K. & Wolter, C. (2004): Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur großer Fließgewässer und Flusseen des Zentralen Flachlandes sowie Auswahl von Referenzstrecken für eine fischereiliche Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht, Teilprojekt 4 im BMBF-Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 115 S.

Diekmann, M., Dußling, U. & Berg, R. (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS) – 1. Auflage. 39 S. + Anhang.

Dußling, U. (2014a): fiBS 8.1 – Softwareanwendung, Version 8.1.1 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, abgerufen am 13.04.2015: <http://www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Fischereiforschungsstelle/FIBS>

Dußling, U. (2014b): Dokumentation zu fiBS – Version 8.1.1. Erhältlich im Download mit Dußling (2014a).

Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS – 2. Auflage. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15: 57 S. + Anhang. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, abgerufen am 13.04.2015: <http://www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Fischereiforschungsstelle/FIBS>

Dußling, U. (2006): FischRef BW 1.1 – Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg. Excel-basierte Anwendung. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, abgerufen am 13.04.2015: <http://www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Fischereiforschungsstelle/Fisch-Referenzen>

Dußling, U. (2005a): Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung nach WRRL in Baden-Württemberg. Gutachten für die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung: 72 S.

Dußling, U. (2005b): Erarbeitung und Pflege von GIS-Grundlagen für fischfaunistisch relevante Fließgewässer in Baden-Württemberg. Gutachten für die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 36 S. + Anhang.

Dußling, U., Berg, R., Klinger, H. & Wolter, C. (2004a): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie, 20. Erg. Lfg. 12/04: 1–84. Wiley Online Library, abgerufen am 13.04.2015: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9783527678488.hbal2004006/abstract>

Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter, C., Wysujack, K. & Berg, R. (2004b): Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Allgemeiner Teil im BMBF-Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur

ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht: 49 S.

Dußling, U. & Haberbosch, R. (2004): EG-WRRL-angepasste Beprobung und Bewertung in epipotamal dominierten Flüssen des Zentralen Mittelgebirges. Abschlussbericht, Teilprojekt 1 im BMBF-Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. 70 S.

FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 306: 7–75.

Kolahsa, M., Dehus, P. & Sosat, R. (2010): Abschlussbericht zum Projekt Fischmonitoring in Baden-Württemberg, Bearbeitungszeitraum April 2006 – April 2010: 76 S.

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2013a): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB) – Version 2.0; 109 S. Webseite Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall", abgerufen am 30.04.2015: [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewasser_\(AO\)/O_3.10/Handbuch_Version_2.0_Juli_2013.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewasser_(AO)/O_3.10/Handbuch_Version_2.0_Juli_2013.pdf)

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2013b): Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP. Enderbericht zum Projekt Nr. O 3.10 im Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall", 129 S. Webseite Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall", abgerufen am 30.04.2015: [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewasser_\(AO\)/O_3.10/ENDBERICHT_O3-10_HMWB_FINAL_Juli_2013.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewasser_(AO)/O_3.10/ENDBERICHT_O3-10_HMWB_FINAL_Juli_2013.pdf)

Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008): Begleittext – Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). Webseite Wasserblick.net, abgerufen am 13.04.2015: <http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/>

Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S. & Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II. Webseite Fließgewässerbewertung.de, abgerufen am 14.04.2015: http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_endbericht_dez_2003.pdf

Regierungspräsidium Freiburg (2015), Bewirtschaftungsplan Hochrhein, Aktualisierung 2015 (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Stand: Dezember 2015 –

Regierungspräsidium Karlsruhe (2015), Bewirtschaftungsplan Oberrhein, Aktualisierung 2015 (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Stand: Dezember 2015 –

Regierungspräsidium Stuttgart (2015a), Bewirtschaftungsplan Neckar, Aktualisierung 2015 (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Stand: Dezember 2015 –

Regierungspräsidium Stuttgart (2015b), Bewirtschaftungsplan Main, Aktualisierung 2015 (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Stand: Dezember 2015 –

Regierungspräsidium Tübingen (2015a), Bewirtschaftungsplan Alpenrhein/Bodensee, Aktualisierung 2015 (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Stand: Dezember 2015 –

Regierungspräsidium Tübingen (2015b), Bewirtschaftungsplan Donau, Aktualisierung 2015 (Baden-Württemberg) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG), Stand: Dezember 2015 –

Schaarschmidt, T., Arzbach, H. H., Bock, R., Borkmann, I., Brämick, U., Brunke, M., Lemcke, R., Kämmerer, M., Meyer, L & Tappenbeck, L. (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands – Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU Wasserrahmenrichtlinie. LAWA-Projekt O 22.03 im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden; Abschlussbericht. Im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. 300 S.

Umweltbüro Essen (2003): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands. Webseite des Umweltbundesamtes, abgerufen am 13.04.2015:

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/bilder/karte_der_biozoenotischen_fliessgewaessertypen_deutschlands.jpg

WG (2010): Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG) vom 20. Januar 2005, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 29. Juli 2010. GBl. 2005, S. 219ff. und GBl. Nr. 13, S. 565.

WHG (2010): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009, zuletzt geändert durch Artikel 12 des Gesetzes vom 11. August 2010. BGBl. Teil I, Nr. 51, S. 2585ff. und S. 1163.

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, zuletzt geändert durch Richtlinie 2009/31/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327: 1–72.

Anhänge

Anhang 1 Fischmonitoring und fischbasierte Fließgewässerbewertung gemäß WRRL in Baden-Württemberg

- Monitoringstellen
- Wasserkörper
- Bisherige Fischbestandsaufnahmen (Datum)
- Bewertungsergebnisse

Anhang 2 Auflistung der im Rahmen der Messnetzanpassung ab 2013 gestrichenen und neu integrierten Monitoringstellen

Anhang 2: Auflistung der im Rahmen der Messnetzanpassung 2013 gestrichenen und neu integrierten Monitoringstellen:

WK	gestrichen		neu integriert	
	MS-Nr.	MS-Name	MS-Nr.	MS-Name
10-01	1001081002	Untere Argen Karbach	1001081004	Untere Argen bei Unterried
	1001082002	Obere Argen bei Reute	1001082003	Obere Argen bei Mühlbolz
			1001191001	Haslach östlich Helbler
			1001191002	Haslach bei Siglisberg
10-02			1002266001	Nonnenbach bei Arensweiler
			1002266002	Nonnenbach bei Kressbronn
11-01			1101192001	Booser Ach bei Blönried
11-03	1103011002	Schussen bei Brugg	1103193001	Schwarzach beim Mühlenholz
			1103193002	Schwarzach bei Untereschach
12-01			1201265001	Brunnisach bei Hofen
			1201264001	Lipbach bei Kluftern
12-02			1202194001	Deggenhauser Aach bei Schapbuch
12-04			1204195001	Saubach bei Schlatt unter Krähen
20-02	2002153001	Wutach (Seebach) bei Bartelshof	2002196001	Haslach bei Lenzkirch
20-03	2003154002	Wutach bei Wutachmühle	2003154004	Wutach bei Kuhhalde
			2003197001	Gauchach bei Posthaus
20-05			2005198001	Steina bei Unter Witzhalden
			2005198002	Steina bei Detzeln
			2005199001	Schlücht bei Gutenberg
2-02			2151065003	Rhein oberhalb Bad Säckingen
21-01	2101054003	Hauensteiner Alb bei Albruck	2101200001	Hauensteiner Murg bei Hottingen
21-02	2102158002	Wehra bei Wehr		
21-03	2103159001	Wehra bei Kreuzmatt		
21-04	2104160002	Wiese bei Mambach	2104201001	Kleine Wiese bei Niedertegernau
21-05	2105030002	Wiese bei Haagen		
30-02-or1	3002165001	Sulzbach bei Dottingen	3002202001	Klemmbach bei Müllheim
30-04-or1			3004021002	Möhlin westlich des Baggersees BR3
31-01-or2	3101166002	Elz bei Vorderschwangen	3101203002	Wilde Gutach bei Bleibach
31-02-or2	3102167001	Dreisam bei Posthalde	3102204002	Brugga bei Schütterlesmühle
			3102205002	Eschbach oberhalb Ebnet
31-03-or2			3103090002	Alte Dreisam bei Bahlingen
31-04-or2	3104034001	Elz bei Wasser	3104206001	Glottbach bei Denzlingen
			3104206002	Glottbach bei Nimburg
31-05-or2	3105168001	Brettenbach bei hinterer Zeismatte	3105207001	Ettenbach bei Ettenheimmünster
31-06-or2			3106208002	Bleichbach oberhalb Wagenstadt
			3106209001	Ettenbach bei Grafenhausen
32-01-or3			3201210001	Kleine Kinzig zwischen Brestental und Vortal
32-03-or3			3203211001	Erlenbach/Harmersbach bei Unterharmersbach
32-04-or3	3204175001	Schutter bei Schweighausen		
32-05-or3			3205212001	Schutter bei Eckartsweier
33-02-or3	3302022003 3302022004	Rench bei Memprechtshofen Rench bei Helmlingen	3302022005	Rench oberhalb Helmlingen
			3302213001	Durbach bei Windschlag
			3302213003	Rench-Flutkanal bei Maiwald
			3302263001	Mühlbach bei Freistett
33-03-or4	3303177001	Acher bei Furschenbach		
33-05-or4	3305104002	Sandbach bei Müllhofen		
33-06-or4	3306094001	Rheinniederungskanal bei Greffern	3306214001	Acher (Feldbach) bei Lichtenau
			3306214002	Acher (Rheinseitengraben) bei Kriegersee
			3306214003	Acher bei Achern
34-01-or4	3401080002	Murg bei Sportplatz Röt	3401080004	Murg bei Heselbach
			3401215002	Forbach bei Friedrichstal-Hüttenwerk
34-02-or4	3402079002	Murg bei Wolfsheck	3402216001	Oosbach bei Ooswinkel-Siedlung
34-03-or4	3403020002	Murg Ausleitungsstrecke Kuppenheim	3403217001	Oosbach bei Niederbühl
34-06-or5	3406056002 3406056003	Alb bei Salmenwiesen Alb bei Bulacher Loch	3406056004	Alb bei Günther-Klotz-Anlagen Karlsruhe
			3406056005	Alb bei Etlingen
			3406218001	Malscher Landgraben bei Bruchwiesen
35-01-or5	3501105002	Pfinz oberhalb Kleinsteinbach		
35-02-or5			3502219001	Saalbach bei Karlsdorf-Neuthard
			3502219002	Saalbach bei Philippsburg
35-05-or5	3505091001	Kraichbach unterhalb von Münzesheim	3505091004	Kraichbach bei Flehingen
40-04	4004055002	Glatt bei Reinau	4004055004	Glatt bei Neuneck
			4004220002	Heimbach unterhalb Wühlsbachmündung
40-05			4005221001	Starzel zwischen Stetten und Schlatt
			4005221002	Starzel bei Friedrichstraße
40-06	4006031002	Eyach bei Trillfingen	4006222001	Starzel bei Rangendingen
			4006222002	Starzel südlich Bieringen

Anhang 2 – Fortsetzung: Auflistung der im Rahmen der Messnetzanpassung 2013 gestrichenen und neu integrierten Monitoringstellen:

WK	gestrichen		neu integriert	
	MS-Nr.	MS-Name	MS-Nr.	MS-Name
4-02	4151032001	Neckar bei Obernau	4151032003	Neckar bei Nürtingen
			4151032004	Neckar zwischen Bieringen und Obernau
4-03			4251068002	Neckar bei Esslingen/Zell
4-05	4951043002	Neckar Stauraum Heidelberg	4951043004	Neckar bei KKW Obrigheim
41-01	4101136001	Seltenbach unterhalb Ergenzingen		
41-02	4102187001	Bühlertalbach oberhalb Bühl		
41-03	4103137001	Ammer bei dritter Ammermühle		
41-07	4107051001	Aich oberhalb Kläranlage Schönaich	4107223002	Schaich oberhalb Neuenhaus
41-08	4108123001	Lauter oberhalb Lenningen	4108123004	Lauter oberhalb Dettingen u. T.
	4108123002	Lauter bei Ötlingen-Teck	4108224001	Lindach bei Sportplatz Kirchheim u. T.
41-10	4110040002	Fils bei Ebersbach	4110040004	Fils bei Eisligen
42-01	4201122002	Körsch bei Scharnhäusen		
42-02	4202046002	Rems bei Iggingen	4202046004	Rems bei Reichenhof
42-03	4203059001	Rems bei Schorndorf	4203059004	Rems bei Urbach/Wasenmühle
			4203225002	Wieslauf bei Haubersbronn
			4203225003	Wieslauf bei Schlechtbach
42-05	4205131001	Murr bei Steinheim	4205131003	Murr östlich Erdmannhausen
			4205226001	Bottwar bei Großbottwar
			4205227001	Zipfelbach bei Hochdorf
43-01			4301228001	Kleine Enz östlich Bad Wildbad
44-01			4401229001	Waldach bei Iselshausen
44-03	4403060001	Würm bei Ehningen	4403060004	Würm bei Würm
45-01			4501230001	Kreuzbach bei Aurich
			4501231001	Strudelbach bei Riet
45-03			4503232001	Kirbach bei Rechentshofen
46-02			4602087003	Lein bei Schluchtern
47-01	4701069001	Kocher bei Oberkochen		
47-02	4702128001	Lein bei Welzheim	4702128004	Lein bei Heuchlingen
			4702233001	Rot bei Bittelhof
47-03	4703070002	Kocher bei Untergröningen	4703234002	Blinde Rot bei Öl- und Sägmühle
47-05	4705071001	Kocher bei Gaildorf	4705235001	Bibers unterhalb Messersmühle
			4705235002	Bibers bei Kastenhof
47-06	4706008002	Bühler bei Bühlertann		
47-07	4707072002	Kocher bei Geislingen		
47-08	4708006003	Kocher bei Weißbach		
47-09	4709073002	Kocher bei Sindringen	4709236001	Kupfer bei Kupferzell
			4709236002	Kupfer oberhalb Forchtenberg
			4709237001	Sall bei Zweiflingen
47-11	4711074002	Kocher bei Degmarn	4711238002	Brettach bei Bretzfeld
			4711238003	Brettach bei Langenbrettach/Seligenau
48-02			4802239001	Brettach bei Rohrturm
			4802239003	Brettach bei Bügenstegen 2
48-03	4803010002	Jagst bei Jagsthausen	4803010004	Jagst bei Krautheim
			4803240001	Erlenbach bei Oberndorf
			4803240002	Erlenbach bei Ziegelhütte
			4803241001	Kessach bei Ravenstein/Untere Mühle
			4803241002	Kessach oberhalb Widdern
48-04	4804076002	Jagst bei Neudenau	4804242001	Kirnau bei Osterburken
			4804243001	Seckach bei Adelsheim
			4804243002	Seckach bei Roigheim
			4804244001	Schefflenz bei Billigheim
			4804244002	Schefflenz östlich Höchstberg
49-01	4901009002	Elz bei Johannesanstalten		
49-04	4904002001	Elsenz bei Meckesheim	4904246001	Schwarzbach bei Bernau
			4904246002	Schwarzbach bei Eschelbronn
50-01	5001117001	Tauber bei Archshofen	5001117003	Tauber bei Schäftersheim
			5001118002	Vorbach bei Niederstetten
50-02	5002003001	Wachbach bei Wachbach	5002119003	Tauber bei Unterbalbach
	5002003002	Wachbach bei Bad Mergentheim	5002247001	Umpfer bei Sachsenflur
	5002119001	Tauber unterhalb Vorbachmündung		
50-03	5003004002	Tauber bei Tauberbischofsheim	5003248001	Brehmbach bei Königheim
			5003248002	Brehmbach bei Tauberbischofsheim
			5003249001	Wittigbach bei Kläranlage Unterwittighausen
			5003250002	Grünbach beim Heundelstal

WK	gestrichen		neu integriert	
	MS-Nr.	MS-Name	MS-Nr.	MS-Name
50-04	5004086002	Tauber bei Eulschirben	5004267001	Aalbach bei Bettingen
5-01	5101121001 5101121002	Main bei Mondfeld Main bei Fechenbach		
51-02	5102098001	Morre unterhalb Steinbächlemündung	5102251001	Marsbach bei Rippberg/Untermühle
60-01			6001050004	Breg bei Untertal
60-03	6003182001	Aitrach bei Furtwiesen	6003252001 6003253001	Kötach bei Espenhöfe Stille Musel bei Donaueschingen/Ziegelhof
60-04			6004254001	Elta bei Wurmlingen
60-05	6005184002	Bära oberhalb Bärental		
61-02	6102039002 6102039003	Lauchert unterhalb Jungnau Lauchert bei Lauchertal	6102039004 6102039005	Lauchert bei Mariaberg Lauchert bei Hitzkofen
62-02	6202089001 6202089002	Ablach bei Göggingen Ablach bei Ablach	6202088002 6202089003	Andelsbach bei Andelsbach Ablach im Bereich Zielfinger Baggerseen
62-03	6203033001	Ostrach bei Mündung Laubbach	6203255001	Biberbach beim NSG Storchenwiesen
63-02	6302035002	Große Lauter bei Gemsfels	6302035005	Große Lauter bei Lindehof
63-03	6303143001	Stehbach oberhalb Mundeldingen	6303256001 6303257001	Tobelbach zwischen Unter- und Oberwachingen Reutibach bei Grundheim
64-01			6401258001	Umlach bei Fischbach
64-02			6402259001	Dürnach zwischen Baltringen und Sulmingen
64-03	6403015003	Baierzer Rot bei Bußmannshausen	6403015004 6403260001 6403260003	Baierzer Rot bei Stetten Weihung bei Staig Weihung bei Schießanlage Wiblingen
64-05			6405261001	Gießen bei Balzheim
65-01	6501038002	Blau bei Arnegg		
65-03	6503036001	Brenz bei Heidenheim	6503036005	Brenz bei Aufhausen
65-05	6505130001	Egau bei Neresheim	6505130003	Egau oberhalb Sägmühle
65-06	6506129001	Eger bei Flochberg	6506262001 6506268001	Schneidheimer Sechta östlich Edelmühle Rotach westlich Regelsweiler

