

evaRest – Evaluierung von gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen

Anleitung zur Bewertung ausgewählter Indikatorgruppen

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft,
Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Daniela Csar¹, Christian Pichler-Scheder¹, Clemens Gumpinger¹,
Andreas Chovanec², Helmut Kudrnovsky³, Daniel S. Hayes⁴ & Susanne Muhar⁴

Gesamtumsetzung: BML Abteilung I/2 – Nationale und internationale Wasserwirtschaft

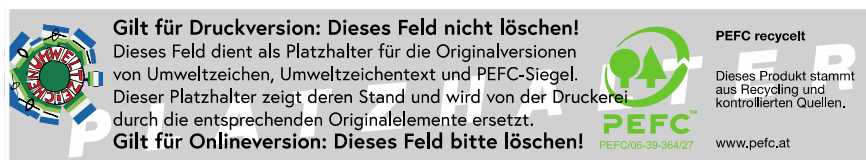
Fotonachweis: Lukas Kirchgäßner¹ / blattfisch e.U. (Titelbild: Drohnenaufnahme eines
renaturierten Gewässerabschnitts im steirischen Ennstal; Abbildung 10 links/rechts)

¹ blattfisch e.U., Technisches Büro für Gewässerökologie, Wels

² Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien

³ Umweltbundesamt GmbH, Wien

⁴ Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Wien



Wien, 2023. Stand: 23. Januar 2024

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft und der Autoren ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autoren dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an csar@blattfisch.at.

Inhalt

1 Einleitung	5
2 Ziel und Anwendungsbereich	8
3 Wann soll ein Monitoring durchgeführt werden?	10
4 Prinzipien zur erfolgreichen Durchführung eines Monitorings	11
4.1 Formulierung von Projektzielen	11
4.2 Fachliche Expertise	12
4.3 Vergleichbare Bedingungen bei den Untersuchungen.....	13
4.4 Gleiche Erfassungs- und Bewertungsmethode.....	13
4.5 Berücksichtigung von lokalen und übergeordneten Einflussfaktoren	13
4.6 Kommunikation und Publikation	14
5 Monitoringkonzept	15
5.1 Festlegen der Vergleichsmethode.....	15
5.1.1 Prä- und Postmonitoring.....	15
5.1.2 Postmonitoring mit beeinträchtigter, nicht sanierter Vergleichsstrecke.....	15
5.1.3 Postmonitoring mit unbeeinträchtigter, typspezifischer Vergleichsstrecke.....	16
5.1.4 BACI-Vergleich: Prä- und Postmonitoring mit Vergleichsstrecke.....	16
5.2 Festlegen des räumlichen Aspektes	18
5.3 Festlegen des zeitlichen Aspektes	18
5.4 Festlegen der Indikatorgruppen	18
6 Dokumentation, Bewertung und Darstellung mit „evaRest“	21
6.1 Struktur des Bewertungssystems	21
6.2 Verwendung von Microsoft Excel zur Dateneingabe, Bewertung und Darstellung.....	22
6.3 Datenblatt	23
6.4 Modul „Einflussfaktoren“	25
6.5 Modul „Indikatorgruppen“	26
6.5.1 Dokumentation der Kenndaten	26
6.5.2 Dateneingabe, Bewertung und Darstellung des Zustands der betrachteten Einzelparameter	27
6.5.3 Bewertung und Darstellung der Veränderung der betrachteten Parameter.....	30
6.6 Zusammenfassende Ergebnisdarstellung.....	32
7 Beschreibung und Bearbeitung der Indikatorgruppen	35
7.1 Hydromorphologie – Gewässerstrukturen	35
7.2 Hydromorphologie – Fischhabitate	39
7.3 Hydromorphologie – Schlüssel- und Mangelhabitate	44

7.4 Fische	47
7.5 Makrozoobenthos.....	55
7.6 Libellen.....	64
7.7 Regulative Ökosystemleistungen.....	69
7.8 Kulturelle Ökosystemleistungen.....	74
7.9 Terrestrische Ökologie.....	80
7.10 Integration weiterer Indikatorgruppen	86
Vorläufiges Resümee	88
Tabellenverzeichnis.....	89
Abbildungsverzeichnis.....	90
Literaturverzeichnis	91

1 Einleitung

Ökologische Aufwertungsmaßnahmen in Fließgewässern haben in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union meist das Ziel, den „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potential“ der Oberflächengewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Europäisches Parlament, 2000) zu erreichen. Die Bewertung dieses sogenannten Zielzustandes erfolgt über die biologischen Qualitätskomponenten, vor allem über die Fischfauna, das Makrozoobenthos und die Makrophyten gemessen.

In der Praxis basieren Erfolgsmonitorings ebenso auf den methodischen Vorgaben für die Umsetzung der WRRL, also auf einem Werkzeug, das für die Zustandsbewertung auf Wasserkörperebene entwickelt wurde. Für eine aussagekräftige Erfolgsdokumentation relevante Aspekte werden dabei aber oft nicht oder nicht ausreichend berücksichtigt. In den meisten Fällen endet ein Projekt mit der Kollaudierung, also mit der amtlichen Abnahme, bei der im Wesentlichen die Einhaltung der Bescheidauflagen überprüft wird. Ob die Maßnahme aber den gewünschten ökologischen Effekt zu erzielen vermag, kann nur dann festgestellt werden, wenn ein entsprechendes Monitoring als Auflage formuliert worden ist.

Für die Erfolgskontrolle von gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen werden häufig Daten herangezogen, die im Zuge des operativen Monitorings nach WRRL erhoben wurden. Allerdings ist es aus mehreren Gründen unwahrscheinlich, dass bei dieser routinemäßigen Überwachung lokale Effekte gewässerökologischer Aufwertungsmaßnahmen tatsächlich sichtbar werden. Zum einen sind solche Maßnahmen meist zu gering dimensioniert, um ein messbares Ergebnis auf der räumlichen Ebene des gesamten Wasserkörpers zu erzielen. Zum anderen befinden sich aufgewertete Abschnitte oft nicht in unmittelbarer Nähe von Messstellen für das operative Monitoring, sodass allfällige positive Ausstrahleffekte wegen der zu großen Distanz nicht erkannt werden können.

Der Versuch, die Erfolgskontrolle von Einzelmaßnahmen im Rahmen des operativen Monitorings auf Ebene der Wasserkörperbewertung mitzuerledigen, kann leicht dazu führen, dass Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässerstruktur, lokal erreichte Belastungsreduktionen oder Verbesserungen von Einzelkomponenten nicht detektiert werden und die Maßnahme dadurch wertlos erscheint (Wermter et al., 2020). Die alleinige Bewertung des ökologischen Zustands des betreffenden Wasserkörpers kann deshalb nicht reichen, um

den Erfolg oder Misserfolg von ökologischen Aufwertungsmaßnahmen verstehen oder gar quantifizieren zu können.

In den letzten Jahrzehnten wurden in Österreich zahlreiche Projekte zur Fließgewässersanierung umgesetzt. In Anbetracht des großen finanziellen Aufwands stellt sich vor allem aus politischer, aber auch aus wissenschaftlicher Sicht die Frage nach dem Erfolg der Projekte. Ob mit einem Eingriff der gewünschte ökologische Effekt erzielt werden konnte, kann nur aus einem räumlich und zeitlich für die Maßnahme spezifisch konzipierten Monitoring abgeleitet werden.

Mangels eines allgemein gültigen Bewertungsstandards kommen bislang, sofern überhaupt entsprechende Erfolgskontrollen durchgeführt werden, unterschiedliche und oft nicht miteinander vergleichbare Bewertungskriterien zur Anwendung. Häufig kommen solche Untersuchungen zu keinem Ergebnis, oder es werden die Ergebnisse nur dargestellt, ohne daraus zu folgern, ob die Maßnahme erfolgreich war.

Im Rahmen der Etablierung der Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepte (GE-RMs) als übergeordnetes Instrument zur konzeptionellen Planung von Maßnahmen wird derzeit an ausgewählten Modellstrecken ein Planungsverfahren entwickelt, das künftig in allen Gewässern methodisch vergleichbar ablaufen soll. Diese verbindliche Grundlage und die Erwartung, dass auf diese Weise zukünftig mehr ökologisch orientierte Wasserbauprojekte umgesetzt werden, waren die Grundsteine für die Entwicklung des hier vorgestellten standardisierten Bewertungsansatzes „evaRest“ zur Erfolgskontrolle strukturverbessernder Maßnahmen.

Mit „evaRest“ (evaluation of Restoration) wird für Österreich erstmals ein Werkzeug für eine einheitliche Vorgehensweise und ein einheitlicher Bewertungsansatz für die Erfolgskontrolle von hydromorphologischen Aufwertungen von Gewässer(strecken) auf Maßnahmenebene vorgelegt. Mit der Berücksichtigung übergeordneter und lokaler Faktoren, die gegebenenfalls einen Einfluss auf die Effekte der Maßnahme haben können, kann mit evaRest eine quantitative Einschätzung über den Erfolg oder Misserfolg gemacht werden. Mit einer umfassenden und transparenten Datendokumentation werden sämtliche relevanten Informationen zur Maßnahme und den Untersuchungen bereitgehalten, was letztlich den Vergleich verschiedenster Projekte auf einer standardisiert erfassten Datenbasis ermöglicht.

Als Datengrundlage für die Erfolgskontrolle mit „evaRest“ dienen für die meisten Indikatorgruppen Daten aus leitfadenskonformen Erhebungen der Qualitätselemente laut WRRL, bedarfsabhängig ergänzbar um verschiedene Kriterien, die eine höhere Auflösung ermöglichen und damit die Ergebnisinterpretation erleichtern. Wesentlicher Vorteil gegenüber der Bewertung des ökologischen Zustands ist die Ermöglichung der Darstellung auch kleinerer Erfolge, die nicht zwingend in einem Klassensprung in der Zustandsbewertung der Wasserkörper resultieren müssen. Die vorliegende Arbeit stellt die Weiterentwicklung des von Csar et al. (2019) konzipierten Rahmenkonzeptes dar.

2 Ziel und Anwendungsbereich

Mit dem Bewertungsinstrument „evaRest“ wird ein Werkzeug zur einheitlichen und nachvollziehbaren Darstellung und Beurteilung von hydromorphologischen Maßnahmen anhand morphologischer und biologischer Indikatorgruppen auf Maßnahmenebene vorgestellt. Es werden zudem ausgewählte Parameter der terrestrischen Ökologie sowie regulative und kulturelle Ökosystemleistungen berücksichtigt.

Mit dem Ziel, ein methodisches Gerüst für ein gewässertypspezifisches und maßnahmenbezogenes Bewertungssystem zur Erfolgskontrolle zu schaffen, wurden folgende Anforderungen verfolgt (Csar et al., 2019):

- Das System soll möglichst einfach anwendbar sein.
- Das System baut nach Möglichkeit auf den etablierten nationalen Bewertungsmethoden und Messgrößen auf.
- Die räumliche Ebene entspricht der Maßnahmenebene.
- Auch kleine Veränderungen werden sichtbar gemacht.
- Die Bewertung der Veränderung erfolgt in einem Klassensystem.
- „evaRest“ ist ein offenes, jederzeit ergänzbares System: Nicht alle Anforderungen und Ziele gewässerökologischer Aufwertungen lassen sich pauschal bewerten, daher können jederzeit spezifische Komponenten ergänzt werden.
- Lokale, regionale und übergeordnete Einflussfaktoren werden dokumentiert und bei der Diskussion der Ergebnisse berücksichtigt.

Der Bewertungsansatz dokumentiert den Zustand vor und nach Maßnahmenumsetzung und stellt die Veränderung durch die Maßnahme dar. Daraus kann abgeleitet werden, inwieweit die zuvor definierten Projektziele erreicht wurden.

Bei der Planung einer Erfolgskontrolle sind vorab geeignete Indikatorgruppen für die Beurteilung auszuwählen. Welche Indikatorgruppe für das Monitoring geeignet ist, richtet sich nach der Maßnahmenart und ihrer Zielsetzung. Eine Hilfestellung dazu wird beispielsweise in Gumpinger et al. (2020) gegeben.

EvaRest soll neben der bloßen Beurteilung der Effekte von Sanierungsmaßnahmen auch dazu dienen, weiteren Handlungsbedarf aufzuzeigen. Weiters soll es als Grundlage zur Kommunikation fungieren, mit dem unterschiedliche Zielgruppen erreicht werden können (Hayes et al, 2023).

Im Rahmen des Projektes IRIS (Integrated River Solutions in Austria, LIFE IP IRIS AUSTRIA; <https://life-iris.at>) wird neben dem Monitoring-Rahmenkonzept von Gumpinger et al. (2020) auch „evaRest“ erstmals angewendet. Die Daten, die im Zuge dieses Großprojekts erhoben werden, dienen nicht nur der Bewertung der umgesetzten Maßnahmen, sondern helfen auch, das Bewertungssystem zu kalibrieren. Für die reguläre österreichweite Anwendung des Systems über das LIFE IP IRIS AUSTRIA hinaus ist eine zentrale Datenverwaltung der Monitoringergebnisse zu empfehlen – nicht zuletzt, um eine einheitliche und umfassende Datenlage mit untereinander vergleichbaren Parametersets zu erhalten.

3 Wann soll ein Monitoring durchgeführt werden?

Für die Durchführung eines Monitorings bei gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen gibt es zum aktuellen Zeitpunkt keine rechtlich verbindlichen Vorgaben. Die Entscheidung, ob ein Monitoring durchgeführt wird oder nicht, wird im Einzelfall von der bewilligenden Behörde getroffen. Aus fachlicher Sicht ist ein maßnahmenbegleitendes Monitoring alleine schon infolge der Individualität der Gewässer, deren Flora und Fauna und auch der Umsetzung und Wirkung jeglicher Maßnahme immer sinnvoll. Von dieser „Maximalforderung“ abweichend gibt es Empfehlungen, wann ein maßnahmenbegleitendes Monitoring jedenfalls durchgeführt werden soll. Die wichtigsten – auch in den meisten internationalen Publikationen wiederkehrenden – Kriterien seien im Folgenden kurz aufgelistet:

- Die Maßnahme hat Pilotcharakter.
- Es handelt sich um eine Maßnahmenkombination, über deren Wirkung bisher keine, oder nur unzureichende Erfahrungen vorliegen.
- Die Maßnahme hat eine Schlüsselfunktion für die Zielsetzung und/oder das Gewässersystem, oder die Maßnahme ist von entscheidender Bedeutung für die Zielerreichung des betroffenen oder angrenzenden Wasserkörpers.
- Die prognostizierte generelle ökologische Wirkung und/oder erwartete Ausstrahleffekte der Maßnahme sind groß.
- Die Kosten der Maßnahme sind sehr hoch.

Auf ein maßnahmenbegleitendes Monitoring sollte demnach nur verzichtet werden, wenn es sich um eine „Standardmaßnahme“ handelt, über deren dauerhafte Wirkung bereits belastbare Ergebnisse aus der Kontrolle vergleichbarer Maßnahmen vorliegen. Da es sich bei der Gewässersanierung selbst noch um eine relativ neue Disziplin handelt, gibt es derartige Standardmaßnahmen derzeit nur in den seltensten Fällen, vor allem auch deshalb, weil Erfolgskontrollen bislang eher die Ausnahme als die Regel waren.

Geist & Pander (2018) grenzen noch weiter ein, dass auf die Evaluierung eines Projektes nur dann verzichtet werden könne, wenn entsprechende Maßnahmen im gleichen Gewässertyp bereits erfolgreich erprobt seien – dies trifft derzeit jedoch nur auf sehr wenige Maßnahmen zu.

4 Prinzipien zur erfolgreichen Durchführung eines Monitorings

4.1 Formulierung von Projektzielen

Der Erfolg wird bei Maßnahmen auf lokaler Ebene nicht pauschal an der Erreichung des guten Zustandes bzw. des guten Potentials gemessen, sondern vielmehr an den im Rahmen der Planung definierten Maßnahmenzielen. Diese stellen meist nur einen Schritt auf dem Weg zum übergeordneten Ziel gemäß WRRL dar.

Eine wichtige Voraussetzung für die Erfolgskontrolle ist deshalb eine **genaue Zielformulierung**. Nur sie bietet die Möglichkeit, den gewünschten oder erhofften Effekt einer Maßnahme zu evaluieren (Geist & Hawkins, 2016). Wenn kein klares Ziel definiert wurde, ist es unmöglich, im Monitoring Erfolge abzulesen, die über die allgemeine Betrachtung der gewässerökologischen Situation hinausgehen. Schon im Planungsprozess ist daher eine intensive Auseinandersetzung mit dem gewässertyp-spezifischen Leitbild bzw. der Referenzsituation erforderlich. Ohne Berücksichtigung der naturräumlichen Gegebenheiten entstehen im schlechtesten Fall „Hybridgewässer“, die unter Umständen nur einigen wenigen anspruchslosen „Allerweltsarten“ einen adäquaten Lebensraum bieten (Gumpinger & Höfler 2018).

In der Ökologie beschreibt das **Leitbild** den ursprünglichen Zustand eines Systems, im Idealfall sogar seinen Naturzustand ohne Einfluss des Menschen. Da der Begriff „Leitbild“ mit teils deutlich abweichender Bedeutung auch in anderen Disziplinen verwendet wird, wird hier explizit darauf hingewiesen, dass in diesem Bericht stets das Leitbild im Sinne der ökologischen Definition gemeint ist.

Zur Festlegung von Maßnahmenzielen sind zahlreiche unterschiedliche Herangehensweisen möglich. Um ein möglichst einheitliches Procedere zu gewährleisten, wird vorgeschlagen, sich grob an den in Tabelle 1 dargestellten Maßnahmenziel(gruppen) zu orientieren. Diese wurden aus den in Gumpinger et al. (2020) beschriebenen Maßnahmengruppen abgeleitet. Eine umfassende und detaillierte Beschreibung der Ziele für jedes einzelne Projekt ist jedoch unerlässlich und sollte unbedingt durchgeführt werden.

Tabelle 1 Überblick über mögliche Maßnahmenziele

Maßnahmenziel	Maßnahmengruppe
Verbesserung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Entfernen von Kontinuumsunterbrechungen
	Umsetzung unterschiedlicher baulicher Maßnahmen (Fischaufstiegsanlage, aufgelöste Rampe, etc.)
	Durchführung hydrologischer / hydromorphologischer Veränderungen
Verbesserung bzw. Wiederherstellung natürlicher Abflussverhältnisse	Verbesserung der Abflusssituation (z. B. Restwasserdotation)
	Reduktion oder ökologische Aufwertung von Stauräumen
	Wiederherstellung bzw. Annäherung an das gewässertypische Abflussverhalten
Verbesserung bzw. Wiederherstellung natürlicher Habitate	Habitatverbesserungen im vorhandenen Profil
	Habitatverbesserungen über das Gewässerprofil hinaus (z. B. Laufveränderung, Quervernetzung, Entwicklung einer Au)
Verbesserung bzw. Wiederherstellung eines natürlichen Feststoff- und Geschiebehaushalts	Verbesserung des Feststoff- und Geschiebehaushalts im Gewässer
	Verbesserung des Feststoff- und Geschiebehaushalts außerhalb des Gewässers (z. B. Reduktion von Feinsedimenteintrag aus dem Gewässerumland)
sonstige Maßnahmen	z. B. Verbesserung einer ökologisch positiven Gewässerinstandhaltung und -pflege

abgeleitet aus Gumpinger et al., 2020

4.2 Fachliche Expertise

Eine weitere wichtige Voraussetzung für das Monitoring ist die fachliche Expertise der damit befassten Personen. Gewässerökologische Bewertungen können nur auf Basis von Untersuchungen erfolgen, die von erfahrenen Fachkräften durchgeführt werden. Je nach Fragestellung kann es auch notwendig sein, das Team um Spezialistinnen und Spezialisten für bestimmte Pflanzen- und Tiergruppen oder Lebensräume zu erweitern. Die einzelnen Fachinterpretationen und auch deren vernetzende Analyse, wie sie mit evaRest durchgeführt werden soll, lässt Stärken und Schwächen der Maßnahme sowie eventuellen Nachbesserungsbedarf erkennen (Gumpinger et al., 2020).

4.3 Vergleichbare Bedingungen bei den Untersuchungen

Die Vergleichsuntersuchungen sind soweit irgend möglich, bei vergleichbaren klimatischen und hydrologischen Bedingungen durchzuführen. Dabei ist immer auch ein ausreichend großer zeitlicher Abstand zum letzten maßgeblichen Hochwasserereignis zu berücksichtigen. Weiters ist die Vergleichbarkeit des saisonalen Aspekts zu gewährleisten, um eine falsche Interpretation jahreszeitlich bedingter Unterschiede innerhalb der Lebensgemeinschaften zu vermeiden. Wurde eine Fischbestandserhebung beim Prämonitoring beispielsweise im Herbst durchgeführt, dann sind das Postmonitoring und allfällige weitere Nachuntersuchungen ebenfalls zu dieser Jahreszeit durchzuführen.

4.4 Gleiche Erfassungs- und Bewertungsmethode

Um eine möglichst große Aussagekraft bei vergleichenden Untersuchungen zu erhalten, ist die Anwendung der gleichen Erfassungsmethode(n) eine Grundvoraussetzung. Sollte es in der Zeit zwischen den Untersuchungen zu Änderungen in den Vorgaben der entsprechenden Leitfäden gekommen sein, so sind, wenn möglich, die alten Daten in die neuen Vorgaben zu überzuführen. Ist dies nicht möglich, ist nach den gleichen Vorgaben wie beim Prämonitoring zu untersuchen. Dies gilt ebenso für die Auswertung der Daten – diese muss für alle Daten mit derselben, vorzugsweise mit der jeweils aktuellsten Version der entsprechenden Auswertungssoftware erfolgen. Veränderungen, etwa der Probestreckenlänge oder -fläche sollten tunlichst vermieden werden. Um die Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten ist die Art der Erfassung und Bewertung daher jedenfalls zu dokumentieren.

4.5 Berücksichtigung von lokalen und übergeordneten Einflussfaktoren

Die Ursachen dafür, dass in sanierten Gewässerabschnitten oft keine deutlichen Verbesserungen im Sinne der WRRL erzielt werden, können vielfältig sein und müssen fallbezogen betrachtet werden. Ein wesentlicher Faktor ist die Tatsache, dass Lebewesen nicht nur auf lokale Faktoren reagieren, sondern Umweltbedingungen im größeren Maßstab integrieren. Eine schwache Reaktion der aquatischen Qualitätskomponenten auf eine Maßnahme kann etwa darauf hindeuten, dass die Regeneration des Systems durch den Fortbestand maßgeblicher überregionaler Stressoren behindert wird. Wenn etwa eine potentielle Wiederbe-

siedlungsquelle durch ein unpassierbares Querbauwerk vom Maßnahmenabschnitt getrennt ist, kann die Maßnahme ihre Wirkung nicht entfalten. Außerdem können abiotische Gegebenheiten (Abflussgeschehen, Defizite im Sedimenthaushalt, Schad- oder Nährstoffbelastung, Konkurrenz- oder Räuber-Beute-Phänomene, etc.) die positiven Effekte einer Maßnahme so stark überlagern, dass diese nicht mehr messbar sind. Aus diesem Grund ist neben dem Vergleich der erhobenen Daten auch die **Analyse der Umwelt- und Rahmenbedingungen im System** von großer Bedeutung. Eine vollständige Auflistung möglicher zielvermindernder oder gar zielverhindernder Faktoren würde den Rahmen sprengen, maßgebliche lokale und übergeordnete Einflussfaktoren müssen für jeden Standort eigens identifiziert werden. In dem, diesen Bericht begleitenden Excel-File sind als Hilfestellung zahlreiche mögliche Stressoren in Form einer Checkliste angeführt die bei Bedarf ergänzt werden kann bzw. soll.

4.6 Kommunikation und Publikation

Neben der bloßen Erfolgsüberprüfung sind die Kommunikation, der fachliche Austausch und die Publikation der Ergebnisse von enormer Bedeutung. Dabei ist die Veröffentlichung von **Erfolgen und Misserfolgen** gleichermaßen wichtig. Auch wenn eine gewisse Tendenz vorherrscht, Erfolge höher zu werten und zu kommunizieren als Misserfolge, sind negative Erfahrungen mindestens ebenso wichtig, um Gewässersanierungen in Zukunft realistischer bewerten und effektiver gestalten zu können (Geist, 2015). Lernerfolg und Nutzen für andere Projekte entstehen nur, wenn Misserfolge eingestanden und auch negative Ergebnisse kommuniziert werden (Woolsey et al., 2007). Die Möglichkeit, Fehler zu vermeiden, mit denen andere Arbeitsgruppen schon leidvolle Erfahrung machen mussten, schlägt letztlich auch kostenmäßig enorm zu Buche und hilft die finanziellen Mittel tatsächlich effizient für die Maßnahmenumsetzung einzusetzen.

Neben diesen Aspekten der fachlichen Verständigung untereinander ist die frühe, umsetzungsbegleitende Kommunikation eines gewässerökologischen Sanierungsprojektes an die Bevölkerung äußerst wichtig und nicht zuletzt von entscheidender Bedeutung für die **Akzeptanz in der Bevölkerung**. Dabei muss unbedingt beachtet werden, dass die Begründung für die Maßnahmensetzung, die Notwendigkeit eines Eingriffes in ein - möglicherweise schon sehr lange bestehendes System – und die Ergebnisse in einer allgemein verständlichen Form dargestellt werden. Erfahrungsgemäß sind Modelle oder grafische Darstellungen sowohl bei der Erklärung ökologischer Zusammenhänge, als auch zur Illustration der Maßnahmennotwendigkeit hilfreich.

5 Monitoringkonzept

Im Idealfall sollte bereits während des Planungsprozesses, spätestens aber vor Umsetzung der Maßnahme ein Monitoringkonzept erstellt werden, das die methodischen Rahmenbedingungen zur Evaluierung festlegt. Dabei sollten das Untersuchungsdesign, die Vergleichsmethode, der zeitliche Rahmen und die Lage der Messstellen ebenso festgelegt werden, wie die zu untersuchenden Indikatorgruppen.

5.1 Festlegen der Vergleichsmethode

Für die Erfolgskontrolle können verschiedene Vergleichsmethoden herangezogen werden, die im Folgenden kurz vorgestellt werden. Die gängigsten Vergleichsarten sind in Tabelle 2 zusammenfassend dargestellt. Welche Vergleichsart sich für welche Indikatorgruppe am besten eignet, wird in den Beschreibungen der Indikatorgruppen erörtert (siehe Kapitel 7).

5.1.1 Prä- und Postmonitoring

Beim Prä- und Postmonitoring wird die Maßnahmenstrecke vor und nach Maßnahmensetzung untersucht. Durch den **Zeitvergleich** (Vorher-Nachher Vergleich) können Veränderungen im direkt betroffenen Gewässerabschnitt dokumentiert werden.

5.1.2 Postmonitoring mit beeinträchtigter, nicht sanierter Vergleichsstrecke

Die Maßnahmenstrecke wird erst nach der Maßnahmensetzung untersucht. Als Vergleichsstrecke fungiert ein nahegelegener Abschnitt, in dem keine Maßnahmen durchgeführt wurden und der dem Zustand der Maßnahmenstrecke vor der Maßnahmensetzung entspricht (**Ortsvergleich**, Control – Impact Vergleich).

Als nicht umgestaltete Vergleichsstrecke wird vorzugsweise eine Gewässerstrecke flussauf des Maßnahmenbereichs ausgewählt. Zwischen den beiden Untersuchungsstrecken dürfen

keine Zuflüsse, größere Einleitungen oder sonstige Einflussfaktoren liegen, die zu einer Veränderung der Biologie oder der Morphologie führen würden. Es ist sicherzustellen, dass die nicht umgestaltete Vergleichsstrecke nicht durch von der Maßnahme ausgehende oder ausstrahlende Effekte beeinflusst wird.

5.1.3 Postmonitoring mit unbeeinträchtigter, typspezifischer Vergleichsstrecke

Bei dieser Variante wird die Maßnahmenstrecke nach Maßnahmensetzung untersucht und einer Vergleichsstrecke gegenübergestellt, die der typspezifischen Ausprägung des Gewässers entspricht und in der keine Eingriffe erfolgt sind. Bei ausreichend natürlichen Bedingungen in der Referenzstrecke entspricht dies weitestgehend einem Vergleich mit der Leitbildsituation (**Sollvergleich**). Da nur mehr selten derartige unbeeinträchtigte, typspezifische Gewässerstrecken anzutreffen sind, tritt diese Variante gegenüber den anderen Varianten in den Hintergrund.

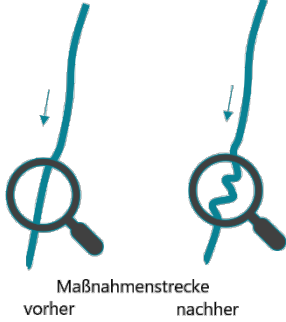
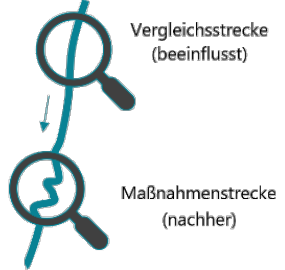
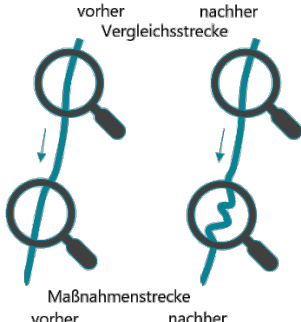
5.1.4 BACI-Vergleich: Prä- und Postmonitoring mit Vergleichsstrecke

Der sogenannte BACI-Vergleich (Before-After-Control-Impact) vereint die Vorteile des zeitlichen und örtlichen Vergleichs (**Kombinationsvergleich**). Dabei wird sowohl die Maßnahmenstrecke als auch eine nicht umgestaltete, beeinflusste Vergleichsstrecke vor und nach der Maßnahmensetzung untersucht. Für die nicht umgestaltete Vergleichsstrecke gelten die in Kapitel 5.1.2 angeführten Voraussetzungen.

Bei der Auswahl der Vergleichsmethode ist dem BACI-Vergleich bei den meisten Indikatorgruppen der Vorzug zu geben. Nur der räumliche und zeitliche Vergleich von Probestrecken inner- und außerhalb des Maßnahmenbereichs garantiert eine seriöse Gegenüberstellung der Ergebnisse ohne die Gefahr, nicht-maßnahmeninduzierte Effekte falsch zu beurteilen.

So können etwa großskaliger wirksame Störeffekte wie der Eintrag von Schadstoffen oder Auswirkungen von Hochwasser- bzw. Niedrigwasserereignissen detektiert werden und als spezifische Wirkung der Maßnahme ausgeschlossen werden.

Tabelle 2 Varianten der gängigsten Vergleichsarten von Monitorings und ihre Vor- und Nachteile

	Prä- und Postmonitoring	Postmonitoring mit nicht sanierter, beeinträchtigter Vergleichsstrecke	BACI-Vergleich
Synonyme	Zeitvergleich, Vorher – Nachher Vergleich	Ortsvergleich, Control – Impact Vergleich	Kombinationsvergleich, Before-After-Control-Impact Vergleich
Räumliche Anordnung			
Beschreibung	Vergleich vor und nach Durchführung einer Maßnahme. Der optimale Zeitpunkt des Postmonitorings ist vom jeweiligen Aspekt abhängig, der erhoben wird.	Vergleich von sanierter Maßnahmenstrecke und nicht sanierter, beeinflusster Vergleichsstrecke.	Vergleich von Maßnahmenstrecke und beeinflusster Vergleichsstrecke (ohne Maßnahme) vor und nach Durchführung der Maßnahme.
Vorteile	Die Maßnahmenwirkungen lassen sich direkt an den eintretenden Veränderungen messen (und bei mehreren Postmonitorings verfolgen).	Untersuchungen können zugleich durchgeführt werden, dadurch können saisonale Einflüsse ausgeschlossen werden.	Vereint Vorteile des Orts- und Zeitvergleichs. Die Vergleichssituation ermöglicht es, von der Maßnahmenumsetzung unabhängige Veränderungen bzw. Störungen zu erkennen und Fehlschlüsse zu vermeiden.
Nachteile	Prämonitoring muss vorhanden sein. Die methodische Vorgehensweise muss gleich sein (nach Möglichkeit sogar gleiche Bearbeitende). Nicht alle Veränderungen müssen maßnahmenbedingt sein.	Es herrschen selten gleiche ökologische Rahmenbedingungen in Maßnahmen- und Vergleichsstrecke vor. Eine gegenseitige Beeinflussung der Strecken durch ausstrahlende Effekte ist unter Umständen nicht erkennbar.	Höherer Kosten- und Zeitaufwand, da bei jedem Termin jeweils eine zusätzliche Strecke untersucht werden muss.

nach Csar et al., 2019 und Pottgiesser et al., 2020, verändert und ergänzt

5.2 Festlegen des räumlichen Aspektes

Als Maßnahmenstrecke wird jene Gewässerstrecke bezeichnet, in der Maßnahmen zur Veränderung der hydromorphologischen Eigenschaften gesetzt werden – dazu zählt auch das Wiederermöglichen von Eigendynamik.

- Werden auf einer längeren Gewässerstrecke in mehreren kurzen, voneinander isolierten Teilstrecken Maßnahmen gesetzt, sollte jede dieser Teilstrecken als einzelne Maßnahme betrachtet und untersucht werden.
- Einzelmaßnahmen, die Teil einer zusammenhängenden, umfangreichen Maßnahme sind, werden hingegen mit den anderen Teilmaßnahmen als eine einheitliche Maßnahmenstrecke betrachtet (Pottgiesser et al., 2020).

Je nach Indikatorgruppe gelten unterschiedliche Vorgaben für die Auswahl der Lage der Untersuchungsstrecken. Die Empfehlungen dazu sind bei den Beschreibungen der einzelnen Indikatorgruppen nachzulesen (siehe Kapitel 7).

5.3 Festlegen des zeitlichen Aspektes

Das Prämonitoring sollte in der Regel nicht zu lange vor der Maßnahmensetzung durchgeführt werden.

Beim Postmonitoring ist zu beachten, dass die verschiedenen Indikatorgruppen mit unterschiedlicher zeitlicher Verzögerung auf die Maßnahme reagieren können. Empfehlungen zum zeitlichen Aspekt der Untersuchungen sind in den Kapiteln der einzelnen Indikatorgruppen nachzulesen (siehe Kapitel 7).

5.4 Festlegen der Indikatorgruppen

Aufgrund der etablierten und flächendeckend angewandten Vorgehensweise bei der Zustandsbewertung von Wasserkörpern im Sinne der WRRL wird auch bei der Beurteilung des Erfolgs von Renaturierungsmaßnahmen derzeit das Augenmerk überwiegend auf die aquatischen Qualitätselemente gelegt. Studien zeigen jedoch, dass nicht alle Organismengruppen in gleichem Maße von Renaturierungen profitieren (z. B. Hoffmann, 2015; Jähnig et al., 2011; Januschke, 2014; Muhar et al., 2016).

Je nach Maßnahme und Maßnahmenziel können positive Effekte hinsichtlich Artenreichtum und Diversität bei terrestrischen und semi-aquatischen Tiergruppen mitunter größer sein und sich rascher einstellen als bei aquatischen Organismengruppen.

In der Auswahl der Indikatorgruppen für „evaRest“ wurde dieser Tatsache mit der Integration der Indikatorgruppen „Libellen“ und „Terrestrische Ökologie“ Rechnung getragen. Um die öffentliche Akzeptanz für Renaturierungsprojekte zu steigern, indem Leistungen der Natur, die dem Menschen direkt zugutekommen, sichtbar gemacht werden, wurden auch regulative und kulturelle Ökosystemleistungen als Indikatorgruppen aufgenommen. Im Rahmen des Projektes „ResCulES“ wurde für die Gruppe der kulturellen Ökosystemleistungen eine Methode zur Erhebung und Bewertung in revitalisierten Fließgewässerabschnitten entwickelt (Scheikl et al., 2021, Hayes et al., 2023). Die Ergebnisse können mit „evaRest“ dokumentiert und hinsichtlich ihrer Veränderung dargestellt werden (siehe auch Kapitel 7.8).

Bei der Festlegung der aussagekräftigsten Indikatorgruppen für einen bestimmten Maßnahmentyp kann zwischen Indikatorgruppen mit hohem, weniger starkem und keinem oder sehr geringem Wirkungsbezug unterschieden werden. Eine grobe Zuordnung dazu ist in Tabelle 3 dargestellt (siehe dazu auch Gumpinger et al., 2020). Welche Qualitätselemente für die Erfolgskontrolle herangezogen werden, richtet sich nach der **Zielsetzung der Maßnahme**. Das gilt auch für die nicht in der Tabelle angeführten Indikatorgruppen „regulative und kulturelle Ökosystemleistungen“, die bei entsprechender Zielsetzung der Maßnahme zu berücksichtigen sind.

Spezielle Maßnahmentypen und Zielsetzungen können die Berücksichtigung weiterer Indikatorgruppen, z. B. von Laufkäfern, Kiesbankbrütern, Phytobenthos oder Makrophyten erforderlich machen. Dies gilt natürlich besonders, wenn die Maßnahme für spezielle Zielorganismen konzipiert wurde. Je nach Fragestellung können auch abiotische Faktoren in die Bewertung einfließen, etwa in Form eines chemischen- oder eines Temperaturmonitorings.

Für solche und andere Ergänzungen stellt das Bewertungsinstrument „evaRest“ ein individuelles Modul zur Verfügung.

Tabelle 3 Wirkungsbezug der Indikatorgruppen hinsichtlich Maßnahmengruppe

Maßnahmenziel	Maßnahmengruppe	Indikatorgruppe				
		Hymo	Fische	MZB	Libellen	Terr. Öko.
Verbesserung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Entfernen von Kontinuumsunterbrechungen	x	x	(x)	o	o
	Umsetzung unterschiedlicher baulicher Maßnahmen (Fischaufstiegsanlage, aufgelöste Rampe, etc.)	x	x	(x)	o	(x)
	Durchführung hydrologischer / hydromorphologischer Veränderungen	x	x	(x)	o	o
Verbesserung bzw. Wiederherstellung natürlicher Abflussverhältnisse	Verbesserung der Abflusssituation (z. B. Restwasserdotation)	x	x	x	x	(x)
	Reduktion oder ökologische Aufwertung von Stauräumen	x	x	x	x	(x)
	Wiederherstellung bzw. Annäherung an das gewässertypische Abflussverhalten *	x	x	x	(x)	x
Verbesserung bzw. Wiederherstellung natürlicher Habitate	Habitatverbesserungen im vorhandenen Profil	x	x	x	x*	o
	Habitatverbesserungen über das Gewässerprofil hinaus (z. B. Laufveränderung, Quervernetzung, Entwicklung einer Au)	x	x	x	x	x
Verbesserung bzw. Wiederherstellung eines natürlichen Feststoff- und Geschiebehauhalts	Verbesserung des Feststoff- und Geschiebehauhalts im Gewässer	x	(x)	(x)	o	o
	Verbesserung des Feststoff- und Geschiebehauhalts außerhalb des Gewässers (z. B. Reduktion von Feinsedimenteintrag aus dem Gewässerumland) **	x	(x)	(x)	o	o
sonstige Maßnahmen	Verbesserung einer ökologisch positiven Gewässerinstandhaltung und -pflege ***	x	(x)	(x)	(x)	o

* Libellen sind dann zu untersuchen, wenn aufgrund des Zeitplanes beim Makrozoobenthos noch keine Auswirkungen zu erwarten sind

** Biologische Indikatorgruppen im Gewässer werden nur untersucht, wenn die Maßnahme unmittelbare Auswirkungen im Gewässer erwarten lässt.

*** Je nach Zielsetzung und prognostizierter Wirkung ist zu entscheiden, welche biologische Indikatorgruppe untersucht wird.

x = hoher Wirkungsbezug, (x) = weniger starker Wirkungsbezug, o = kein oder sehr geringer Wirkungsbezug nach Gumpinger et al. (2020)

6 Dokumentation, Bewertung und Darstellung mit „evaRest“

6.1 Struktur des Bewertungssystems

„evaRest“ ist modular aufgebaut, wobei projektspezifisch einzelne Indikatorgruppen sowohl ergänzt als auch weggelassen werden können (Abbildung 1). Dazu wurden strukturelle Anleihen aus erfolgreichen internationalen Projekten und Systemen übernommen (z. B. Dahm et al., 2014; Hoffmann, 2015; Pottgiesser et al., 2020; Woolsey et al., 2007).

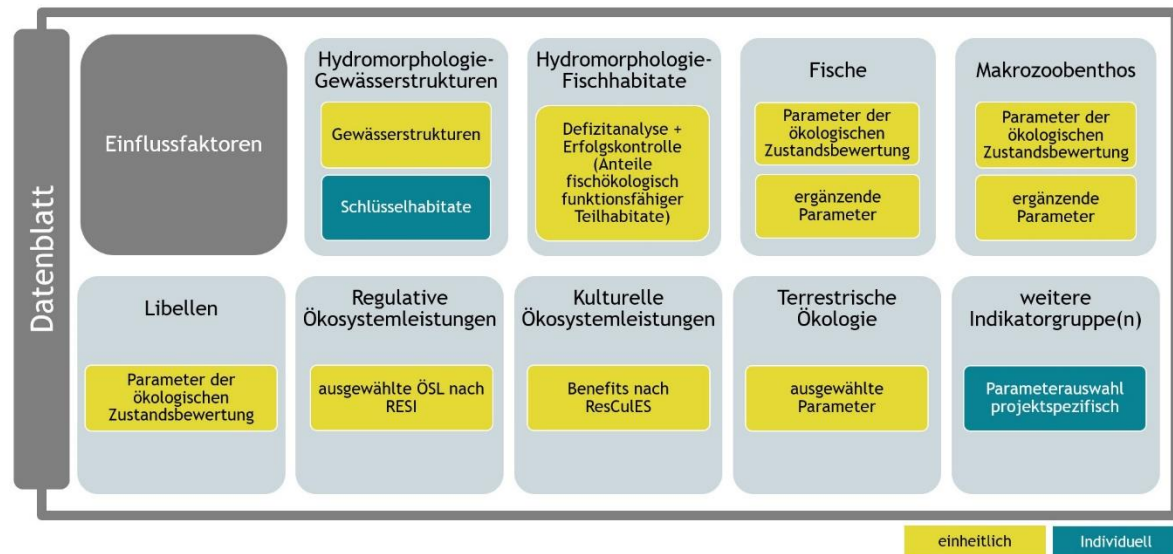
Im **Datenblatt** werden alle relevanten Informationen zusammengeführt. Hier werden sämtliche Ergebnisse, die Erfolgsbilanz sowie gegebenenfalls weitere Handlungsempfehlungen dargestellt.

Das der eigentlichen Bewertung vorgeschaltete **Modul Einflussfaktoren** dient der Darstellung von Faktoren, die sich auf die Maßnahnumsetzung auswirken können und die in der abschließenden Analyse der Bewertungsergebnisse verbal zu berücksichtigen sind.

Bei den standardmäßig zu bearbeitenden Indikatorgruppen handelt es sich um die etablierten biologischen Qualitätselemente **Fische** und **Makrozoobenthos**, die auch in der Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL Anwendung finden. Ergänzend dazu wurden **Libellen**, ausgewählte **Regulative Ökosystemleistungen** (nach Podschun et al., 2018) und **Kulturelle Ökosystemleistungen** (gemäß Scheikl et al., 2021a), sowie Komponenten der **Terrestrischen Ökologie** integriert.

Da das Konzept auf die Wirkung morphologischer Maßnahmen in Fließgewässern fokussiert, kommt der Betrachtung der **hydromorphologischen Komponente** eine besondere Bedeutung zu. Für eine vertiefende Betrachtung werden **Gewässerstrukturen** gewässertypspezifisch erhoben und bewertet (Csar et al, 2023). Ein weiterer neuer methodischer Ansatz findet mit der Betrachtung von **Fischhabitaten** erstmals Anwendung. Die Implementierung weiterer Indikatorgruppen in das offene System ist wünschenswert und jederzeit möglich.

Abbildung 1 Modulare Struktur des Bewertungssystems evaRest



gelb hinterlegte Felder: Parameter sind vorgegeben,
türkis hinterlegte Felder: Parameter können projektspezifisch, individuell formuliert werden

6.2 Verwendung von Microsoft Excel zur Dateneingabe, Bewertung und Darstellung

Die Dateneingabe und Bewertung werden im Programm Excel durchgeführt. Die beiden folgenden Files werden dafür verwendet:

- „evaRest_Vorlage-Allgemein“:
Die allgemeine Vorlage beinhaltet den Tabellenreiter „Datenblatt“, den Tabellenreiter „Einflussfaktoren“, Tabellenreiter für die bearbeiteten Indikatorgruppen, sowie einen Tabellenreiter für die zusammenfassende Darstellung der Monitoringergebnisse in Tabellenform.
- „evaRest_Vorlage-Individuell“:
Die individuelle Vorlage bietet Tabellenreiter für optionale weitere Indikatorgruppen und für die individuelle Betrachtung und Bewertung von Schlüsselhabitats.

Ergänzend dazu werden folgende Excel-Files zur Datendokumentation sowie zur Berechnung von Eingangsdaten zur Verfügung gestellt:

- „evaRest_Vorlage-Hymo_DokuAbschnitte“
- „evaRest_Vorlage-Fischhabitats_DokuAbschnitte“
- „evaRest_Vorlage-Fische_Gildenverteilung-Naturschutz“

Jene Zellen der Excel-Vorlagen, die von den Bearbeiterinnen und Bearbeitern zu befüllen sind, sind zur Orientierung gelb hinterlegt. Dabei wird unterschieden zwischen

- **Zellen, in denen Daten direkt eingegeben werden**
(„ausfüllen“; hellgelber Hintergrund), und
- **Zellen, in denen eine Auswahl aus einer Drop-Down-Liste durchzuführen ist**
(„auswählen“, dunkelgelber Hintergrund).

Manche Zellen sind zur Erklärung der Vorgehensweise mit Eingabemeldungen versehen. Beim Klick auf die Zelle erscheint die entsprechende Eingabemeldung (Abbildung 2).

6.3 Datenblatt

Im Datenblatt (zu finden als erster Tabellenreiter im Excel-File „evaRest_Vorlage-Allgemein“) werden alle relevanten Informationen zusammengeführt. Das File beinhaltet Kenndaten zum Gewässer sowie Details zur Maßnahme. Nach durchgeführter Erfolgskontrolle werden hier die Ergebnisse der Monitorings der einzelnen Indikatorgruppen eingefügt und diskutiert (Abbildung 2).

Ein „Resümee und Empfehlungen als Experteneinschätzung zur Wirksamkeit der Maßnahme aus Sicht der Gewässerökologie“ bilden den Abschluss des Datenblatts. In Form einer gutachterlichen Einschätzung wird hier die Zielerreichung diskutiert, Stärken und Vorteile sowie Schwächen und Defizite der Maßnahme sowie mögliche Problembereiche aufgezeigt und gegebenenfalls Empfehlungen für Nachbesserungen bzw. künftiger Handlungsbedarf formuliert. Als Anhang des Datenblatts kann weiters die „Zusammenfassende Ergebnisdarstellung“ als Tabelle ergänzt werden. Dadurch entsteht nicht nur ein umfassender Überblick über die Maßnahme, sondern trägt auch dazu bei, die Auswirkungen verschiede-

ner Maßnahmen an verschiedenen Standorten besser vergleichbar zu machen. Das Datenblatt wird somit zu einer wertvollen Informationsquelle für Entscheidungsträger, die einen Überblick über die Auswirkungen der Maßnahmen erhalten möchten.

Das Datenblatt kann bereits vor Beginn des Monitorings teilweise ausgefüllt werden, indem vorhandene Informationen wie allgemeine Angaben zum Projekt, zur Maßnahme und Details zum Untersuchungsstandort vorab eingetragen werden. Dadurch steht es den bearbeitenden Personen der einzelnen Indikatorgruppen als Informationsquelle zur Verfügung, um sich mit dem Vorhaben vertraut zu machen und das Monitoring vorzubereiten.

Abbildung 2 Auszug aus dem zusammenfassenden evaRest-Datenblatt

"evaRest" - Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Gewässern			
Datenblatt			
Allgemeine Beschreibung			
Projektbezeichnung			
Teilprojekt / Maßnahme			
Gewässername			
Gewässer-ID			
Landmarke			
Bundesland			
Gemeinde(n)			
Lage und Ausdehnung der Maßnahme	Koordinatensystem		
	Koordinaten Obergrenze		
	Koordinaten Untergrenze		
	Flusskilometer		
	Maßnahmenlänge [m]		
	Maßnahmenfläche [ha] (falls relevant)		
Kennwerte Wasserkörper	Wasserkörpernummer		
	Wasserkörpertyp		
Kennwerte Hydrologie	Pegelstelle [Name + Nummer; Zeitreihe]		
	Einzugsgebietsfläche [km ²]		
	NQ [m ³ /s]		
	MJNQ _T [m ³ /s]		
	MQ [m ³ /s]		
	MJHQ [m ³ /s]		
	Regimetyp		
Kennwerte A	Kennwerte Datengrundlagen z.B. aus dem Hydrographischem Jahrbuch (online unter: https://wasser.umweltbundesamt.at/hydjb/index.xhtml) oder https://ehyd.gv.at/) oder direkt über den Hydrographischen Dienst der Bundesländer		
Schutzgebiet			
Kurzbeschreibung Projektgebiet			

Ausfüllen
Auswählen

leere Vorlage, mit beispielhafter Eingabemeldung

6.4 Modul „Einflussfaktoren“

Die hydromorphologischen Bedingungen und der Zustand der Lebewesen in einem Gewässerabschnitt werden von Umweltbedingungen auf einer größeren Skala beeinflusst, was Auswirkungen auf die Maßnahmenstrecke hat. Das Modul Einflussfaktoren, das für jede Indikatorgruppe relevant ist, dient der Dokumentation dieser überregionalen Faktoren. Diese sind im entsprechenden File einzutragen. Da die Einschätzung der Intensität externer Einflüsse je nach Bearbeiterin und Bearbeiter individuell sehr verschieden sein kann, wird sie grob mit den Klassen „gering“, „mittel“ und „hoch“ beschrieben. Optional kann eine verbale Beschreibung des jeweiligen Faktors ergänzt werden (Abbildung 3). Liegen keine offensichtlichen Auswirkungen des vorgegebenen Faktors vor oder ist dies nicht bekannt, kann die Kategorie „kein bzw. nicht bekannt“ angekreuzt werden.

Abbildung 3 Vorlage des Tabellenreiters „Einflussfaktoren“ zur Dokumentation von übergeordneten oder lokalen Einflussfaktoren in Form einer (offenen) Checkliste

"evaRest" - Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Gewässern					
Modul: Einflussfaktoren	Abschätzung des Einflusses				verbale Beschreibung (optional)
	hoch	mittel	gering	kein bzw. nicht bekannt	
Hydrologische Faktoren					
Restwassersituation					
Stau					
Schwallbeeinflussung					
fehlende Abflussdynamik					
Extremereignisse (Hochwasser, Niedrigwassersituation etc.)					
Morphologische Faktoren					
fehlender Totholznachschub					
fehlendes Gefälle (z.B. durch Zwangspunkte)					
Restriktion durch hochrangige Infrastruktur					
Feststoffhaushalt					
Feinsedimentbelastung					
mobile Sohlformen (z.B. Versandung)					
mangelnder Geschiebenachschub					
Stoffliche Faktoren					
chemische Belastung					
Eutrophierung					
Thermische Faktoren					
thermische Belastung (z.B. Einleitungen)					
thermische Veränderungen (z.B. fehlendes Ufergehölz im Oberlauf, Klimawandel)					
Biologische Faktoren					
eingeschränkte oder fehlende Wiederbesiedlungsquellen (v.a. Fischfauna)					
Prädatoren					
Krankheiten und/oder Parasiten					
Neozoa					
Neophyten					
Weitere Einflussfaktoren					
fehlende Flächenverfügbarkeit					
Fischbesatz und Ausfang					
Unfälle (bitte erläutern)					

Die Einflussfaktoren fließen nicht direkt in die Bewertung ein, sondern sollen bei der Interpretation der Ergebnisse und bei weiteren Maßnahmenplanungen eine Hilfestellung geben.

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket steht für die Dokumentation der Einflussfaktoren ein Tabellenreiter im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“ zur Verfügung. Durch einfaches Ankreuzen sind jene Faktoren zu kennzeichnen, von denen ein Einfluss auf die Maßnahmenstrecke zu erwarten ist. Bei Bedarf können weitere Faktoren ergänzt werden.

6.5 Modul „Indikatorgruppen“

6.5.1 Dokumentation der Kenndaten

In jeder Indikatorgruppe sollten allgemeine Angaben zum Projekt, wie z. B. Projektbezeichnung, Teilprojekt / Maßnahme oder der Gewässername, vermerkt werden.

Die Dokumentation der Kenndaten beinhaltet neben dem Monitoringdesign auch weitere relevante Details zur Untersuchungsmethode (Abbildung 4). Jede Indikatorgruppe verfügt über einen eigenen Bereich für Kenndaten, in dem relevante Daten erfasst werden können. Dies gewährleistet einerseits die Kenntnis der Untersuchungsmethode(n) und Bedingungen, auch wenn zwischen den vergleichenden Untersuchungen viele Jahre liegen, und hilft bei der Interpretation der Ergebnisse, falls die Untersuchungen unter unterschiedlichen Voraussetzungen durchgeführt wurden.

Hinweise zur Dateneingabe



Die Kennwerte sind für jede Indikatorgruppe spezifisch. Informationen zu Datenquellen etc. werden in den entsprechenden Kommentaren in den Excel-Zellen bereitgestellt.

Abbildung 4 Exemplarischer Ausschnitt aus dem Tabellenkopf des Tabellenreiters der Indikatorgruppe „Libellen“

"evaRest" - Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Gewässern		
Modul 3: LIBELLEN		
KENNDATEN ALLGEMEIN		
Projektbezeichnung		
Teilprojekt / Maßnahme		
Gewässer		
Landmarke		
Anmerkungen		
KENNDATEN MONITORING / PROBESTRECKE		
Monitoringdesign		
Zitat(e) Prämonitoring		
Zitat(e) Postmonitoring		
Anmerkungen		
Dargestelltes Monitoring	Prämonitoring Maßnahmenstrecke	Postmonitoring Maßnahmenstrecke
Datum der Untersuchung		
Koordinatensystem		

6.5.2 Dateneingabe, Bewertung und Darstellung des Zustands der betrachteten Einzelparameter

Für jede Indikatorgruppe wurde ein spezifischer Dateneingabeblock erstellt, der die Ergebnisse der Vergleichsuntersuchungen dokumentiert (beispielhafte Darstellung siehe Abbildung 5).

Die Einzelparameter werden in einem meist fünfstufigen System bewertet. Die Ausprägung „1“ orientiert sich dabei am Referenzzustand, die Ausprägung „5“ entspricht dem naturfernen Zustand. Eine Ausnahme bildet die Beurteilung der Kulturellen Ökosystemleistungen. Die Bewertungsskala liegt hier zwischen 0 und 1.

Abbildung 5 Exemplarischer Ausschnitt aus dem Eingabeblock für Monitoringdaten der Indikatorgruppe „Libellen“

MONITORINGDATEN			
Parameter	Ausprägungskategorien	Prämonitoring Maßnahmenstrecke	Postmonitoring Maßnahmenstrecke
Libellen-ökologischer Zustand des gesamten Maßnahmenabschnittes	1... Zustands-Klasse 1	4	2
	2... Zustands-Klasse 2		
	3... Zustands-Klasse 3		
	4... Zustands-Klasse 4		
	5... Zustands-Klasse 5		
Libellen-ökologischer Zustand der Einzelstrecken	1... >75% der Str. in Kl. 1 oder 2	5	4
	2... > 50 - 75% der Str. in Kl. 1 oder 2		
	3... 25 - < 50% der Str. in Kl. 1 oder 2		
	4... 1 - < 25% der Str. in Kl. 1 oder 2		
	5... keine Str. in Kl. 1 oder 2		
Sicher / wahrscheinlich / möglicherweise bodenständige Leitarten	1... > 75 - 100% der Leitarten der Referenzzönose sind swm bdst.	4	3
	2... > 50 - 75% der Leitarten swm bdst.		
	3... >25-50% der Leitarten swm bdst.		
	4... 1-25% Leitarten swm bdst.		
	5... keine Leitarten swm bdst.		

Bei einigen Indikatorgruppen entsprechen die Einstufungen der Parameter der Teilbewertung für die Zustandsbewertung gemäß WRRL (z. B. Parameter der ökologischen Zustandsbewertung bei den Fischen). Bei anderen, beispielsweise der Terrestrischen Ökologie, wurden die Klassen speziell für die evaRest-Bewertung definiert. Bei den Kulturellen Ökosystemleistungen gibt es keine fünfstufige Skala für den Ist-Zustand.

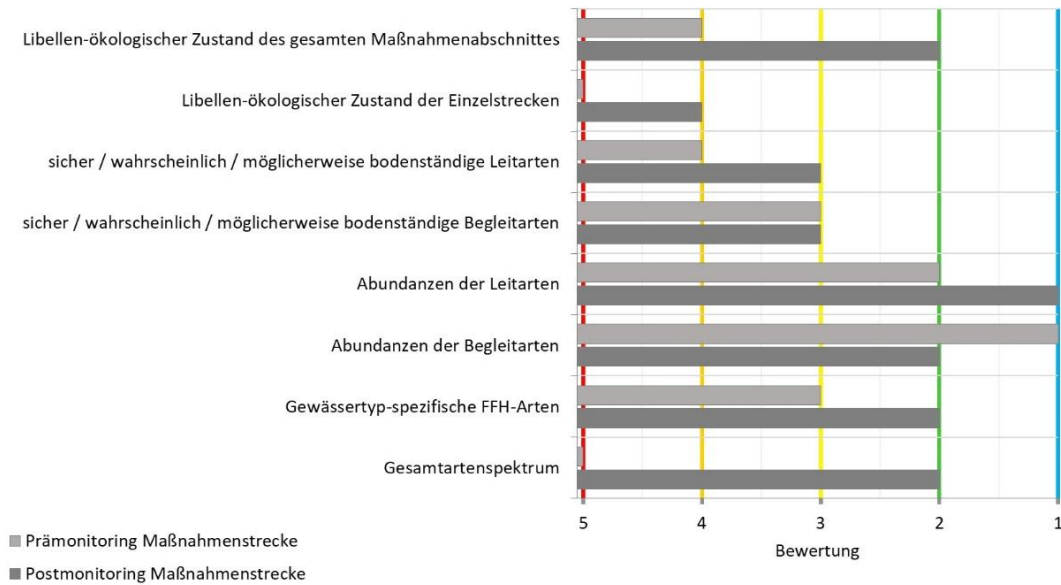
Für die graphische Darstellung des Ist-Zustandes wird für jede Indikatorgruppe nach Eingabe der Bewertung der Einzelparameter automatisch ein Balkendiagramm erstellt, das die (Teil-)Bewertungen der Vergleichsuntersuchungen direkt untereinander darstellt (Abbildung 6). Je besser die Bewertung ist, desto länger ist der Balken.

Die Farbgebung des Ist-Zustands der (Teil-)Bewertungen wurde zur besseren Orientierung analog an den Zustandsklassen der ökologischen Zustandsbewertung von 1 (sehr gut) bis 5 (schlecht) gewählt.

Abbildung 6 Beispielhafte Darstellung der Bewertung der Einzelparameter mit dem „evaRest-Zustandsdiagramm“

Libellen - Bewertung der Einzelparameter

Beispielgewässer - Beispielstrecke



Die (Teil-)Bewertungen einzelner Parameter können zum Teil den ökologischen Zustandsklassen zugeordnet werden. Als Abgrenzung der Klassen werden dafür die jeweiligen Grenzwerte der ökologischen Zustandsklassen (z. B. Klassengrenzen Fisch-Index-Austria, BMNT, 2019) herangezogen (Tabelle 4).

Tabelle 4 Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen (gemäß Fisch Index Austria)

Farbcode	Zustandsklasse	Kategorie	Klassengrenzen
Blue	1	Sehr gut	1,00 - < 1,50
Green	2	Gut	1,50 - < 2,50
Yellow	3	Mäßig	2,50 - < 3,50
Orange	4	Unbefriedigend	3,50 - < 4,50
Red	5	Schlecht	4,50 – 5,00

6.5.3 Bewertung und Darstellung der Veränderung der betrachteten Parameter

Aus den Daten der Vergleichsuntersuchungen wird der Grad der Veränderung errechnet. Die Skala der Veränderungsklassen ist fünfstufig (Tabelle 5). Da der Fokus auf der Einschätzung des Grades der Verbesserung durch die entsprechende Maßnahme liegt, wurden drei abgestufte Erfolgskategorien (Veränderungsklasse 1 - 3), und eine Verschlechterungskategorie definiert. Klasse 4 gibt an, dass keine Veränderung festgestellt wurde.

Tabelle 5 Kategorien der evaRest – Veränderungsklassen

Farbcode	Veränderungsklasse	Kategorie
	1	starke Verbesserung
	2	mittlere Verbesserung
	3	leichte Verbesserung
	4	keine Veränderung
	5	Verschlechterung

Für die Einzelparameter der bearbeiteten Indikatorgruppen wurden Schwellenwerte für die Veränderungsklassen festgelegt. Der Grad der Veränderung wird je nach Parameter entweder aus der **Veränderung zwischen Vorher- und Nachher-Zustand** oder als **Annäherung zum Leitbild** automatisch errechnet (Beispiel, siehe Tabelle 6).

Für einige Indikatorgruppen bzw. einzelne Indikatoren liegen bislang keine oder nur sehr wenige Daten aus Vergleichsuntersuchungen vor. Die hier festgelegten Schwellenwerte wurden in evaRest vorläufig auf Basis von Expertenwissen festgelegt. Diese müssen aber weiter evaluiert und verfeinert werden, um eine zuverlässige und aussagekräftige Bewertung zu erreichen.

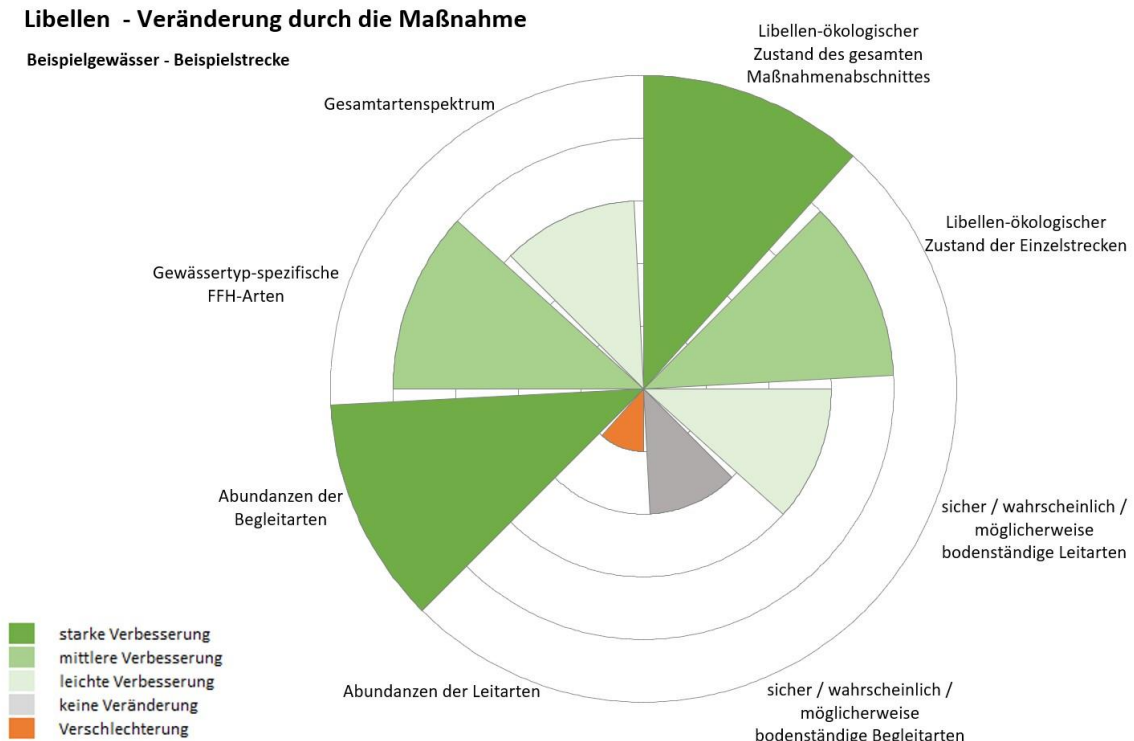
Tabelle 6 Ausschnitt aus der Matrix zur Ermittlung der Veränderungsklasse der Libellen

Parameter	starke Verbesserung (1)	mittlere Verbesserung (2)	leichte Verbesserung (3)	keine Veränderung (4)	Verschlechterung (5)
Libellen-ökologischer Zustand des gesamten Maßnahmenabschnitts	um 2 oder 3 Klassen besser	um 1 Klasse besser	Klasse gleich aber deutliche Verbesserungen bei anderen Parametern	Klasse gleich ohne deutliche Verbesserungen bei anderen Parametern	Klasse schlechter
Libellen-ökologischer Zustand der Einzelstrecken	> 2/3 der Strecken besser eingestuft	1/3 bis 2/3 der Strecken besser eingestuft	< 1/3 der Strecken besser eingestuft	Anzahl der am besten eingestuften Strecken gleich	Anzahl der am besten eingestuften Strecken geringer
Anzahl der sicher / wahrscheinlich / möglicherweise bodenständige Leitarten	Anzahl hat deutlich zugenommen	Anzahl hat mäßig zugenommen	Anzahl hat geringfügig zugenommen	Anzahl ist gleich	Anzahl ist geringer

Die Veränderung der einzelnen Parameter wird in Form des speziell entwickelten evaRest-Veränderungsdiagramms dargestellt (Abbildung 7). Jedes Segment steht für einen Einzelparallelparameter. Die Farbgebung der Segmente entspricht der Farbgebung der Veränderungsklassen (Tabelle 5). Die Höhe des Segments ändert sich dabei je nach Kategorie der Veränderung. Je stärker die Verbesserung ist, desto höher ist das Segment. Bei einer starken Verbesserung liegt die Höhe des Segments am äußeren Kreis, bei einer Verschlechterung weit innen.

Die Darstellung der Diagramme wurde in den „evaRest“-Excel-Vorlagen automatisiert. Mit Eingabe der Daten der Vergleichsuntersuchungen werden die Veränderungsklassen automatisch ermittelt und das Diagramm damit befüllt.

Abbildung 7 Beispielhafte Darstellung der Veränderung der Einzelparameter mit dem „evaRest-Veränderungsdiagramm“



Hinweis



In der „evaRest_Vorlage-Individuell“ kann man das evaRest-Diagramm auch für die individuelle Darstellung projektspezifischer Ziele oder für eine vernetzende Bewertung nutzen.

6.6 Zusammenfassende Ergebnisdarstellung

Eine ergänzende Möglichkeit zur Darstellung ist die zusammenfassende Ergebnisdarstellung in Tabellenform als sog. „Heat-Map“. Dazu werden die (Teil-)Bewertungen sämtlicher bearbeiteter Indikatorgruppen in einer Tabelle farblich dargestellt. Es wird sowohl der Zustand der Einzelparameter der Vergleichsuntersuchungen (bei Indikatorgruppen wo dies möglich ist), als auch die Veränderung in Form eingefärbter Zellen dargestellt (Abbildung 8).

Die Art der Darstellung dient einerseits der intuitiven und schnellen Erfassung der Ergebnisse. Andererseits kann ein analytischer Blick gegebenenfalls fachübergreifend Zusammenhänge zwischen Begleit- und Nebeneffekten erkennen, die im Gesamtzusammenhang der Veränderung der ökologischen Situation eine bedeutende Rolle spielen können.

Abbildung 8 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse in Form einer sogenannten „Heat-Map“

Zusammenfassende Darstellung der Monitoringergebnisse							
Indikatorgruppe	Prämonitoring Maßnahmenstrecke			Postmonitoring Maßnahmenstrecke			Veränderung der Einzelparameter
	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	
Hydromorphologie - Gewässerstrukturen (gesamtes Parameterset)	Strukturen Gewässerbett (gesamtes Parameterset)	Laufentwicklung	[1.1] Laufkrümmung	Laufentwicklung	[1.1] Laufkrümmung	1	
			[1.2] Lauftyp		[1.2] Lauftyp	-	
			[1.3] Prallufererosion		[1.3] Prallufererosion	1	
			[1.4] Besondere Laufstrukturen		[1.4] Besondere Laufstrukturen	-	
		Strömung	[2.1] Strömungsdiversität	Strömung	[2.1] Strömungsdiversität	2	
			[2.2] Querbänke		[2.2] Querbänke	1	
			[2.3] Rückstau		[2.3] Rückstau	-	
			[2.4] Ausleitung		[2.4] Ausleitung	-	
			[2.5] Schwall		[2.5] Schwall	-	
		Sohle und Substrat	[5.2] Tiefenvarianz	Sohle und Substrat	[5.2] Tiefenvarianz	1	
			[3.1] Sohlsubstrat (nur unnatürlich)		[3.1] Sohlsubstrat (nur unnatürlich)	-	
			[3.2] Substratdiversität		[3.2] Substratdiversität	2	
			[3.3] Besondere Sohlstrukturen		[3.3] Besondere Sohlstrukturen	1	
			[3.4] Sohlverbauung		[3.4] Sohlverbauung	-	
		Variationen von Breite	[3.5] Besondere Sohlbelastungen	Variationen von Breite	[3.5] Besondere Sohlbelastungen	-	
			[3.5.a] Äußere Kolmation		[3.5.a] Äußere Kolmation	-	
		Variationen von Tiefe	[3.5.b] Innere Kolmation	Variationen von Tiefe	[3.5.b] Innere Kolmation	-	
			[4.1] Querprofiltyp		[4.1] Querprofiltyp	1	
		Ufer links	[4.2] Breitenerosion	Ufer links	[4.2] Breitenerosion	1	
			[4.3] Breitenvarianz		[4.3] Breitenvarianz	1	
Ufer rechts	[5.1] Profiltiefe	Ufer rechts	[5.1] Profiltiefe	1			
	[5.2] Tiefenvarianz		[5.2] Tiefenvarianz	1			
Ufer gesamt	[6.1] Uferbewuchs links	Ufer gesamt	[6.1] Uferbewuchs links	3			
	[6.2] Besondere Uferstrukturen links		[6.2] Besondere Uferstrukturen links	4			
Durchgängigkeit	[6.3] Uferverbauung links	Durchgängigkeit	[6.3] Uferverbauung links	1			
	[6.1] Uferbewuchs rechts		[6.1] Uferbewuchs rechts	3			
Untersuchungsdatum: fiktiv	[6.2] Besondere Uferstrukturen rechts	Untersuchungsdatum: fiktiv	[6.2] Besondere Uferstrukturen rechts	4			
	[6.3] Uferverbauung rechts		[6.3] Uferverbauung rechts	1			
Untersuchungsdatum: fiktiv	[6.1] Uferbewuchs	Untersuchungsdatum: fiktiv	[6.1] Uferbewuchs	3			
	[6.2] Besondere Uferstrukturen		[6.2] Besondere Uferstrukturen	4			
Untersuchungsdatum: fiktiv	[6.3] Uferverbauung	Untersuchungsdatum: fiktiv	[6.3] Uferverbauung	1			
	[7.1] Querbauwerke		[7.1] Querbauwerke	-			
Untersuchungsdatum: fiktiv	[7.2] Durchlässe, Überbauungen, Brücken	Untersuchungsdatum: fiktiv	[7.2] Durchlässe, Überbauungen, Brücken	-			

Indikatorgruppe	Prämonitoring Maßnahmenstrecke			Postmonitoring Maßnahmenstrecke			Veränderung der Einzelparameter
	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	
Fische	Gesamtbewertung FIA	Artenzusammensetzung	Artenzusammensetzung Leitarten	Gesamtbewertung FIA	Artenzusammensetzung	Artenzusammensetzung Leitarten	1
			Artenzusammensetzung Typische Begleitarten			Artenzusammensetzung Typische Begleitarten	5
			Artenzusammensetzung Seltene Begleitarten			Artenzusammensetzung Seltene Begleitarten	4
			Ökologische Gilden			Ökologische Gilden	4
			Reproduktionsgilden (Inventar)			Reproduktionsgilden (Inventar)	5
			Dominanz			Dominanz	1
			Fischregionalindex			Fischregionalindex	2
			Altersaufbau Leitarten			Altersaufbau Leitarten	3
			Altersaufbau Typische Begleitarten			Altersaufbau Typische Begleitarten	5
			Altersaufbau Seltene Begleitarten			Altersaufbau Seltene Begleitarten	5
Untersuchungsdatum: fiktiv	Gefährdungstatus / Naturschutz	Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten	Anzahl typspezifischer FFH-Arten	Untersuchungsdatum: fiktiv	Gefährdungstatus / Naturschutz	Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten	Anzahl typspezifischer FFH-Arten

Indikatorgruppe	Postmonitoring beeinflusste Vergleichsstrecke			Postmonitoring Maßnahmenstrecke			Veränderung der Einzelparameter					
	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter						
Libellen	Libellen-ökologischer Zustand gesamte Maßnahme	Libellen-ökologischer Zustand gesamte Maßnahme	Libellen-ökologischer Zustand gesamte Maßnahme	Libellen-ökologischer Zustand gesamte Maßnahme	Libellen-ökologischer Zustand gesamte Maßnahme	Libellen-ökologischer Zustand gesamte Maßnahme	2					
			Libellenökologischer Zustand Einzelstrecken			Libellenökologischer Zustand Einzelstrecken	1					
			swm Bodenständigkeit Leitarten			swm Bodenständigkeit Leitarten	2					
			swm Bodenständigkeit Begleitarten			swm Bodenständigkeit Begleitarten	4					
			Abundanzen der Leitarten			Abundanzen der Leitarten	2					
			Abundanzen der Begleitarten			Abundanzen der Begleitarten	4					
			Gewässertypspezifische FFH-Arten			Gewässertypspezifische FFH-Arten	4					
			Gesamterspektren			Gesamterspektren	2					
			Untersuchungszeitraum: fiktiv			Gefährdungstatus / Naturschutz	Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten	Anzahl typspezifischer FFH-Arten	Untersuchungszeitraum: fiktiv	Gefährdungstatus / Naturschutz	Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten	Anzahl typspezifischer FFH-Arten

Indikatorgruppe	Postmonitoring beeinflusste Vergleichsstrecke			Postmonitoring Maßnahmenstrecke			Veränderung der Einzelparameter
	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	Zustand	Bewertung Gesamt	Bewertung Einzelparameter	
Kulturelle Ökosystemleistungen	Untersuchungszeitraum:	Wandern und Laufen	Wandern und Laufen	Untersuchungszeitraum:	Wandern und Laufen	Wandern und Laufen	5
			Radfahren			Radfahren	4
			Baden			Baden	2
			Bootsfahren			Bootsfahren	4
			Angeln			Angeln	2
			Naturerlebnis und Ruhe			Naturerlebnis und Ruhe	2
			Schönheit und Landschaftsbild			Schönheit und Landschaftsbild	1

fiktives Beispiel

Hinweise zur Dateneingabe



Die Vorlage der „Zusammenfassenden Ergebnisdarstellung“ findet sich als letzter Tabellenreiter in der Excel-Vorlage „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“.

Hier sind alle Indikatorgruppen und deren Einzelparameter aufgelistet. Die Zustandsbewertungen der Einzelparameter und allfälliger aggregierter Bewertungen, werden (wenn es bei der jeweiligen Indikatorgruppe möglich ist) in den Farben der Zustandsbewertung eingefärbt. Wenn ein Einzelparameter nicht bewertet wurde, oder keine Zustandsbewertung der Einzelparameter möglich ist, bleibt der Hintergrund der Zelle weiß.

In der äußerst rechten Spalte wird das Ergebnis in den Farben der Veränderungskategorie dargestellt.

Werden in einem Projekt mehrere Postmonitoringdurchgänge durchgeführt, können diese hier zusammenfassend dargestellt werden. Dafür werden die entsprechenden Spalten kopiert, eingefügt und neu eingefärbt.

Werden ergänzende, individuelle Indikatorgruppen, Schlüsselhabitate, etc. untersucht, können die entsprechende Zeilen ergänzt werden. Nicht bearbeitete Indikatorgruppen können entfernt werden.

Die Tabelle kann als Anhang dem Datenblatt angefügt werden.

7 Beschreibung und Bearbeitung der Indikatorgruppen

7.1 Hydromorphologie – Gewässerstrukturen

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Da Aufwertungs- und Sanierungsmaßnahmen in Gewässern immer mit (hydro)morphologischen Veränderungen einhergehen, kommt der hydromorphologischen Situation im betroffenen Gewässerabschnitt eine besondere Bedeutung zu.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Ergänzend zum nationalen „Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung in Fließgewässern“ (BMLFUW, 2015), welcher auf die Bewertung der hydromorphologischen Bedingungen auf Wasserkörperebene abzielt, stellen Csar et al. (2023) – zur Erfolgskontrolle von Sanierungsmaßnahmen - eine Methode vor, die eine genauere strukturelle Betrachtung der Aufwertungsstrecken erlaubt. Die Methodik basiert auf den Grundlagen der Gewässerstrukturkartierung (GSK), die in Deutschland seit Jahrzehnten erprobt ist, und in den einzelnen Bundesländern in leicht adaptierten Varianten angewendet wird (LfU, 2019; LANUV NRW, 2018; LAWA, 2019a, 2019b). Csar et al. (2023) haben diese Methode weiterentwickelt und für den Einsatz in Österreich adaptiert. Durch die detaillierte Erfassung (hydro)morphologischer Eigenschaften, die gewässer-typspezifisch bewertet werden, werden selbst kleine Veränderungen dokumentiert. Dies ermöglicht einen Abgleich mit den zuvor festgelegten Maßnahmenzielen und die Überprüfung der Zielerreichung. Darüber hinaus kann auf diese Weise gegebenenfalls weiterer Sanierungsbedarf erkannt werden.

Untersuchungsdesign

Bei der hydromorphologischen Komponente empfiehlt sich ein Zeitvergleich durch ein Prä- und Postmonitoring. Die Entwicklungstendenz der Maßnahme kann zusätzlich durch wiederholte Untersuchungen der gewässermorphologischen Eigenschaften (mehrere Postmonitorings) gut erfasst werden (z. B. Eberstaller et al., 2015, 2017).

Zeitlicher Aspekt

Die Untersuchung der Situation vor der Umsetzung von Maßnahmen sollte so knapp wie möglich vor Baubeginn erfolgen. Die Arbeiten am Gewässer können prinzipiell ganzjährig durchgeführt werden. Empfohlen wird jedoch die vegetationsarme Zeit von etwa Ende Oktober bis Mai, da hier die Beurteilung der Parameter durch die Vegetation nicht behindert wird. Generell sind Abflussverhältnisse mit maximal Mittelwasserabfluss zu empfehlen. Niedrigwassersituationen sind nicht optimal für die Kartierung, da zu niedrige Wasserstände während der Kartierung zwar optimale Sichtverhältnisse bieten können, aber es bei abflussabhängigen Parametern zu falschen Einschätzungen kommen kann.

Es wird empfohlen, das Postmonitoring frühestens zwei Jahre nach Maßnahmenumsetzung durchzuführen. Zumindest sollte jedoch ein größeres Hochwasserereignis abgewartet werden. Zielt die Maßnahme auf die Initiierung einer eigendynamischen Entwicklung ab, sollte ein längerer zeitlicher Abstand von der Maßnahmenumsetzung bis zum Postmonitoring gewählt werden. Im günstigsten Fall werden mehrere Postmonitorings durchgeführt, um die langfristige Entwicklung und Nachhaltigkeit der Maßnahme zu überprüfen.

Räumlicher Aspekt

Je nach gewählter Vergleichsart sollten die in Tabelle 7 angeführten Vorgaben zur räumlichen Lage der Untersuchungsabschnitte berücksichtigt werden.

Parameter und Ausprägungskategorien

Die Gewässerstrukturen können je nach Maßnahmenziel und Größe des Gewässers mit dem gesamten oder einem reduzierten Parameterset erhoben werden. Weiterführende Informationen dazu sind Csar et al. (2023) zu entnehmen. Beim gesamten Parameterset werden 24 Einzelparameter, die die Gewässerbettstruktur beschreiben, sowie fünf Einzelparameter für das Gewässerumland und die Au erhoben. Die Parameter der Gewässerbettstruktur werden zu sieben Parametergruppen aggregiert, die Einzelparameter des Gewässerumlands und der Au werden zu drei Parametergruppen zusammengefasst.

Die Definition der Parametergruppen ist angelehnt an die Teilkomponente „Morphologie“ laut Anhang V der WRRL. Dazu wurden ergänzende Parametergruppen formuliert. Die Zuordnung der Einzelparameter orientiert sich an den Vorschlägen von Pottgiesser et al. (2020). Die Einzelparameter und Parametergruppen sind in Tabelle 8 dargestellt.

Für die Erfolgskontrolle und zur Überprüfung der Zielerreichung kann der Fokus der Betrachtung speziell auf jene Parametergruppen gelegt werden, die durch die jeweilige Maßnahme beeinflusst werden (Pottgiesser et al., 2020; Wermter et al., 2020).

Tabelle 7 Empfehlung zur Festlegung der räumlichen Lage der Untersuchungsstrecken für die Erhebung der Indikatorgruppe „Hydromorphologie“ bei verschiedenen Vergleichsarten

Vergleichsart	Beschreibung der räumlichen Lage der Untersuchungsstrecken
Prä- und Postmonitoring	Vorher-Untersuchung: gesamte geplante Maßnahmenstrecke
	Nachher-Untersuchung: gesamte umgestaltete Maßnahmenstrecke <ul style="list-style-type: none"> • <i>auf vergleichbare Bedingungen wie beim Prämonitoring achten</i>
Postmonitoring mit Vergleichsstrecke	Maßnahmenstrecke: gesamte umgestaltete Maßnahmenstrecke
	Vergleichsstrecke: nicht umgestaltete Vergleichsstrecke: <ul style="list-style-type: none"> • <i>vorzugsweise flussaufwärts des Maßnahmenbereichs</i> • <i>hydromorphologische Bedingungen der Vergleichsstrecke sind vergleichbar mit der Maßnahmenstrecke vor Umsetzung der Maßnahmen und werden von der Maßnahme nicht beeinflusst (keine Ausstrahlungseffekte).</i> • <i>keine Zuflüsse, Einflussfaktoren, o. ä. die den Grundzustand der Strecken hinsichtlich Hydromorphologie (und Biologie) verändern</i> • <i>die Länge der Vergleichsstrecke ist genauso lang wie die Länge der Maßnahmenstrecke zu wählen</i>
BACI-Vergleich	Maßnahmenstrecke Vorher-Untersuchung + Nachher-Untersuchung: gesamte geplante bzw. umgestaltete Maßnahmenstrecke
	Vergleichsstrecke Vorher-Untersuchung + Nachher-Untersuchung: nicht umgestaltete Vergleichsstrecke: <ul style="list-style-type: none"> • <i>vorzugsweise flussaufwärts des Maßnahmenbereichs</i> • <i>hydromorphologische Bedingungen der Vergleichsstrecke sind vergleichbar mit der Maßnahmenstrecke vor Umsetzung der Maßnahmen und werden von der Maßnahme nicht beeinflusst (keine Ausstrahlungseffekte).</i> • <i>keine Zuflüsse, Einflussfaktoren, o. ä. die den Grundzustand der Strecken hinsichtlich Hydromorphologie (und Biologie) verändern</i> • <i>die Länge der Vergleichsstrecke ist genauso lang wie die Länge der Maßnahmenstrecke zu wählen</i>

Tabelle 8 Hydromorphologie – Gewässerstrukturen: Parametergruppen und Einzelparameter der Gewässerstrukturerhebung

Teilsystem	Parametergruppe	Einzelparameter
Gewässerbett	Laufentwicklung	Laufkrümmung
		Lauftyp
		Prallufererosion
		Besondere Laufstrukturen
	Strömung	Strömungsdiversität
		Querbänke
		Rückstau
		Ausleitung
		Schwall
		Tiefenvarianz
	Sohle und Substrat	Sohlsubstrat
		Substratdiversität
		Besondere Sohlstrukturen
		Sohlverbauung
		Besondere Sohlbelastungen
	Variationen von Breite	Querprofiltyp
		Breitenerosion
		Breitenvarianz
	Variationen von Tiefe	Profiltiefe
		Breitenerosion
		Tiefenvarianz
	Ufer	Uferbewuchs
		Besondere Uferstrukturen
		Uferverbauung
Durchgängigkeit	Querbauwerke	
	Durchlässe, Überbauungen, Brücken	

Teilsystem	Parametergruppe	Einzelparameter
Gewässerumland und Au	Retentionsraum	Überflutungsraum
		Ausuferungsvermögen
	Uferstreifenfunktion	Ufernahe Ausprägung und Nutzung
		Ausprägung des Gewässersaums
	Entwicklungspotential	Nutzung der Au
		Augewässer

Parameterset aus Csar et al., 2023

Hinweise zur Dateneingabe



Für die Dokumentation der Daten der einzelnen Kartierabschnitte steht im „evaRest“-Datenpaket ein separates Excel-File mit dem Namen „evaRest_Vorlage-Hymo_DokuAbschnitte“ zur Verfügung.

Die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse erfolgt im entsprechenden Tabellenreiter des Excel-Files „evaRest_Vorlage-Allgemein“.

7.2 Hydromorphologie – Fischhabitate

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

In vielen Fällen ist der Mangel an Lebens- und Reproduktionsraum für Fische der entscheidende Grund für negative Abweichungen vom guten ökologischen Zustand. Das Fehlen einzelner Schlüsselhabitate, zu große Abstände zwischen den Habitaten oder ihre fehlende Vernetzung können Flaschenhälse verursachen, die als limitierender Faktor für die gesamte Population wirken und im schlimmsten Fall den Lebenszyklus einer Fischart unterbrechen können.

Exemplarisch können hier hinsichtlich der rheophilen Fischfauna etwa die in der Realität sehr häufig fehlenden Laich- oder Jungfischhabitate genannt werden.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Speziell in Hinblick auf funktionelle Habitate für die Fischfauna wird in Csar et al. (2023) ein methodischer Ansatz vorgestellt, der eine Vorlage für eine quantitative und gewässertyp-spezifische Defizitanalyse und Erfolgskontrolle bietet.

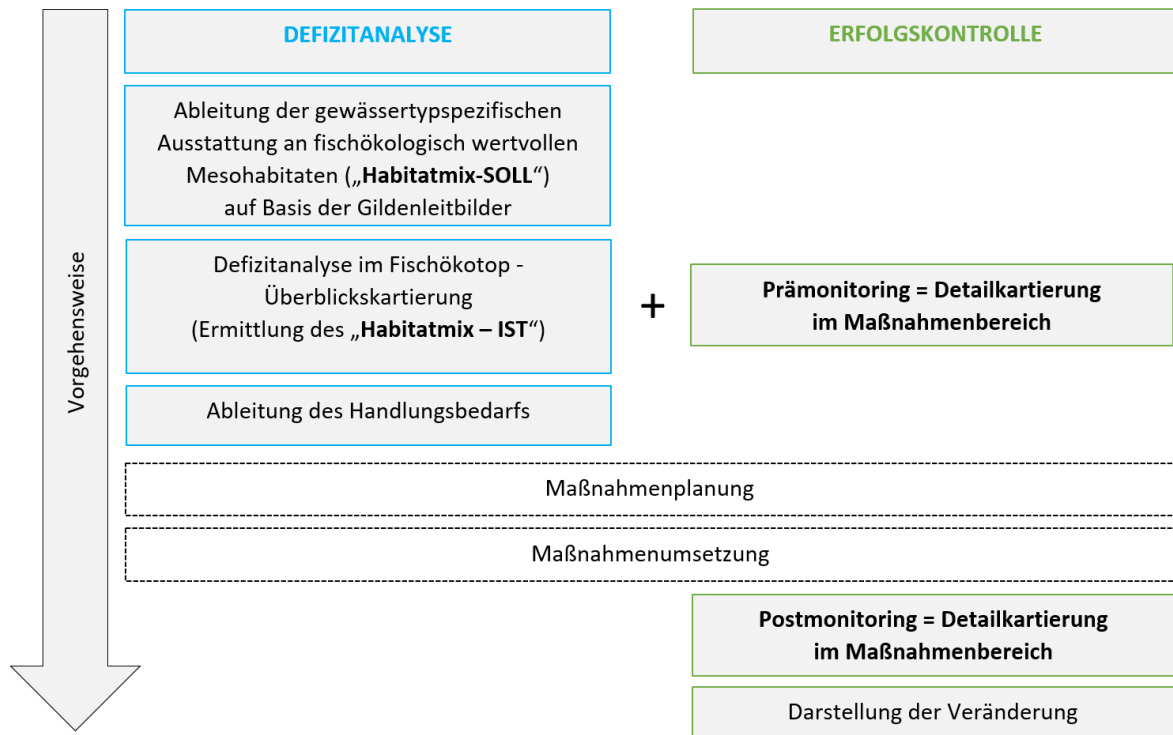
Diese Methode zur Erfassung und Bewertung von Fischhabitaten zielt in einem ersten Schritt darauf ab, Defizite zu identifizieren. Im Rahmen einer **Überblickskartierung** werden die Anteile der fischökologisch wertvollen und funktionsfähigen Mesohabitate im Betrachtungsraum des Fischökotops in 100 Meter langen Kartierabschnitten ermittelt. Die Anteile der einzelnen Habitattypen werden über den gesamten Betrachtungsraum gemittelt. Das Ergebnis ist der "Habitatmix - IST". Zur Einordnung werden die Ergebnisse der gewässertyp-spezifischen Fischhabitat-Ausstattung ("Habitatmix – SOLL") gegenübergestellt (Abbildung 9). Der „Habitatmix – SOLL“ stellt eine Annäherung an den gewässertypspezifischen Habitatmix dar und wird aus den Leitbildern zur „Strömungs- und Reproduktionsgildenverteilung“ abgeleitet (siehe Kapitel 7.4 – Modul Fische).

Durch den Vergleich der Ergebnisse der Überblickskartierung ("Habitatmix – IST") mit der gewässertypspezifischen Fischhabitat-Ausstattung ("Habitatmix – SOLL") wird ein eventuell bestehender Handlungsbedarf ermittelt. Für die Maßnahmenplanung lässt sich ableiten, welche Teilhabitate geschaffen werden müssen. Im Zuge der Maßnahmenumsetzung müssen dann die ermittelten Defizite behoben werden. Die Methode orientiert sich am gewässertypspezifischen Leitbild und ist deshalb vor allem für Gewässerabschnitte konzipiert, deren Sanierung sich an diesem orientiert.

Für die **Erfolgskontrolle** werden im Rahmen eines Prä- und Postmonitorings die fischökologisch funktionsfähigen Teilhabitate flächenscharf erfasst. Der Vergleich der Daten zeigt die Veränderung an.

Die Anwendung dieser Methode setzt fachspezifisches Wissen über gewässerökologische und hydromorphologische Zusammenhänge sowie über die ökologischen Ansprüche der betrachteten Fischarten voraus, da die Eignung von funktionsfähigen Teilhabitaten hinsichtlich Qualität und Quantität als Experteneinschätzung zu treffen ist.

Abbildung 9 Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Erfassung und Bewertung von Fischhabitaten



Voraussetzung für die Datenerhebung ist, dass die Gewässersohle sichtbar ist. Von großem Vorteil ist, wenn das Gewässer über weite Strecken watend begangen werden kann um Strukturen aufsuchen und deren Qualität, etwa die Kolmation von Kieskörpern, vor Ort überprüfen zu können.

Wenn die Datenerhebung in tieferen Gewässern erfolgt, muss vom Boot aus gearbeitet werden. Der Einsatz eines Echolots ist zu empfehlen, um die Wassertiefe zu bestimmen. Zur Abschätzung der Beschaffenheit des Substrats kann auch die punktuelle Probenentnahme des Bodensubstrats, etwa mit einem Eckmann-Greifer, nötig sein.

Eine weitere Methode zur Erfassung von Fischhabitaten ist die Fernerkundung mittels hochauflöser Luftaufnahmen, die beispielsweise durch Drohnen-Befliegungen erstellt werden können (Abbildung 10; z. B. Kirchgäßner, 2022).

Die Methode zur Datenerfassung und Analyse sollte im Vorfeld jedenfalls mit den Auftraggebenden abgestimmt werden. Eine detaillierte Beschreibung der Methode ist in Csar et al. (2023) nachzulesen.

Abbildung 10 Hochauflösende Luftaufnahmen können als Grundlage zur Fernkartierung von Fischhabitaten verwendet werden



Untersuchungsdesign

Für die Evaluierung der im Zuge einer Maßnahmensetzung hergestellten Fischhabitate empfiehlt sich, wie auch bei den Gewässerstrukturen, ein Zeitvergleich mittels eines Prä- und Postmonitorings. Um die dynamische Entwicklung dokumentieren zu können, ist es ratsam, mehrere Postmonitorings durchzuführen. Mehrere Termine in Mehr-Jahres-Abständen sind zu empfehlen insbesondere um mögliche (Rück-)Entwicklungen in einen unerwünschten stabilen Zustand rechtzeitig erkennen und gegensteuern zu können.

Zeitlicher Aspekt

Die Untersuchung der Situation vor der Umsetzung von Maßnahmen sollte so knapp wie möglich vor Baubeginn erfolgen. Es wird empfohlen, das Postmonitoring frühestens zwei Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen durchzuführen. Es muss jedoch mindestens ein größeres Hochwasserereignis abgewartet werden. Zielt die Maßnahme auf die Initiierung einer eigendynamischen Entwicklung ab, sollte ein längeres Zeitintervall zwischen Maßnahmenumsetzung und dem Postmonitoring gewählt werden.

Räumlicher Aspekt

Der Betrachtungsraum für die Defizitanalyse ist das Fischökotop. Die Größe des Fischökotops wird entsprechend dem Vorkommen bestimmter „Stellvertreter-Fischarten“ gemäß dem Fischartenleitbild (BMNT, 2019) festgelegt (siehe Csar et al. 2023).

Für die detaillierten Untersuchungen im Bereich der Maßnahmenstrecke gelten, abhängig von der gewählten Vergleichsmethode für die Erfolgskontrolle, die gleichen räumlichen Vorgaben wie im Modul Hydromorphologie – Gewässerstrukturen (siehe Tabelle 7). Bei einem Prä- und Postmonitoring sollte die Detailuntersuchung jeweils den gesamten (geplanten) Maßnahmenbereich umfassen.

Parameter und Ausprägungskategorien

Die Auswahl und Definition der fischökologisch wertvollen Teilhabitate orientiert sich an den Ausführungen von Becker & Ortlepp (2021) (Tabelle 9). Zusätzlich zu diesen Teilhabitaten werden in den Kartierabschnitten das Vorhandensein von Refugien für Niedrig- und Hochwasserabflüsse, die Anbindung der Zuflüsse, die Kolmation sowie die Substratqualität für Kieslaicher (sofern solche vorkommen) dokumentiert.

Tabelle 9 Übersicht über fischökologisch besonders relevante Mesohabitate sowie ihre Zuordnung zu Lebensstadien

Teilhabitate	ökologische Funktion für...
1_Furten	Laichgeschehen (für Kieslaicher), Juvenile
2_Strömungsberuhigte Flachwasserbereiche	Larvalhabitat und frühes Juvenilhabitat
3_Angeströmte Schotterbänke	Laichgeschehen (für Kieslaicher), Juvenile
4_Rinner	Adulte
5_Kolke	Adulte, Juvenile (Refugial- / Winterhabitat)
6_Unterstromig angebundene Nebenarme	Laichgeschehen (für stagnophile Arten), Juvenile, Adulte (Ruhezone, Refugial- / Winterhabitat)
7_Unterstände	Juvenile, Adulte
8_Makrophyten	Laichgeschehen (für Krautlaicher), Juvenile
9_Feinsedimentbänke	Neunaugen-Querder

Teilhabitate adaptiert nach Becker & Ortlepp (2021)

Hinweise zur Dateneingabe



Für die Dokumentation der Daten der einzelnen Kartierabschnitte steht im „evaRest“-Datenpaket ein separates Excel-File mit dem Namen „*evaRest_Vorlage-Fischhabitats_DokuAbschnitte*“ zur Verfügung.

Die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse erfolgt im Tabellenreiter „Fischhabitats“ im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“.

Die erforderlichen Eingangswerte für die automatisierte Berechnung des gewässertypspezifischen „Habitatmix-Soll“ können im Excel-File „*evaRest-Vorlage-Fische-GildenverteilungNaturschutz*“ einfach ermittelt werden. Diese Werte können dann in die entsprechend gekennzeichneten Felder des Moduls „Fischhabitats“ kopiert werden, um die weiterführende Berechnung durchzuführen.

7.3 Hydromorphologie – Schlüssel- und Mangelhabitats

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Die Wirkung von Aufwertungsmaßnahmen beruht in erster Linie auf der Schaffung von Habitats für anspruchsvolle Arten bzw. auf der Schaffung von Bedingungen, unter denen diese Habitats entstehen können (Dahm et al., 2014; Lyon et al., 2019). Um diese Faktoren zu berücksichtigen, wurde das individuell zu gestaltende Untermodul „Schlüssel- und Mangelhabitats“ in das Bewertungsfile integriert. Der Begriff Schlüsselhabitat wird dabei verwendet, um Lebensräume zu beschreiben, die Engpässe im Lebenszyklus einer Art darstellen (Camaclang et al., 2015; Richardson et al., 2010). Die Verbesserung der Quantität und Qualität solcher defizitären Lebensräume ist der Schlüssel, um die Populationen anspruchsvoller Arten nachhaltig zu fördern (Schiemer et al., 2003; Van Looy et al., 2019).

Zielt die Maßnahme speziell darauf ab, relevante Habitats für die Fischfauna wiederherzustellen bzw. zu bewerten, kann dies auch nach der Methode zur Erhebung und Bewertung von fischökologisch funktionsfähigen Teilhabitats – im Modul „Hydromorphologie – Fischhabitats“ – durchgeführt werden.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Für die Bewertung wird die Habitatzusammensetzung der projektspezifisch festgelegten Schlüssel- bzw. Mangelhabitate vor und nach der Maßnahmenumsetzung miteinander verglichen. Das hydromorphologische Entwicklungsziel der Maßnahme muss dabei im Einklang mit dem Leitbild stehen.

Untersuchungsdesign

Dieses Untermodul ist direkt abhängig von den formulierten Maßnahmenzielen und individuell zu gestalten. Das Untersuchungsdesign ist von der Fragestellung abhängig.

Zeitlicher Aspekt

Wie auch bei den anderen Indikatorgruppen wird empfohlen, das Prämonitoring so knapp wie möglich vor Baubeginn durchzuführen.

Der Zeitpunkt des Postmonitorings ist abhängig von den betrachteten Parametern. Es wird jedoch generell empfohlen, das Postmonitoring frühestens zwei Jahre nach Maßnahmenumsetzung durchzuführen. Zumindest muss jedoch ein größeres Hochwasserereignis abgewartet werden.

Zielt die Maßnahme auf die Initiierung einer eigendynamischen Entwicklung ab, ist ein längerer zeitlicher Abstand von der Maßnahmenumsetzung bis zum Postmonitoring zu wählen. Im günstigsten Fall werden mehrere Postmonitorings durchgeführt, um die Fortschritte der morphologischen Prozesse darzustellen sowie eventuelle Fehlentwicklungen erkennen zu können.

Räumlicher Aspekt

Die Lage und Abgrenzung der Untersuchungsstrecken sind je nach Fragestellung und gewählter Vergleichsart projektspezifisch festzulegen. Zur Orientierung können die, für das Modul Hydromorphologie – Gewässerstrukturen, angeführten Vorgaben herangezogen werden (siehe Tabelle 7). Bei einem Prä- und Postmonitoring ist dabei jeweils die gesamte (geplante) Maßnahmenstrecke im Detail zu erheben.

Parameter und Ausprägungskategorien

Für das individuelle Modul müssen für jeden Einzelparameter Kategorien in einem mehrstufigen (bevorzugt fünfstufigen) System definiert werden. Je nach Fragestellung kann hier die Leitbildausprägung des Einzelparameters gemäß Fließgewässertyp oder das projektspezifische Entwicklungsziel als Referenz herangezogen werden. Die beste Ausprägung entspricht Kategorie 1, die schlechteste Ausprägung ist Kategorie 5.

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die individuelle Dokumentation, Bewertung und Darstellung optionaler Schlüssel- und Mangelhabitats das Excel-File „evaRest_Vorlage-Individuell“ zur Verfügung gestellt. Für die Dateneingabe wird jener Tabellenreiter herangezogen, der mit der Anzahl der jeweils definierten Einzelparameter übereinstimmt.

In ihrem Aufbau gleicht die individuelle Vorlage grundsätzlich dem Excel-File „evaRest_Vorlage-Allgemein“. Der Unterschied ist, dass hier die zu bewertenden Einzelparameter, Ausprägungen und Schwellenwerte für die Veränderung selbstständig definiert werden können.

Der ausgewählte Tabellenreiter enthält keine Verknüpfungen zu anderen Tabellenblättern. Er kann kopiert, befüllt und in das Excel-File der jeweiligen Maßnahme eingefügt werden.

7.4 Fische

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Fische gehören zu den besonders mobilen Artengruppen, die in Abhängigkeit von Art und Entwicklungsstadium Standortveränderungen in unterschiedlichem Ausmaß durchführen. Von etlichen Arten werden neben kleinräumigen Bewegungen zur Nahrungssuche auch ausgedehnte Wanderungen durchgeführt, bei Laichwanderungen mitunter über viele Kilometer. Aufgrund ihrer Mobilität dokumentieren Fische Belastungen und Beeinträchtigungen, aber auch positive Veränderungen über größere Gewässerabschnitte hinweg. Diese Eigenschaft wird beim sogenannten „Strahlwirkungskonzept“ genutzt: Strukturverbesserungen in einzelnen Gewässerabschnitten wirken aufgrund der Mobilität der Fische prinzipiell deutlich über den eigentlichen Maßnahmenbereich hinaus. Werden Maßnahmen („Strahlursprünge“) in ausreichendem Ausmaß und in entsprechend geringem Abstand zueinander gesetzt, können über dazwischenliegende, nicht aufgewertete „Strahlwege“ die benachbarten Maßnahmenabschnitte erreicht und deren Strukturen genutzt werden. Die dank der hohen Mobilität der Fische miteinander vernetzten Aufwertungsabschnitte führen bei ausreichend naturnaher Ausgestaltung der Maßnahmen und ausreichend kurzen Strahlwegen in Summe zu einer Verbesserung im gesamten Gewässerabschnitt. Tatsächlich erreicht man eine echte Strahlwirkung dann, wenn in den Bereichen der Strahlursprünge Rahmenbedingungen gegeben sind, etwa eine hohe Fischdichte und optimaler Reproduktionserfolg, die Individuen veranlassen, sich neuen Lebensraum zu suchen.

Fische sind generell optimal geeignete Indikatoren für die Bewertung von Maßnahmenauswirkungen über größere Distanzen. Gerade für hydromorphologische Belastungen ist die Fischbiozönose unumstritten das maßgebliche biologische Qualitätselement (Eberstaller et al., 2017). Die fischökologische Reaktion hängt dabei meist stark von der Art der durchgeführten Maßnahme ab (Geist & Pander, 2018).

Dank ihrer im Vergleich zu den meisten Wirbellosen hohen Lebenserwartung von mitunter vielen Jahren integrieren Fische Maßnahmeneffekte und deren langfristige Entwicklung außerdem über einen langen Zeitraum.

Untersuchungsdesign

Für das biologische Qualitätselement Fische wird aus fachlicher Sicht das BACI-Untersuchungsdesign empfohlen. Vor allem wegen der mitunter langen Zeiträume zwischen Prä- und Postmonitoring(s) können so Veränderungen, die unabhängig von der Maßnahmensetzung stattgefunden haben, erkannt und Fehlschlüsse vermieden werden. Kann keine BACI-Untersuchung durchgeführt werden, ist ein zeitlicher Vergleich dem örtlichen Vergleich vorzuziehen.

In watbaren Gewässern wird die Fischfauna mittels Elektrofischerei gemäß dem „Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A1-Fische“ (BMNT, 2019) erfasst. Dieser Leitfaden überlässt in Abhängigkeit der Fangergebnisse dem/den jeweiligen Bearbeiterinnen und Bearbeitern die Entscheidung, ob zwei oder drei aufeinanderfolgende Durchgänge befischt werden müssen. Nach DeLury (1947) werden immer drei Durchgänge gefischt, während nach Seber & Le Cren (1967) in Abhängigkeit der Fangergebnisse auch nur zwei Durchgänge erforderlich sein können. Ein Vergleich beider Methoden anhand vorliegender Daten zeigte, dass DeLury (1947) für die detailliertere Analyse der Daten hinsichtlich der Artenzahlen aus methodischen Gründen, hinsichtlich der berechneten Fischbiomassen aus mathematischen Gründen bessere Ergebnisse liefert. Für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen wird daher in watbaren Gewässer(abschnitten) die Erhebungs- und Berechnungsmethode nach DeLury (1947) mit drei Durchgängen pro Probestrecke empfohlen. Wesentlich ist jedenfalls, die gleiche Erhebungsmethode im Prä- und Postmonitoring zu verwenden.

Wichtig ist bei der Betrachtung der Fischfauna immer, mögliche Effekte der (Angel-)Fischerei zu berücksichtigen. Fischbesatz und -ausfang können Fischpopulationen stark verändern und zumindest kurzfristig enorme Bestandsschwankungen zur Folge haben.

Zeitlicher Aspekt

Die Untersuchung der Situation vor der Umsetzung von Maßnahmen sollte so knapp wie möglich vor Baubeginn erfolgen. Dadurch wird die Wahrscheinlichkeit von Änderungen der gewässerökologischen Situation zwischen der Beprobung und dem Beginn der Bauarbeiten minimiert. Der konkrete Probenahmezeitpunkt bzw. das jahreszeitliche Zeitfenster für die Befischungen ist dem Leitfaden (BMNT, 2019) zu entnehmen.

Das Postmonitoring der biologischen Elemente soll – aus rein fachlich-wissenschaftlicher Perspektive – frühestens nach fünf Jahren erfolgen, bei schwierigen Rahmenbedingungen wird sogar angeraten, bis zu zehn Jahre zu warten (z. B. Dahm et al., 2014). Ein so langes Abwarten für das Postmonitoring ist in der Realität, aufgrund enger zeitlicher Rahmenbedingungen, etwa Förderungsperioden, oft nicht möglich. Für die fischökologischen Untersuchungen sollten jedoch zumindest drei Jahre nach Baufertigstellung zugewartet werden.

Räumlicher Aspekt

Die räumliche Abgrenzung der zu untersuchenden Gewässerstrecken orientiert sich grundsätzlich am „Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A1 Fische“ (BMNT, 2019), wobei je nachdem, ob ein kleines bis mittelgroßes, bewatbares oder ein großes, nicht bewatbares Gewässer untersucht wird, der Unterscheidung der Betrachtungsebenen „Untersuchungsabschnitt“, „Auswirkungsbereich“ und „Probestrecke“ besondere Bedeutung zukommt (Gumpinger et al., 2020).

Unter „Untersuchungsabschnitt“ versteht man jene Betrachtungsebene, die sich in großen, nicht bewatbaren Fließgewässern aus den Anforderungen der Streifenbefischungsmethode, die bei quantitativen Erhebungen mit Fangboot anzuwenden ist, ergibt. Ähnlich wie beim Multi-Habitat-Sampling zur Beprobung von Makrozoobenthosgemeinschaften verfolgt die Streifenbefischungsmethode den Ansatz der repräsentativen Probenahme, bei der einzelne Habitate im Verhältnis zu ihrer Flächenausdehnung befischt werden. Um ein wissenschaftlich abgesichertes Ergebnis gewährleisten zu können, ist eine Mindestanzahl von Befischungstreifen je Habitattyp zu berücksichtigen, woraus sich für Elektrobefischungen in großen Gewässern eine methodisch bedingte Mindestlänge des gesamten Untersuchungsabschnitts von meist mehreren Kilometern ergibt.

Die methodische Mindestlänge für Streifenbefischungen ist in der Regel aber wesentlich länger als die zu untersuchende Maßnahme und ihr Auswirkungsbereich. Soll der ökologische Effekt einer Maßnahme beurteilt werden, ist der Beprobungsumfang der Streifenbefischung also meist deutlich zu groß. In solchen Fällen ist in großen Gewässern der Auswirkungsbereich in longitudinaler Richtung zu definieren, und es sind nur jene Befischungstreifen für die Bewertung der direkten Maßnahmenwirkung heranzuziehen, die innerhalb dieses Auswirkungsbereichs zu liegen kommen.

In kleineren Gewässern, in denen eine Watbefischung über die gesamte Gewässerbreite stattfinden kann, braucht die Ebene des Untersuchungsabschnitts nicht berücksichtigt zu

werden. Hier wird zuerst der Auswirkungsbereich der Maßnahme definiert, in den dann die Probestrecke(n) nach den Vorgaben des Leitfadens gelegt wird/werden. Für eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise wird auf Gumpinger et al. (2020) verwiesen.

Parameter und Ausprägungskategorien

Bei den Einzelparametern für die Erfolgskontrolle handelt es sich im Wesentlichen um dieselben Parameter, die für die Bewertung des Fisch Index Austria (FIA) herangezogen werden (BMNT, 2019). Die Betrachtung auf Detailparameterebene ermöglicht aber eine eingehendere, über den bloßen fischökologischen Zustand hinausgehende Analyse.

Um die Aussagekraft der im Rahmen des FIA zu bewertenden Strömungs- und Reproduktionsgilden zusätzlich zu schärfen, werden bei der Bewertung nach evaRest, statt des bloßen Vorhandenseins bzw. Fehlens von Gilden, ergänzend die tatsächlichen Anteile der Gilden in den Vergleichsuntersuchungen miteinander und mit der Leitbildsituation verglichen. Die Ableitung der sogenannten **Reproduktions- und Strömungsgildenverteilung** wurde im Rahmen des evaRest entwickelt und nachfolgend beschrieben. Achtung: Dieser Parameter ist rein deskriptiv und fließt daher nicht in das evaRest-Veränderungsdiagramm ein!

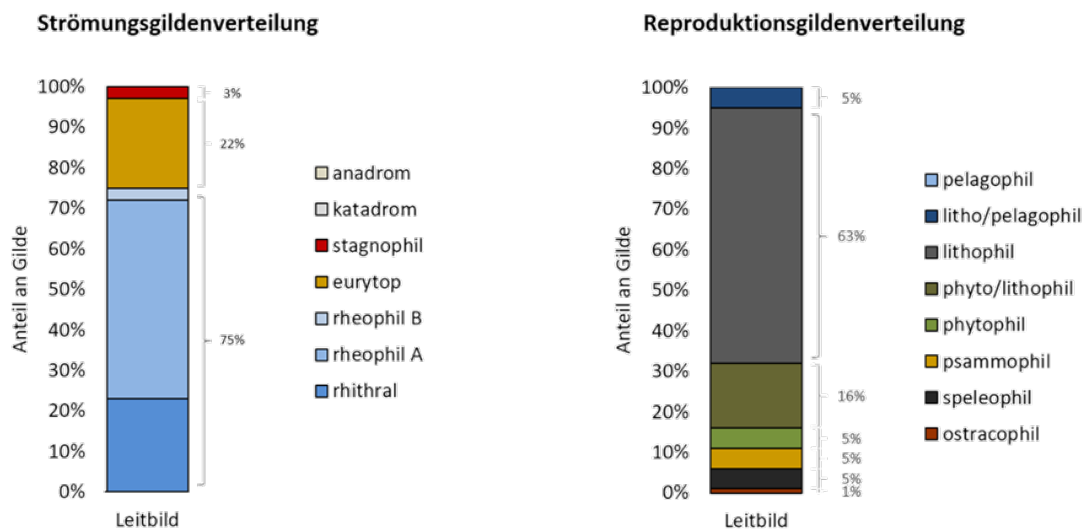
Ergänzend werden außerdem naturschutzfachliche Aspekte in die Betrachtung einbezogen, nämlich die **Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten sowie die Anzahl typspezifischer FFH-Arten**.

Methodischer Ansatz zur Ableitung der Strömungsgilden-Verteilung und Reproduktionsgilden-Verteilung

Für die Veranschaulichung, ob und zu welchen ökologisch relevanten Verschiebungen es innerhalb der Artengemeinschaften durch die Umsetzung einer Maßnahme gekommen ist, und ob diese Verschiebungen positiv oder negativ zu bewerten sind, wurde folgender Ansatz gewählt: Anhand des jeweiligen Fischartenleitbilds wird für jede Bioregion und jede Fischregion ein **Leitbild für die Anteile der verschiedenen Strömungs- und Fortpflanzungsgilden an der Fischartengemeinschaft** erstellt und dies in Form eines gestapelten Säulendiagramms dargestellt (Abbildung 11). Auch die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen werden auf diese Weise veranschaulicht und dem Leitbild direkt gegenübergestellt. Daraus kann beispielsweise abgelesen werden, ob es im Vorher-Zustand zu nennenswerten Abwei-

chungen vom Leitbild gekommen ist, und inwiefern solche Abweichungen durch die Umsetzung von Maßnahmen verringert werden konnten. Auch Veränderungen in die gegenteilige Richtung können so identifiziert werden.

Abbildung 11 Graphische Darstellung der leitbildtypischen Strömungs- und Reproduktionsgildenverteilung am Beispiel der biozönotischen Region „Epipotamal mittel“ in der Fischbioregion J (Bayer. österr. Alpenvorland und Flysch)



Damit geht die Bewertung einen Schritt weiter als die Beurteilung des FIA, bei der die Strömungs- und Reproduktionsgilden zwar bereits als sehr gut etabliertes Instrument Berücksichtigung finden – allerdings wird dort lediglich das Auftreten oder Fehlen einzelner Gilden gewertet, unabhängig von der Anzahl oder dem Anteil der bewertungsrelevanten Fische. Allein durch den Nachweis einer einzigen Koppe gilt die Fortpflanzungsgilde „speleophil“ beispielsweise als vorhanden – fehlt dieses eine Individuum in der Fangstatistik, wird die Gilde als fehlend bewertet. Durch die Berücksichtigung der relativen Anteile der einzelnen Gilden an der Artengemeinschaft, kann ein deutlich detaillierteres Bild von der gewässerökologischen Situation gezeichnet werden. Das wiederum vereinfacht das Aufzeigen und die Beseitigung konkreter Defizite.

Ermittlung der Gildenleitbilder

Zur Herleitung der Gildenleitbilder wird ein separates Excel-File zur Verfügung gestellt, in dem lediglich die Bioregion und die biozönotische Region, in der sich der Untersuchungsbe- reich befindet, ausgewählt werden müssen – die Berechnungen und grafischen Darstellun- gen werden dann automatisch nach dem folgenden Procedere durchgeführt.

Basis für die Berechnungen ist stets das Fischartenleitbild gemäß BMNT (2019), wie es im Wasserinformationssystem Austria (WISA) für den jeweiligen Fließabschnitt angegeben wird (im Regelfall ein Standard-Leitbild, gegebenenfalls auch ein approbiertes adaptiertes Leitbild). Jeder Fischart des Leitbilds ist auf Basis der Einstufung im Fisch-Index-Austria eine der Strömungsgilden nach Schiemer & Waidbacher (1992) bzw. eine der Fortpflanzungsgil- den nach Balon (1975) zugewiesen. Für die Berechnung wurde den Arten je nach ihrem Sta- tus im Leitbild eine Gewichtung zugeordnet: Leitfischarten erhalten den Gewichtungsfak- tor 10, typische Begleitfischarten den Gewichtungsfaktor 5 und seltene Begleitfischarten den Gewichtungsfaktor 1 (analog zur Berechnung des FIA). In weiterer Folge wird für jede Strömungs- bzw. Fortpflanzungsgilde die entsprechende Wertesumme ermittelt und daraus der relative Anteil der jeweiligen Gilde an der Gesamtzönose errechnet. Daraus ergibt sich das Leitbild für die Strömungs- bzw. Fortpflanzungsgilden-Verteilung, dass die natürliche, unveränderte Gildenzusammensetzung am Projektstandort widerspiegelt.

Bewertung der Gildenparameter

Im nächsten Schritt werden in die Berechnungsmaske die im Rahmen der Vergleichsunter- suchungen tatsächlich festgestellten Individuendichten pro Hektar eingegeben. Das Pro- gramm poolt die Individuenzahlen aller Arten, die zur gleichen Strömungsgilde zählen, au- tomatisch und berechnet für jede Gilde den relativen Anteil an der Gesamtzönose. Die Dar- stellung der Ergebnisse erfolgt – wie beim Leitbild – in Form eines gestapelten Säulendia- gramms und wird diesem direkt gegenübergestellt. So kann auf einen Blick erkannt werden, welche Gilde von der Maßnahme profitiert hat und ob die Veränderung als positiv oder negativ zu interpretieren ist. Da es sich hierbei um einen rein deskriptiven Parameter han- delt, wird er nicht in die zusammenfassende Bewertungsgraphik aufgenommen. Die Vertei- lungsglyphen sind aber dennoch in das Ergebnisblatt Fische zu übertragen und dort kurz zu diskutieren.

Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten und Anzahl typspezifischer FFH-Arten

Um dem naturschutzfachlichen Aspekt Rechnung zu tragen, wurde die Anzahl der typspezifischen Rote-Liste-Arten als Bewertungsparameter aufgenommen. Berücksichtigung finden hierbei Arten der Gefährdungskategorien „gefährdet“ („vulnerable“), „stark gefährdet“ („endangered“) und „vom Aussterben bedroht“ („critically endangered“), wie sie in der Roten Liste der Fische Österreichs (Wolfram & Mikschi, 2007) und/oder in der „IUCN Red List of Threatened Species“ (www.iucnredlist.org) eingestuft sind.

Gleiches gilt für die Anzahl gewässertypspezifischer Arten gemäß Leitbild, die in der FFH-Richtlinie gelistet sind (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie in der aktuellen Fassung, Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992). Berücksichtigt werden dabei die Arten des Anhangs II. Die Betrachtung von Arten des Anhangs IV erübrigt sich, da die einzige für Österreich relevante Art des Anhangs IV, der Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*), auch im Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet ist.

Auch diese Artenzahlen der Rote-Liste- und FFH-Arten werden im separaten Excel-File durch einfache Auswahl von Bio- und Fischregion automatisch angegeben und können ins evaRest-Bewertungsfile übertragen werden. Dies gilt sowohl für den Leitbildzustand als auch für die bei den Vergleichsuntersuchungen tatsächlich nachgewiesenen Arten. Gezählt werden methodisch bedingt nur jene Arten, die im Leitbild der Untersuchungsstrecke angeführt sind. Damit wird zugleich verhindert, dass vermeintliche Verbesserungen, die auf nicht leitbildkonforme Maßnahmen zurückzuführen sind, positiv gewertet werden. Für die Bewertung der beiden Naturschutzparameter wird als Referenz die Anzahl der im Leitbild vorkommenden Arten herangezogen. Diese wird mit der Anzahl der dokumentierten Arten bei den Vergleichsuntersuchungen verglichen, die Veränderung wird bewertet.

Eingabe der Kenndaten in das Excel-File und Berechnung der Veränderung

Die einzugebenden Kenndaten für die Befischungsstrecke orientieren sich an den Vorgaben für die Erstellung von Probenahmeprotokollen aus dem Leitfaden (BMNT, 2019). Die genaue Dokumentation der Probenahme dient vor allem dazu, den Bearbeiterinnen und Bearbeitern des Postmonitorings eine klare Auskunft zu geben, wie das Prämonitoring durchgeführt wurde, da bei vergleichenden Untersuchungen möglichst dieselbe Art der Probenahme zum selben saisonalen Aspekt durchgeführt werden sollte. Falls beim Prämonitoring

eine vom Leitfaden abweichende Methodik angewandt worden sein sollte, ist dies mit Angabe der Kenndaten klar dokumentiert. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist eine allfällige Abweichung vom Leitfaden unbedingt zu berücksichtigen.

Die für die Bewertung herangezogenen, oben beschriebenen Parameter sind entweder direkt aus dem FIA-Bewertungsfile oder aus dem separaten Excel-File zu übernehmen (Tabelle 10). Werden weiterführende Untersuchungen durchgeführt, können die Daten und Ergebnisse zur Dokumentation im Tabellenreiter des Moduls Fische frei ergänzt werden. Die vorläufige Definition der Klassengrenzen für die einzelnen Veränderungsklassen erfolgte anhand von Beispielen aus der Praxis und wird jedenfalls noch geschärft, sobald im Rahmen laufender und künftiger Monitoringprojekte weitere Daten zur Verfügung stehen.

Tabelle 10 Fische: Ausgewählte Parameter und Beschreibung

Parameter	Beschreibung
Einzelparameter gemäß FIA:	
Artenzusammensetzung Leitarten	Die Daten werden aus dem „FIA-Bewertungsfile“ übernommen.
Artenzusammensetzung Typische Begleitarten	
Artenzusammensetzung Seltene Begleitarten	
Strömungsgilden	
Reproduktionsgilden	
Fischregionsindex	
Altersaufbau Leitarten	
Altersaufbau Typische Begleitarten	
Ergänzende Parameter:	
Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten lt. Leitbild	Die Daten können im Excel-File „evaRest-Vorlage-Fische-GildenverteilungNaturschutz“ einfach ermittelt werden.
Anzahl typspezifischer FFH-Arten lt. Leitbild	
Strömungsgilden-Verteilung	Grafische Darstellung (gestapelte Säulendiagramme) mit textueller Interpretation im Ergebnisblatt. Die Gildenverteilungen sind kein Bestandteil der Bewertungsgrafiken. Die Daten werden im Excel-File „evaRest-Vorlage-Fische-GildenverteilungNaturschutz“ berechnet und aus diesem übernommen.
Reproduktionsgilden-Verteilung	

Hinweise zur Dateneingabe



Im evaRest Datenpaket wird für die Dokumentation der Daten, die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse des Moduls Fische ein Tabellenreiter im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“ zur Verfügung gestellt.

Zur Berechnung der ergänzenden Parameter dient die Excel-Vorlage „*evaRest-Vorlage-Fische-GildenverteilungNaturschutz*“.

7.5 Makrozoobenthos

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Unter dem Begriff „Makrozoobenthos“ wird die Gesamtheit der Wirbellosen verstanden, die auf oder in der Gewässersohle leben und mit freiem Auge sichtbar sind, also Längen von mehr als 1 mm aufweisen. Es handelt sich hierbei nicht um einen taxonomischen Begriff, vielmehr umfasst er alle Bewohner eines speziellen Lebensraumes. Zum Makrozoobenthos zählt eine Vielzahl nicht näher miteinander verwandter Tiergruppen – darunter Insekten, Krebstiere, Weichtiere, Ringelwürmer, Schwämme oder Hohltiere.

Die Makrozoobenthosgemeinschaften sind für die Bewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers von großer Bedeutung, und zwar sowohl hinsichtlich der Gewässergüte als auch hinsichtlich der morphologischen Qualität. Als tierische Organismen, die zumindest ihre Larvalentwicklung im aquatischen Lebensraum durchlaufen, oft aber auch ihr gesamtes Leben dort verbringen, sind Süßwasserwirbellose den Stoffen im sie umgebenden Wasser permanent und direkt ausgesetzt.

Anders als chemische Messungen, bei denen in der Regel in Form von zeitlich und räumlich punktuellen Erhebungen Einzelparameter erfasst und quantifiziert werden, integrieren Makrozoobenthos-Organismen nicht nur über die Gesamtheit der im Wasser gelösten Stoffe und über mögliche Wechselwirkungen zwischen diesen Stoffen, sondern sie tun dies auch kontinuierlich über einen längeren Zeitraum hinweg. Im Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (BMLFUW, 2016) wird die benthische Wirbellosenfauna daher bei den stofflichen Belastungsfaktoren „Sauerstoffhaushalt“ und „Versauerung“ als biologische Qualitätskomponente mit der höchsten Aussagekraft angeführt, für die Faktoren

„Nährstoff“, „Temperatur“ und „Versalzung“ als Komponente mit geringerer, aber deutlich vorhandener Aussagekraft.

Unterschiedliche Arten haben unterschiedliche Ansprüche an ihre Lebensraumqualität. Vor allem bei den Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera, kurz „EPT-Taxa“) finden sich viele hinsichtlich der Strukturausstattung ihrer Wohngewässer besonders anspruchsvolle Arten. Auch Veränderungen der Strömungsbedingungen wirken sich besonders deutlich und rasch auf Wirbellose aus, zum einen, weil sich mit der Fließgeschwindigkeit auch die Zusammensetzung des Substrats ändert, zum anderen, weil von den Strömungsbedingungen auch die Sauerstoffverfügbarkeit abhängt. Im Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Einleitung (BMLFUW, 2016) werden die Makrozoobenthos-gemeinschaften daher in Hinblick auf die hydromorphologischen Stressoren „Veränderungen der Stromsohle“ und „Stau“ als biologisches Qualitätselement mit der höchsten Aussagekraft, hinsichtlich der Parameter „morphologische Veränderungen“, „Restwasser“, „Schwellbetrieb“ und „Kontinuumsunterbrechungen“ als Komponente mit geringerer, aber deutlich vorhandener Aussagekraft betrachtet.

Die Untersuchung von Makrozoobenthosgemeinschaften, wie sie derzeit in Österreich auf Basis des entsprechenden Leitfadens (BMNT, 2018) durchgeführt wird, liefert dank der alle Habitate berücksichtigenden Probenahme-Methode des Multi-Habitat-Samplings (MHS; Moog, 2004) eine breite Datenbasis, die wesentlich genauere Aussagen als die bloße Beurteilung des ökologischen Zustandes zulässt. Aus den Rohdaten kann eine Vielzahl weiterer Informationen gewonnen werden, etwa das Vorkommen und die Häufigkeit gefährdeter und/oder geschützter Arten, die Verteilung der Ernährungstypen, die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen oder die Anteile bestimmter indikativer Großgruppen an der Gesamtzönose.

Bislang ist die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand Multimetrischer Indices (für die die Multi-Habitat-Sampling-Methode die methodische Grundvoraussetzung ist) auf Gewässer mit Einzugsgebietsgrößen über 10 km² beschränkt. Für den Fall, dass Aufwertungsmaßnahmen in kleineren Gewässern gesetzt werden, wird empfohlen, beim Monitoring dennoch diese Probenahme-Methodik anzuwenden. Bei der Auswertung kann auf die multimetrischen Indices verzichtet werden, alle für das Bewertungssystem benötigten Detailinformationen können aber aus dem so generierten Datenmaterial abgeleitet werden.

Untersuchungsdesign

Für die biologischen Qualitätselemente im Allgemeinen und für das Makrozoobenthos im Speziellen wird aus fachlicher Sicht das BACI-Untersuchungsdesign empfohlen. Bei den üblicherweise langen Zeiträumen zwischen dem Prä- und Postmonitoring(s) können so Veränderungen, die unabhängig von der Maßnahmensetzung stattgefunden haben, erkannt und Fehlschlüsse vermieden werden.

Zeitlicher Aspekt

Die Untersuchung der Situation vor der Umsetzung von Maßnahmen sollte so knapp wie möglich vor Baubeginn erfolgen, um die Wahrscheinlichkeit von Veränderungen der gewässerökologischen Situation zwischen der Beprobung und dem Beginn der Bauarbeiten zu minimieren. Zugleich ist aber darauf Bedacht zu nehmen, dass die Probenahme im für den jeweiligen Gewässertyp im Leitfaden vorgegebenen Zeitfenster stattfindet.

Das Postmonitoring der biologischen Elemente sollte, wie schon oben betont, frühestens fünf Jahre nach Abschluss der Maßnahmensetzung erfolgen. In besonderen Fällen, etwa in großen Flüssen, kann eine Erfolgskontrolle sogar erst nach zehn Jahren sinnvoll sein.

Tatsächlich erfordern bestimmte Rahmenbedingungen oft eine frühere Nachuntersuchung. Dabei sollte aber beachtet werden, dass zumindest ein bettbildendes Hochwasser über die fertiggestellte Maßnahme abgelaufen ist.

Räumlicher Aspekt

Erhebungen für das Qualitätselement Makrozoobenthos werden in Österreich auf Basis des nationalen Leitfadens durchgeführt (BMNT, 2018). Dieser wurde ursprünglich für die Bewertung von Wasserkörpern im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (also beispielsweise für Erhebungen im Rahmen der GZÜV) ausgearbeitet und nicht für das Monitoring von Maßnahmen, die sich oft nur über kurze Fließabschnitte erstrecken. Im Leitfaden wird vorgegeben, dass jede Probestrecke für einen mindestens 500 m langen Gewässerabschnitt repräsentativ sein muss. Aufgrund der Kleinräumigkeit vieler Renaturierungsmaßnahmen kann dieser Vorgabe jedoch nicht immer entsprochen werden.

Bei größeren Renaturierungen wird daher empfohlen, nach den Vorgaben des Leitfadens eine für einen längeren Abschnitt charakteristische, 100 m lange Probestrecke auszuwählen. Bei kleinräumigeren Renaturierungen sollte hingegen nur der Abschnitt untersucht werden, in dem tatsächlich Maßnahmen stattgefunden haben – selbst, wenn seine Länge weniger als 100 m beträgt.

Einen Sonderfall stellt hier jedoch die Neuanlage oder Wiederanbindung von Altarmen in Tiefland-gewässern dar. Unter Altarmen versteht man nicht durchströmte, nicht oder nur unterstromig angebundene, aber permanent benetzte Gewässerabschnitte. Aufgrund der besonderen abiotischen Bedingungen finden sich hier in der Regel überwiegend Stillwasserarten mit nur geringem Sauerstoffbedarf oder anatomischen Sonderbildungen zur Aufnahme atmosphärischen Sauerstoffs. Für diesen Maßnahmentyp wird empfohlen, den Altarm nicht nur für sich genommen, sondern in Zusammenschau mit dem durchströmten Hauptarm zu untersuchen. Würde nur das Habitat „Altarm“ beprobt, wären deutlich zu schlechte Ergebnisse zu befürchten, weil hier naturgemäß die leitbildspezifischen Fließwasserarten fehlen. Auf der anderen Seite können gerade diese Stillwasserarten in Gewässerregionen, in denen Altarme Teil des Leitbilds sind, zu einer deutlichen Verbesserung der Bewertung des Gesamtsystems führen, indem sie im Hauptfluss nicht vorkommende Arten zur Artengemeinschaft beisteuern. Dies ist allerdings nur dann der Fall, wenn Haupt- und Altarm als Gesamtsystem und nicht voneinander getrennt analysiert werden.

Werden in größeren Fließgewässern nur Maßnahmen entlang der Ufer oder gar entlang nur eines Ufers umgesetzt, während die Sohle unverändert bleibt, erscheint es aus fachlicher Sicht nicht sinnvoll, eine leitfadenkonforme Erhebung über die gesamte Gewässerbreite durchzuführen. Hier sollten stattdessen detaillierte Aufnahmen im unmittelbaren Maßnahmenbereich erfolgen, wobei die generellen Vorgaben des Multi-Habitat-Samplings aber jedenfalls einzuhalten sind (20 habitatanteilig gezogene Teilproben). Für diesen Sonderfall gibt es im „evaRest“ die Möglichkeit, die Breite des beprobten Gewässerstreifens anzugeben.

Ähnliches gilt für große, nur in den Uferbereichen bewatbare Fließgewässer, in denen aufgrund zu großer lokaler Gewässertiefen nicht die gesamte Gewässersohle beprobt werden kann. Für derartige Fälle sieht der Leitfaden folgende Kompromisslösung vor: „Bei der Habitatschätzung wird der Flächenanteil größerer Wassertiefen jenen Flächen zugeschlagen, welche gerade noch mit Wathose begehbar und besammelbar sind. Die aliquoten Einzel-

proben werden – stellvertretend für die nicht begehbaren Bereiche – aus den noch begehbaren Abschnitten entnommen“ (BMNT, 2018). Auch in diesen Fällen ist im „evaRest“ die tatsächlich beprobte Gewässerbreite anzugeben.

Für große, nicht wabare Gewässer, in denen sich die Maßnahme über die Ufer hinaus in Richtung Flussmitte oder sogar über die gesamte Bettbreite erstreckt, wird empfohlen, das Grundprinzip der MHS-Methode beizubehalten, also die Habitate abzuschätzen und 20 anteilige Teilproben zu nehmen. Allerdings muss hier auf andere Probenahmegeräte zurückgegriffen werden, etwa auf einen Ekman-Greifer, Airlift-Sampling, o. ä.

Parameter und Ausprägungskategorien

Der Großteil der für die Makrozoobenthos-Bewertung mit evaRest benötigten Indices, Scores und Metrics kann aus der Auswertungssoftware ECOPROF bezogen werden. Grundbedingung ist dafür die Probenahme in Form des Multi-Habitat-Samplings, wie sie im „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos“ (BMNT, 2018) vorgesehen ist.

Zusätzlich sind für die Berücksichtigung naturschutzrelevanter Aspekte die Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Rote Listen auf Landesebene sowie die „IUCN Red List of Threatened Species“ (www.iucnredlist.org) heranzuziehen. Für die folgenden Großgruppen liegen bundesweite Rote Listen vor:

- **Flusskrebse** (Petutschnig, J. (2009): Rote Liste der Flusskrebse (Decapoda) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/3. Wien, Böhlau: 25-40.
- **Köcherfliegen** (Malicky, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/3. Wien, Böhlau: 319-358.
- **Libellen** (Raab, R., A. Chovanec & J. Pennerstorfer (2006): Libellen Österreichs. Springer, Wien.

- **Neuropteren** (Gepp, J. (2005): Rote Liste der Neuropterida (Netzflügler) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/1. Wien, Böhlau: 285-312.
- **Urzeitkrebse** (Eder, E & W. Hödl (2002): Large freshwater branchiopods in Austria: diversity, threats and conservational status. In: Escobar-Briones, E., Alvarez, F. (eds.): Modern approaches to the study of Crustacea. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: 281-289.
- **Wasserkäfer** (Jäch, M. A., F. Dietrich & B. Raunig (2005): Rote Liste der Zwergwasserkäfer (Hydraenidae) und Krallenkäfer (Elmidae) Österreichs (Insecta: Coleoptera). In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/1. Wien, Böhlau: 211-284.
- **Weichtiere** (Reischütz, A. & P. L. Reischütz (2007): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/2. Wien, Böhlau: 363-433.

Tabelle 11 Makrozoobenthos: Parameter(gruppen) und Beschreibung

Parameter	Beschreibung
Ökologischer Zustand	
Ökologischer Zustand Gesamtbewertung	Hier sind der ökologische Zustand und die bis zu drei Teilparameter, aus denen sich seine Bewertung zusammensetzt (Saprobienindex, Multimetrischer Index 1 und Multimetrischer Index 2), aus der Standard-Auswertungstabelle des Programms ECOPROF einzutragen. Für den Saprobienindex wird in der Spalte „Leitbild“ außerdem der saprobielle Grundzustand eingetragen, um die Ist-Situation mit einer vom Menschen unbeeinträchtigten Leitbildsituation vergleichen zu können. (Anmerkung: In der Regel – etwa, wenn nur Strukturierungsmaßnahmen gesetzt werden – wird der Saprobienindex sich durch

Parameter	Beschreibung
	die Maßnahmenumsetzung nicht nennenswert ändern. Er wird daher im Veränderungsdiagramm auch nicht dargestellt. Wenn Eingriffe erfolgen, die sich deutlich auf die Saprobie auswirken (können) – z. B. die Umwandlung von Stauen in freie Fließstrecken, die Wiederanbindung bislang abgetrennter Nebenarme oder die Sanierung von Kläranlagen – und sich in der Veränderungsspalte im Bewertungsfile merkliche Veränderungen ergeben, soll dies im Tabellenreiter „Zusammenfassung“ eingetragen bzw. im Berichtsteil textlich diskutiert werden.)
Artenzusammensetzung	
Artenanzahl	Beim Parameter „Artenanzahl“ sind generell nur die auf Artniveau bestimmten Organismen entsprechend der ECOPROF-Ausgabe „Gesamttaxazahl (exkl. „sp.“)“ zu berücksichtigen. Für jede Art ist weiters eine fachliche Einschätzung zu treffen, ob es sich um eine standorttypische Art handelt. Neozoen oder Arten, die unter natürlichen Bedingungen nicht im Projektgebiet zu erwarten wären, werden nicht gezählt!
Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten	Für jede Art, die sich in den Gefährdungskategorien VU, EN oder CR auf einer bundes- oder landesweiten Roten Liste oder auf der „IUCN Red List of Threatened Species“ findet, ist eine fachliche Einschätzung zu treffen, ob diese Art für den untersuchten Standort typisch ist. Nur dann wird sie gezählt! Damit wird verhindert, dass vermeintliche Verbesserungen, die auf nicht leitbildkonforme Maßnahmen zurückzuführen sind, positiv gewertet werden. Beispiel: In einem metarhithralen Gewässerabschnitt wird eine überbreite Aufweitung umgesetzt, die zur Ausbildung nicht standorttypischer Stillwasserbereiche führt, in denen sich standortfremde stillwasserbewohnende Rote-Liste-Arten ansiedeln. Diese würden bei unreflektierter Zählung zu einer Erhöhung der Anzahl geschützter Arten führen und damit eine Verbesserung anzeigen, die in der Realität aber nicht vorliegt.
Anzahl typspezifischer FFH-Arten	Analog zum Parameter „Anzahl typspezifischer Rote-Liste-Arten“ werden auch bei den FFH-Arten nur die standorttypischen Spezies gezählt. Zu berücksichtigen sind alle 20 in den Anhängen II, IV und V geführten aquatischen Wirbellosenarten, die in Österreich vorkommen.
Hilfsparameter Anzahl EPT-Taxa und Anzahl CBO-Taxa	Die Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (EPT-Taxa) sind zumeist deutlich stärker strukturegebunden als andere Großgruppen und werden daher traditionell als Strukturgüteindikatoren herangezogen. In vielen Bewertungssystemen (wenn auch nicht bei ECOPROF) finden zudem auch die Artenzahlen von Coleopteren, Bivalvia und Odonaten (CBO-Taxa) Verwendung bei der Beurteilung des strukturellen Zustands eines Gewässers. Wegen der meist hohen bis sehr hohen Artenzahlen in diesen sechs Insektengruppen wird lediglich die Gesamtartenzahl eingetragen, auf eine Feststellung der Typspezifität wird hier im Sinne einer einfacheren Handhabbarkeit verzichtet. Aufgrund dieser Vereinfachung werden die beiden Parameter nicht im Diagramm dargestellt. Sie können aber wichtige Zusatzinformationen liefern, die bei augenfälligen Unterschieden zwischen Untersuchungsstellen/-terminen noch einer näheren fachlichen Betrachtung unterzogen werden können.
Verhältnis EPT/Diptera (Taxa) und Verhältnis EPT/Chironomidae (Taxa)	Die beiden Parameter geben das Verhältnis der Artenzahlen der stark strukturegeb. EPT-Taxa und jener der wenig strukturegeb. Dipteren- bzw. Chironomiden-Taxa an und vermitteln so einen ersten generellen Eindruck von der Strukturausstattung eines Gewässerabschnitts. Beide Parameter werden von ECOPROF als

Parameter	Beschreibung
	Dezimalzahlen mit zwei Nachkommastellen berechnet und sind so in die Bewertungsmaske einzugeben.
Neozoa (Taxa) und Invasive Neozoa (Taxa)	Ab ECOPROF-Version 5.0 werden bei der Auswertung die beiden Parameter „Neozoa“ und „Invasive Neozoa“ berücksichtigt und im Ergebnisfile „Taxalisten“ dargestellt. Die jeweiligen Artenzahlen sind in das EvaRest-Auswertungsfile zu übertragen.
Individuenzusammensetzung	
Individuen typspezifische Rote-Liste-Arten	<p>Für jede Art, die sich in den Gefährdungskategorien VU, EN oder CR auf einer bundes- oder landesweiten Roten Liste oder auf der „IUCN Red List of Threatened Species“ findet, ist eine fachliche Einschätzung zu treffen, ob diese Art für den untersuchten Standort typisch ist. Die Individuendichten (Individuen pro m²) aller Arten, auf die dies zutrifft, werden addiert und die Summe in die Bewertungstabelle eingetragen. Die ausschließliche Berücksichtigung von Individuen typspezifischer Arten verhindert, dass vermeintliche Verbesserungen, die auf nicht leitbildkonforme Maßnahmen zurückzuführen sind, positiv gewertet werden.</p> <p>Beispiel: In einem potamalen Gewässerabschnitt wird der Gewässerquerschnitt eingengt, was zu einer atypischen Erhöhung der Fließgeschwindigkeit führt. Rhithrale Rote-Liste-Arten siedeln sich an, bilden individuenreiche Bestände aus und verdrängen potamale Arten. Eine unreflektierte Zählung würde eine Erhöhung der Individuenzahlen geschützter Arten ergeben und damit eine Verbesserung anzeigen, die in der Realität aber nicht vorliegt.</p> <p>Für die folgenden Großgruppen liegen bundesweite Rote Listen vor: Flusskrebse, Köcherfliegen, Libellen, Neuropteren, Urzeitkrebse, Wasserkäfer und Weichtiere. Auch landesweite Rote Listen sind zu berücksichtigen.</p>
Individuen typspezifische FFH-Arten	Analog zum Parameter „Individuen typspezifischer Rote-Liste-Arten“ werden auch bei den FFH-Arten nur die Individuendichten (Individuen pro m ²) der standorttypischen Spezies gezählt. Zu berücksichtigen sind alle 20 in den Anhängen II, IV und V geführten aquatischen Wirbellosenarten, die in Österreich vorkommen.
Hilfsparameter Individuen EPT-Taxa und Individuen CBO-Taxa	Die Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (EPT-Taxa) sind zumeist deutlich stärker strukturgebunden als andere Großgruppen und werden daher traditionell als Strukturgüteindikatoren herangezogen. In vielen Bewertungssystemen (wenn auch nicht bei ECOPROF) finden zudem auch die Artenzahlen von Coleopteren, Bivalvia und Odonaten (CBO-Taxa) Verwendung bei der Beurteilung des strukturellen Zustands eines Gewässers. Wegen der meist hohen bis sehr hohen Artenzahlen in diesen sechs Insektengruppen wird lediglich Summe der Individuendichten (Individuen pro m ²) aller EPT/CBO-Taxa eingetragen, auf eine Feststellung der Typspezifität wird hier im Sinne einer einfacheren Handhabbarkeit verzichtet. Aufgrund dieser Vereinfachung werden die beiden Parameter nicht im Diagramm dargestellt. Sie können aber wichtige Zusatzinformationen liefern, die bei augenfälligen Unterschieden zwischen Untersuchungsstellen/-terminen noch einer näheren fachlichen Betrachtung unterzogen werden können.
Verhältnis EPT/Diptera (Individuen) und Verhältnis	Die beiden Parameter geben das Verhältnis der Individuendichten (Individuen pro m ²) der stark strukturgebundenen EPT-Taxa und jener der wenig strukturgebundenen Dipteren- bzw. Chironomiden-Taxa an und vermitteln so einen ersten generellen Eindruck von der Strukturausstattung eines Gewässerabschnitts. Beide Parameter werden von ECOPROF standardmäßig als

Parameter	Beschreibung
EPT/Chironomidae (Individuen)	Dezimalzahlen mit zwei Nachkommastellen berechnet und sind so in die Bewertungsmaske einzugeben.
Neozoa (Individuen) und Invasive Neozoa (Individuen)	Ab ECOPROF-Version 5.0 werden bei der Auswertung die beiden Parameter „Neozoa“ und „Invasive Neozoa“ berücksichtigt und im Ergebnisfile „Taxalisten“ dargestellt. Die jeweiligen Individuendichten (Individuen pro m ²) sind in das EvaRest-Auswertungsfile zu übertragen.
Ökologische Kennzahlen	
LZI gewichtet	Der Regionsindex LZI bricht die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen auf eine Zahl herunter. Für die Bewertung mit EvaRest ist die gewichtete Variante („Regionsindex gewichtet“) aus ECOPROF zu übernehmen. In der Spalte „Leitbild“ wird der Fischregionsindex laut Leitbild aus dem Modul „Fische“ übernommen.
RETI	Der Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI) gibt das Verhältnis zwischen den typischen rhithralen Ernährungstypen (Zerkleinerer und Weidegänger) und den typischen potamalen Ernährungstypen (Filterierer, Detritusfresser) wieder und kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. In rhithralen Abschnitten sind hohe, in potamalen niedrige Werte zu erwarten, merkliche Beeinträchtigungen sind an Werten unter 0,5 abzulesen. Der RETI wird standardmäßig von ECOPROF berechnet und ist in die Bewertung mit EvaRest zu übernehmen.
Sensitive Taxa	Die Metric „Sensitive Taxa“ wird ausschließlich für die Screening-Methode verwendet und trifft eine Aussage über die allgemeine Umwelttoleranz auf Grundlage einer Liste von 287 im Feld bestimmbaren Screening-Taxa, von denen 109 als „sensitiv“ eingestuft sind. Sie berechnet sich als Quotient aus nachgewiesenen Taxazahlen und erwarteten Taxazahlen (EQR, Ecological Quality Ratio). Für die Bewertung mit evaRest ist in der Spalte „Leitbild“ die erwartete Taxazahl einzugeben. Diese ist für die gegenständliche Bioregion, den gegenständlichen saprobiellen Grundzustand und gegebenenfalls die gegenständliche innere Differenzierung den entsprechenden Tabellen im Leitfaden (BMNT, 2018) zu entnehmen. In der Spalte „Aktuell“ ist die tatsächlich nachgewiesene Taxazahl einzugeben.
Degradations-Score	Die Metric „Degradations-Score“ wird ausschließlich für die Screening-Methode verwendet und trifft eine Aussage über die allgemeine Degradation auf Grundlage einer Liste von 287 im Feld bestimmbaren Screening-Taxa. Ihre Berechnung basiert auf der Häufigkeit und Stetigkeit des Vorkommens unterschiedlicher Makrozoobenthos-Taxa in unterschiedlich beeinträchtigten Gewässerabschnitten bzw. auf den daraus von Expertinnen und Experten abgeleiteten und im Leitfaden veröffentlichten Punktwerten. Die Metric berechnet sich aus dem Quotienten der beobachteten und der erwarteten Punktwertesummen (EQR, Ecological Quality Ratio). Für die Bewertung mit evaRest ist in der Spalte „Leitbild“ der Grenzwert für die gegenständliche Bioregion, den gegenständlichen saprobiellen Grundzustand und gegebenenfalls die gegenständliche innere Differenzierung aus den entsprechenden Tabellen im Leitfaden (BMNT, 2018) zu übernehmen. In der Spalte „Aktuell“ ist der tatsächlich ermittelte Wert einzugeben.

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die Dokumentation der Daten, die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse des Moduls Makrozoobenthos ein Tabellenreiter im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“ zur Verfügung gestellt.

7.6 Libellen

Beitrag von Andreas Chovanec

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Die Bedeutung libellenkundlicher Untersuchungen in der wasserwirtschaftlichen Praxis hat in den vergangenen Jahrzehnten stark zugenommen. Die Gründe für den Einsatz von Odonata zur Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit stehender und fließender Gewässer sind in der Literatur umfassend beschrieben (z. B. Chovanec & Waringer, 2001; Oertli, 2008). An dieser Stelle werden zusammenfassend folgende Punkte hervorgehoben (Chovanec, 2019a, 2019b):

- Die Biologie der Odonata und ihre Verbreitung sind vergleichsweise gut dokumentiert (z. B. Boudot & Kalkman, 2015; Chovanec et al., 2017; Dijkstra et al., 2021; Klaiber et al., 2017; Wildermuth & Martens, 2019).
- Libellen besiedeln ein breites Spektrum perennierender und temporärer aquatischer und amphibischer Lebensräume.
- Sie sind aussagekräftige Zeiger der hydrologischen und morphologischen Bedingungen von Gewässern, ihrer Vernetzung mit dem Umland und des Zustandes der gewässerrelevanten Vegetationsausstattung und eignen sich für die scharfe typologische Charakterisierung lotischer und lenitischer Systeme (z. B. Chovanec, 2021; Waringer, 1989). Sie sind daher integrative Indikatoren des Zustandes von Landschaftsräumen, die durch aquatische und amphibische Systeme geprägt sind.
- Libellen reagieren sehr schnell selbst auf kleinräumige positive oder negative Veränderungen innerhalb ihres Lebensraumes (Bogan et al., 2020; Buczyński et al., 2016).
- Die Bindung imaginaler Libellen an Gewässer – zumindest während der Fortpflanzungsperiode – erleichtert ihre Nachweisbarkeit (Schmidt, 1985).

- Die Zahl der Arten ist überschaubar und umfasst sowohl euryöke Spezies mit einer stärkeren Resilienz gegenüber Umwelteinflüssen als auch stenöke Spezies mit einer engen ökologischen Nische und einem daher auch hohen Indikationspotential für den Zustand der art-spezifischen Lebensräume.
- Auf der Basis der zum Teil engen ökologischen Ansprüche von Libellenarten und – assoziationen sind die Entwicklung und Anwendung gewässertyp-spezifischer Ansätze im Sinne der Bewertungsphilosophie der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; RL 2000/60/EG) sinnvoll und umsetzbar. In deren Rahmen sind auch sensitive, kleinräumige und maßnahmen-bezogene Analysen möglich (Chovanec, 2018). Synergien mit naturschutzrechtlichen bzw. -fachlichen Aspekten sind gegeben, da von den 16 in den Anhängen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (Richtlinie 92/43/EWG) genannten Libellenarten elf in Österreich vorkommen.
- Da die Imagines zweifelsfrei im Feld am lebenden Tier bestimmbar sind, sind Erhebungen ohne Tötung und Konservierung von Individuen und ohne die Sammlung der im Wasser lebenden Larven durchführbar, was aus ethischen Gründen und aus der Sicht des Artenschutzes vorteilhaft ist.
- Zugunsten von Libellen an Gewässern ergriffene Maßnahmen kommen der gesamten gewässertyp-spezifischen aquatischen und semiaquatischen Fauna zugute. Libellen spielen deswegen als „Umbrella Indicators“ bei angewandten Fragestellungen eine große Rolle (Sahlén & Ekestubbe, 2001).

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Grundlage der hier vorgeschlagenen Bewertung ist die Erhebung der imaginalen Libellenfauna mit ergänzenden Aufsammlungen von Exuvien (Chovanec, 2019a). Grundsätzlicher methodischer Rahmen für die Auswertung und die Bestimmung des libellen-ökologischen Zustandes ist das Konzept der biozönotischen Region (Chovanec, 2019a, 2019b) (Chovanec, 2019a, 2019b, 2021b, 2021a).

Untersuchungsdesign

Die Maßnahmenevaluierung auf der Basis libellenkundlicher Untersuchungen kann auf der ausschließlichen Bewertung des Maßnahmenabschnittes basieren (Postmonitoring; Chovanec, 2019 a, b, 2020), auf einem Vergleich der Bewertung des Maßnahmenabschnittes mit dem Ergebnis einer Bewertung eines nahegelegenen Abschnittes, der nicht Gegenstand von Aufwertungsmaßnahmen war (Ortsvergleich; Chovanec, 2018) oder auf einem

Vergleich der Bewertung des Abschnittes vor und nach Durchführung der Aufwertungsmaßnahmen (Zeitvergleich) oder durch einen Orts- und Zeitvergleich mit Vergleichsstrecke (BACI). Diese zusätzliche Kontrollstrecke ermöglicht es, von der Maßnahmenumsetzung unabhängige, durch äußere Einflussfaktoren wie Schadstoffeinträge oder hydrologische Extremereignisse hervorgerufene Veränderungen der untersuchten Parameter zu erkennen (Chovanec, 2021a; Csar et al., 2019; Gumpinger et al., 2020).

Zeitlicher Aspekt

Das zeitlich versetzte Auftreten von Winter-, Frühlings-/Sommer- und Sommer-/Herbstarten (Corbet, 1999; Laister, 1996; Schmidt, 1985) erfordert mehrere Begehungen pro Jahr, um das aspektbildende, bodenständige Artenspektrum erfassen zu können: Winterlibellen (*Sympecma* spp.) können am besten im Rahmen einer Exkursion bei geeigneten Wetterbedingungen im März/April an den entsprechenden Brutgewässern gesichtet werden: Die beiden Arten der Gattung *Sympecma* sind die einzigen Libellenspezies, deren Individuen als Imagines überwintern und als erste Odonata – die entsprechende Habitatausstattung vorausgesetzt – am Gewässer nachzuweisen sind. Für die Beobachtung der Frühlings-/Sommer- und Sommer-/Herbstspezies empfehlen sich fünf Begehungen im Zeitraum Mai bis September.

Die Durchführung des Post-Monitorings wird drei Jahre nach Fertigstellung der Aufwertungsmaßnahmen empfohlen, da zu diesem Zeitpunkt Exuvien von Arten aus der Familie der Gomphidae nachweisbar sind. Arten aus dieser Familie spielen bei der Bewertung von Fließgewässern eine große Rolle und haben eine zwei bis drei Jahre dauernde Entwicklungszeit. Die rasche Besiedlung neuer, geeigneter Lebensräume durch Libellen (Bogan et al., 2020; Buczyński et al., 2016) macht auch eine frühere Abwicklung des Post-Monitorings möglich; in diesem Fall würde auf die Feststellung sicherer Bodenständigkeit auf der Grundlage von Exuvienfunden verzichtet werden.

Räumlicher Aspekt

An einem Gewässer bzw. Gewässerabschnitt werden in ihrer Habitatausstattung möglichst homogene Strecken mit 100 m Uferlänge kartiert. Die Anzahl der Strecken sollten in ihrer Summe (maßnahmen-) abschnittsbezogene Aussagen ermöglichen. Anzahl und Typ der Untersuchungsstrecken haben das Verhältnis der jeweiligen Habitattypen (z. B. lotische / leni-

tische Zonen, offene Ufer, Röhricht, Schwimmblattpflanzen, Gehölze, ...) bzw. Maßnahmen-typen an dem zu untersuchenden Untersuchungsabschnitt widerzuspiegeln. Im Rahmen jedes Begehungstermins sind die Strecken jeweils zumindest zwei Mal zu begehen.

Parameter und Ausprägungskategorien

Ein im Jahr 2019 veröffentlichter Leitfaden zur Bewertung von Oberflächengewässern auf der Grundlage odonatologischer Untersuchungen gibt u. a. Informationen über die Feldarbeit, Auswahl der 100 m langen repräsentativen Untersuchungsstrecken, Klassifizierung von Abundanzen und Bodenständigkeit sowie die Bewertung des libellen-ökologischen Zustandes (Chovanec, 2019a). Die Bewertungsmatrix für die Beurteilung der Libellengemeinschaften beruht auf diesem Leitfaden und umfasst daher die möglichst vollständige Aufnahme des an einem Untersuchungsort reproduzierenden (bodenständigen) Artenspektrums durch die Erfassung der imaginalen Libellenfauna das Ziel der Erhebungen. Sichtungen frischgeschlüpfter Individuen, die ergänzende Aufnahme von Exuvien, Abschätzungen der Individuenzahlen sowie Beobachtungen von Fortpflanzungsverhalten dienen der Klassifizierung der Bodenständigkeit von Arten (siehe auch Bried et al. 2015). Den gesetzlichen Vorgaben der WRRL und des Österreichischen Wasserrechtsgesetzes (WRG) folgend, basiert die Bewertung des libellen-ökologischen Zustandes auf dem Vergleich der gewässertyp-spezifischen Libellenfauna mit dem Status quo. Insbesondere im Zusammenhang mit der Evaluierung von Restrukturierungs- und Aufwertungsmaßnahmen hat sich die Anwendung des Konzeptes der biozönotischen Region in der angewandten Libellenkunde bewährt (z. B. Chovanec, Andreas et al., 2017; Chovanec, 2019a, 2019b).

Die Veränderungen des libellen-ökologischen Zustandes gehören zu den darzustellenden Größen, die Auswahl weiterer Parameter ermöglicht einen detaillierteren Blick auf die Auswirkungen ökologischer Aufwertungsmaßnahmen (Chovanec, 2021a). Die Parameter zur Bewertung des libellenökologischen-Zustandes sind in Tabelle 12 dargestellt.

Die vier auf Bodenständigkeit und Abundanzen von Leit- und Begleitarten bezogenen Parameter ermöglichen einen detaillierteren, über den ausschließlichen libellen-ökologischen Zustand hinausgehenden Blick, ob beispielsweise die umgesetzten Maßnahmen vorwiegend den Leitarten, den Begleitarten oder der gesamten gewässertyp-spezifischen Referenzzönose zu Gute kam.

Tabelle 12 Libellen: Ausgewählte Parameter zur Beschreibung des libellen-ökologischen Zustandes

Parameter	Beschreibung
Libellen-ökologischer Zustand des gesamten Maßnahmenabschnittes	Es wird der libellen-ökologische Zustand des gesamten, von der Maßnahme betroffenen Gewässerabschnittes bestimmt. Grundlage sind die an allen Untersuchungsstrecken gewonnenen Daten („Gesamtliste“ der sicher, wahrscheinlich und möglicherweise bodenständigen Arten). Dieser Parameter ist insofern dann von Bedeutung, wenn beispielsweise mehrere Leitarten im Abschnitt auftreten, deren Vorkommen allerdings auf unterschiedliche Strecken verteilt sind und diese daher den guten libellen-ökologischen Zustand verfehlen.
Libellen-ökologischer Zustand der Einzelstrecken	Der Libellen-ökologische Zustand der einzelnen, im Maßnahmenabschnitt kartierten Untersuchungsstrecken ermöglicht einen detaillierten Blick auf den Zustand einzelner homogener Strecken und damit beispielsweise auf die Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmentypen.
Sicher, wahrscheinlich und möglicherweise bodenständige (swm b) Leitarten	Anteil der bodenständigen Leitarten am Spektrum der Leitarten der gewässertyp-spezifischen Referenz-Libellenzönose.
Sicher, wahrscheinlich und möglicherweise bodenständige (swm b) Begleitarten	Anteil der bodenständigen Begleitarten am Spektrum der Begleitarten am Spektrum der Begleitarten der gewässertyp-spezifischen Referenz-Libellenzönose. Begleitarten erster Ordnung und Begleitarten zweiter Ordnung werden hier zusammengezogen.
Abundanzen der Leitarten	Anteil der bodenständigen Leitarten mit Abundanzklasse III, IV oder V am Spektrum der Leitarten der gewässertyp-spezifischen Referenz-Libellenzönose. Dafür werden die Untersuchungsstrecken mit der höchsten für die jeweiligen Arten festgestellten Abundanz herangezogen.
Abundanzen der Begleitarten	Anteil der bodenständigen Begleitarten mit Abundanzklasse III, IV oder V am Spektrum der Begleitarten der gewässertyp-spezifischen Referenz-Libellenzönose. Begleitarten erster Ordnung und Begleitarten zweiter Ordnung werden hier zusammengezogen. Dafür werden die Untersuchungsstrecken mit der höchsten für die jeweiligen Arten festgestellten Abundanz herangezogen.
Gewässertyp-spezifische FFH-Arten	Der allfällige Gefährdungsstatus von Arten fließt in die Bestimmung des libellen-ökologischen Zustands nicht ein, wird aber in der Darstellung der Ergebnisse als zusätzliche Information angegeben, da mit entsprechenden Funden naturschutzrechtliche Verpflichtungen verbunden sein können, insbesondere im Zusammenhang mit der Ausweisung von Natura 2000-Gebieten. Ergänzend kann auch der Gefährdungsstatus der Arten der österreichischen und europäischen Roten Liste gemäß angeführt und diskutiert werden (Boudot & Kalkman, 2015; Kalkman et al., 2010; Raab, 2006).

Parameter	Beschreibung
Gesamtartenspektrum	Dieser Parameter gestattet beispielsweise auch die Integration von Aspekten der nachgewiesenen Libellenfauna, die außerhalb der Beurteilung des gewässertyp-spezifischen Artenspektrums und des libellen-ökologischen Zustandes liegen, beispielsweise das Vorkommen von anderen, aus faunistisch/ökologischer, naturschutzfachlicher und/oder -rechtlicher Sicht bedeutsamen Spezies.

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die Dokumentation der Daten, die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse des Moduls Libellen ein Tabellenreiter im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“ zur Verfügung gestellt.

7.7 Regulative Ökosystemleistungen

Indikatorgruppe und Aussagekraft

Funktionierende Ökosysteme und deren Wertschöpfung sind für uns Menschen von elementarer Bedeutung. Mit dem Ökosystemleistungsansatz wird der Zusammenhang zwischen dem Zustand eines Ökosystems und seinem Nutzen für den Menschen beschrieben (Podschun et al., 2018).

Fließgewässer und ihre Auen werden heute in vielfältiger Weise genutzt. Die intensive Nutzung führt dabei oft zu Zielkonflikten zwischen dem Erhalt der Biodiversität in Gewässern (und der Auen) und der intensiven Nutzung. Dies spiegelt sich am Gesamtzustand der Fließgewässer deutlich wieder.

Mit der Betrachtung der Ökosystemleistungen (ÖSL) werden die Beiträge der Natur sichtbar gemacht. ÖSL können z. B. eine Hilfe bei der Entscheidungsfindung in Abstimmungs- oder Planungsprozessen bieten und Interessenskonflikte transparenter machen. Im Rahmen eines großen Forschungsprojektes in Deutschland, dem sogenannten RESI „River Ecosystem Service Index“ (Podschun et al., 2018, Projekthomepage: <https://www.resi-project.info>), wurde der ÖSL-Ansatz für Fließgewässer bzw. Fließgewässerlandschaften angepasst. Dabei wurden Methoden zur Erfassung und Bewertung von relevanten versorgenden, regulativen und kulturellen Ökosystemleistungen von Fließgewässern und Auen entwickelt. Für das

LIFE-IRIS-Projekt wurden im Rahmen der Erstellung des Monitoringkonzeptes vier der sogenannten regulativen ÖSL ausgewählt, um den Zusatznutzen von gewässerökologischen Sanierungsmaßnahmen darzustellen. Diese sollen im Rahmen des IRIS zum Einsatz kommen und wurden deshalb in das „evaRest“ integriert.

Bei den ausgewählten regulativen ÖSL handelt es sich um „Hochwasserregulation“, „Niedrigwasserregulation“, „Sedimentregulation“ und „Treibhausgas-Rückhalt“. Die Auswahl dieser vier Parameter basiert auf der erwarteten Aussagekraft der Indikatoren für kleinräumige Sanierungsmaßnahmen und der Datenverfügbarkeit aber auch wegen ihrer enormen Bedeutung für künftige Herausforderungen unsere Gewässer.

Hervorzuheben sind dabei die Hochwasser- und Niedrigwasserregulation. Diese bilden eine wesentliche Grundlage für den guten Zustand bzw. das gute Potential von Gewässern nach WRRL und bilden somit wichtige Zielgrößen der Bewirtschaftung des Wasserhaushaltes von Flüssen und Auen. Insbesondere naturnahe Fließgewässer und Auen können eine wichtige Rolle bei der Anpassung an die Klimakrise spielen, da sie Hochwasser in der Fläche zurückhalten und den Abfluss verzögern. Eine naturnahe Entwicklung von Fließgewässern und die Erhaltung und Schaffung bzw. Rückgewinnung von Retentionsräumen sind daher als bedeutsame Anpassungsstrategie an die Klimakrise, vor allem vor den Hintergrund des vorsorgenden Hochwasserschutzes.

Die hier ausgewählten regulativen Ökosystemleistungen stehen für den Nutzen des Menschen aus natürlichen Prozessen des Wasser- und Stoffhaushalts der Ökosysteme.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Für die Bewertung der regulativen Ökosystemleistungen werden ausgewählte Parameter des Hydromorphologie Monitorings herangezogen. Es sollte daher vorab geprüft werden, welche Daten verfügbar sind bzw. ob Daten etwa im Zuge der Hydromorphologie-Kartierung synergetisch erhoben werden können.

Für die **Hochwasserregulation** wird zusätzlich die Auswirkungsfläche der Maßnahme benötigt. Diese ergibt sich durch die geänderten Überflutungsflächen.

Für die **Niedrigwasserregulation** wird hilfsweise der Mittelwert aus den Klassifizierungen für Ufer und Sohle der Hydromorphologie Kartierung herangezogen. Damit werden indirekt

die wesentlichen hydraulischen Faktoren, die zu einer Dämpfung des mit Niedrigwasser einhergehenden Wasserstandabfalls beitragen, erfasst. Vor allem die Querschnittsform und die hydraulische Rauigkeit sowie die Lauflänge bzw. das Krümmungsverhalten haben einen Einfluss auf den Parameter.

Die **Sedimentregulation** wird ebenfalls indirekt über sehr gute gewässerstrukturelle Verhältnisse angezeigt. Anstatt der Betrachtung langer Zeiträume der hydrologischen Dynamik, wird hier für den gewässerinternen Sedimenthaushalt ersatzweise die Naturnähe morphologischer Strukturen indiziert. Als Indikator wird die Klassifizierung der Sohle der Gewässerstruktur verwendet.

Datengrundlagen für die **Treibhausgas-Emission** sind Landnutzungsformen, Grundwasserflurabstände, Geologie und Boden sowie Raum der Wasserwechselzone.

Weitere Details zu den notwendigen Eingangsdaten sind dem RESI-Projektbericht zu entnehmen (Podschn et al., 2018; Projekthomepage: <https://www.resi-project.info>).

Untersuchungsdesign

Aufgrund der geringen Verfügbarkeit geeigneter Vergleichsstrecken ist beim Themenbereich regulative ÖSL die Vergleichsart des Zeitvergleichs (Prä- und Postmonitoring) zu empfehlen (siehe auch Gumpinger et al., 2020).

Zeitlicher Aspekt

Für die regulativen Ökosystemleistungen sind die Parameter des Hydromorphologie-Monitorings der Gewässerstrukturen erforderlich. Insofern gelten hier die Zeiträume der Hydromorphologie-Erhebungen.

Räumlicher Aspekt

Die regulativen Ökosystemleistungen für Niederwasser und Sediment basieren auf Hydromorphologie-Bewertungen, daher können hier die räumlichen Grenzen für die Hydromorphologie herangezogen werden. Für die Hochwasserregulation wird zusätzlich die Auswirkungsfläche der Maßnahme benötigt. Diese ergibt sich durch die geänderten Überflutungsflächen. Der Indikator zum Treibhausgas-Rückhalt hat ebenfalls einen flächigen Bezug. Hier

ist die Auswirkungsfläche der Maßnahme mit Fokus auf den Grundwasserspiegel ausschlaggebend.

Parameter und Ausprägungskategorien

Für das Monitoringkonzept des LIFE-IRIS-Projektes (<https://life-iris.at/>) wurden von Gumpinger et al. (2020) die regulativen ÖSL Hochwasserregulation, Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation und Treibhausgas-Rückhalt, aus der Reihe der regulativen Ökosystemleistungen aus dem Projekt RESI (Podschun et al., 2018) herausgegriffen, um den Zusatznutzen von gewässerökologischen Sanierungsmaßnahmen darzustellen und um mit diesen das IRIS-Konzept um den Bereich der Regulation zu ergänzen.

Die Auswahl dieser vier Parameter wurde für „evaRest“ übernommen und basiert auf der erwarteten Aussagekraft der Indikatoren für kleinräumige Sanierungsmaßnahmen und der Datenverfügbarkeit und wird im Folgenden kurz erläutert. Es werden die Parameterausprägungen gemäß Podschun et al. (2018) herangezogen.

Eine grobe Beschreibung der ausgewählten Parameter ist in Tabelle 13 angeführt. Weitere detaillierte Ausführungen zu den Ökosystemleistungen, ihrer Bedeutung, Sensitivität und Anwendungsempfehlungen sowie der für die Ermittlung herangezogener Variablen und das Berechnungsverfahren ist in Podschun et al. (2018) nachzulesen.

Für RESI wurde eine eigene, fünfstufige Skala entwickelt, die mit bestehenden Bewertungssystemen im Gewässerbereich (z. B. WRRL) vereinbar ist. Allerdings ist die RESI-Skala gegenüber der Skala der WRRL entgegengesetzt ausgerichtet. Um eine einheitliche Skalierung der im gegenständlichen Bericht bearbeiteten Module zu gewährleisten wurden die RESI-Klassen bei Übertrag in das evaRest-System „umgedreht“, damit sie der gewohnten Reihenfolge entsprechen.

Tabelle 13 Regulative Ökosystemleistungen: Ausgewählte Parameter und Beschreibungen

Parameter	Beschreibung
Hochwasserregulation	Die Hochwasserregulation beschreibt das natürliche Vermögen von Fließgewässern und Auen zur Rückhaltung bzw. Abflachung von Hochwasserwellen. Als Folge von Ausuferung (bzw. Überflutung) kann Rückhaltevolumen genutzt werden. Die natürliche Rauigkeit von Gewässern und Auen trägt zusätzlich zur Drosselung des Hochwasserabflusses bei.

Parameter	Beschreibung
Niedrigwasserregulation	<p>Die ÖSL bildet ab, inwieweit natürliche Prozesse zur Niedrigwasserregulation beitragen können und steht für den natürlichen Niedrigwasserausgleich. Es werden Faktoren betrachtet, die zu einer Dämpfung des mit Niedrigwasser einhergehenden Wasserstandabfalls beitragen, etwa morphologische Aspekte, wie die Rauigkeit der Gewässersohle, oder auch Makrophyten, ggf. auch der Ausgleich durch zuströmendes Grundwasser.</p> <p>Die Niedrigwasserregulation wird hier bewusst als Leistung aufgefasst, da sie durch die Klimakrise eine hohe Bedeutung als Klimaanpassungsmaßnahme für den Menschen hat.</p>
Sedimentregulation	<p>Der Sedimenthaushalt beeinflusst die hydromorphologischen Strukturen und die Gewässerhabitate bzw. steht mit ihnen in Wechselwirkung (Höfler et al., 2021). Aber auch die Bodenbildung in den Auen und die damit verbundenen abiotischen Faktoren für die terrestrische Lebewelt ist der Sedimenthaushalt zusammen mit dem Überflutungsregime bestimmend.</p> <p>In einem ungestörten, über langen Zeitraum entwickelten, naturnahen Fließgewässer stellt sich ein weitestgehendes morphologisches Gleichgewicht ein, das Voraussetzung für eine funktionsfähige Sedimentregulation ist.</p> <p>Der Parameter reagiert besonders stark auf Störungen wie Bauwerke, die die Sedimentdurchgängigkeit ver- /behindern, auf Sedimententnahmen und -zugaben sowie morphologische Veränderungen.</p>
Treibhausgas-Rückhalt	<p>Der Parameter steht dafür, dass vor allem organische Böden (Torf, Moorboden) in den Auenlandschaften in der Lage sind, auf natürliche Weise große Mengen an klimarelevanten Treibhausgasen wie Kohlendioxid zu binden. Eine Bewertung dieses Parameters ist vor allem bei Vorhandensein organischer Auen bzw. nennenswerten Anteilen von Mooren / Anmooren sinnvoll, deren Klimawirksamkeit vom Wasserhaushalt und den Nutzungen abhängt.</p> <p>Grundwasserstände bzw. Wasserstufen und Nutzungen sind prozessbestimmend und damit Größen, auf welche der Parameter sensibel reagiert. Intensive Landnutzung und Entwässerungsmaßnahmen führen zu verstärkten Emissionen von Treibhausgasen.</p>

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die Dokumentation der Daten, die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse des Moduls Regulative Ökosystemleistungen ein Tabellenreiter im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“ zur Verfügung gestellt.

7.8 Kulturelle Ökosystemleistungen

Beitrag von Daniel S. Hayes, Susanne Muhar, Stephanie Popp & Sigrid Scheikl

Indikatorgruppe und Aussagekraft

Ökosystemleistungen beschreiben den Nutzen, den Menschen aus Ökosystemen ziehen können. Das heißt, sie dienen als eine Art Schnittstelle zwischen Ökosystemen und deren Beitrag zu menschlichem Wohlergehen. Sanierungen von Fließgewässern tragen maßgeblich zur Verbesserung von biologischen und physikalisch-chemischen Parametern bei. Jedoch gehen Fließgewässersanierungen auch mit einem gesteigerten sozio-kulturellen Wert einher. Denn intakte und naturnahe Flusslandschaften bieten einer Vielfalt von Nutzerinnen und Nutzern und der Gesellschaft unterschiedlichste Funktionen und Leistungen, wie etwa Erholungsmöglichkeiten, Naturerlebnis und Spiritualität (Scheikl et al., 2021a).

Ökosystemleistungen bieten sich an, um auch die immer wichtiger werdenden sozialen Ziele von Sanierungsmaßnahmen in die Betrachtung miteinzubeziehen. Vor allem die Wahrnehmung und Akzeptanz in der Bevölkerung mit ihrem Einfluss auf politische Entscheidungen tragen dazu bei, die Auswirkungen von gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen auf die Natur und das menschliche Wohlbefinden ganzheitlich zu betrachten.

Durch das Sichtbarmachen von Leistungen der Natur, die dem Menschen direkt zugutekommen, kann eine erhöhte Akzeptanz für die Umsetzung flussbaulich-ökologischer Projekte erreicht werden (Scheikl et al., 2021b). Im Rahmen des Projektes „ResCulES“ wurde eine Methode zur Erhebung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen revitalisierter Fließgewässerabschnitte entwickelt (Hayes et al., 2022; Scheikl et al., 2021a, 2021b). Im Folgeprojekt „ResCulES II“ wurde die Bewertungsmethode anhand vier weiterer Fallbeispiele des „Integrated River Solutions Austria – LIFE IP IRIS Austria“ angewendet und weiterentwickelt. Die detaillierten Arbeitsschritte sind in der überarbeiteten Version des Anwenderhandbuches beschrieben (Hayes et al., 2023).

Die nachfolgenden methodischen Erläuterungen basieren auf den oben angeführten Projektberichten. Diese werden daher in weiterer Folge nicht nochmals zitiert.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Grundlage für die Bewertung der kulturellen Ökosystemleistungen bildet das Anwendungshandbuch zur Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern mittels kultureller Ökosystemleistungen. In evaRest werden die gemittelten Rasterzellen-Ergebnisse der einzelnen Benefit-Potentialerhebungen dargestellt. Details zur rastergenauen Bewertung der einzelnen Flächen sind in den jeweiligen Untersuchungsberichten nachzulesen.

Die Methode ist grundsätzlich darauf ausgerichtet, die Informationen zu möglichst vielen Indikatoren durch schon bestehende Datengrundlagen abdecken zu können. Die Datensätze, die primär hierfür zusammengeführt werden, beinhalten unter anderem Orthofotos, öffentliche Datensätze wie OpenStreetMap oder Shapefiles, sowie Gewässerbewertungen des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans.

Eine Kartierung ist vonnöten, um Indikatoren, für welche kaum Datengrundlagen existieren im Freiland zu erheben. Andererseits sollen Indikatoren, die im Zuge einer Luftbildinterpretation vorab identifiziert und grob verortet wurden, validiert und ggf. detaillierter aufgenommen werden. Die zusätzlich zu erhebenden Daten im Freiland können nach Möglichkeit ressourcensparend mit anderen Qualitätselementen miterhoben werden.

Untersuchungsdesign

Der Erfolg von Gewässersanierungen in Hinblick auf kulturelle ÖSL lässt sich am besten durch einen Zeitvergleich mittels Prä- und Postmonitoring bzw. durch einen Ortsvergleich (control-impact) evaluieren (vgl. Kapitel 5.1).

Zeitlicher Aspekt

Sanierungserfolge können anhand kultureller ÖSL teilweise früher sichtbar und besser „greifbar“ gemacht werden, als durch die alleinige Bewertung anhand biologischer und physikalisch-chemischer Parameter.

Bei der Erhebung der kulturellen Ökosystemleistungen gibt es kaum Einschränkungen hinsichtlich des zeitlichen Aspektes.

Räumlicher Aspekt

Die Länge des Untersuchungsabschnittes hängt von der Länge der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen ab. Die seitliche Ausdehnung des Untersuchungsabschnittes orientiert sich an Böschungsoberkanten des Fließgewässer-Auen-Systems oder an physischen Grenzen wie Straßenverläufen bzw. angrenzender nicht-gewässerbezogener Landnutzung, die nicht von den Maßnahmen betroffen ist (z.B. landwirtschaftliche Flächen). Je nachdem, ob die Sanierung beide Ufer betrifft bzw. betroffen wird und wie breit das Fließgewässer ist, findet auch im Gewässer selbst eine Abgrenzung statt. Hat die Sanierung Einfluss auf die gesamte Gewässerfläche (v.a. bei kleineren Gewässern), so wird die gesamte Gewässerbreite in die Bewertung inkludiert; bei größeren Gewässern reicht es hingegen aus, nur das jeweils renaturierte Ufer inkl. angrenzender Wasserzonen zu bewerten.

Die Fläche des Untersuchungsgebietes für das Prä- und Postmonitoring muss gleich groß sein, um einen Vergleich der kulturellen Ökosystemleistungen vor und nach Maßnahmenumsetzung zu ermöglichen. Aber auch bei Control-Impact-Vergleichen soll darauf geachtet werden, dass der renaturierte Abschnitt im Vergleich zur regulierten „Referenz“ eine möglichst gleiche Größe des Untersuchungsgebietes aufweist.

Bei einigen Benefits sollen Sub-Untersuchungsgebiete abgegrenzt werden. Detaillierte Ausführungen dazu sind im Anwendungshandbuch nachzulesen.

Parameter und Ausprägungskategorien

Zur objektiven, datenbasierten und quantitativen Evaluierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen mittels kultureller ÖSL werden sieben Benefits herangezogen. Das Potential jedes dieser Benefits wird – je nach Benefit – anhand von einem bis acht Indikatoren evaluiert (Tabelle 14). Das Potential von Klassen bzw. Benefits, die keine quantitative Bewertung ermöglichen, kann qualitativ beschrieben werden.

Um eine räumlich explizite Darstellung sowie eine Vergleichbarkeit der Ergebniskarte mit anderen Benefits zu gewährleisten, findet eine Bewertung pro Rasterzelle statt (5x5 m). Die einzelnen Benefits werden zellenweise jeweils auf einer Skala von 0-1 bewertet. Aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Indikatoren, die pro Benefit zur Bewertung herangezogen werden, ist entweder eine feinere oder nur eine gröbere Differenzierung durch Zwischenkategorien möglich.

Die Gesamtbewertung eines Benefits entsteht durch die Verschneidung der verschiedenen Indikatoren-Layer, wodurch sich – je nach Benefit – eine ein- bis mehrstufige Gesamtevaluation ergibt.

Tabelle 14 Kulturelle Ökosystemleistungen: Übersicht über die zu bewertenden Benefits (= kulturelle Ökosystemleistungs-Parameter) und deren Indikatoren inklusive Bewertungselemente

Benefit (= Parameter)	Indikatoren für Potentialerhebung	Bewertungselemente
Wandern und Laufen	Begehbare Wege und ausgewiesene Wanderwege	Vorhandensein von begehbaren Wegen. Auch solche, die nicht offiziell als Wanderwege ausgewiesen sind (z.B. Trampelpfade).
Radfahren	Mit dem Rad befahrbare Wege und ausgewiesene Radwege	Vorhandensein von Radwegen: Auch Wege und Pfade, die nicht offiziell als Radwege ausgewiesen sind.
Baden und Planschen	Fließgeschwindigkeit	Der Benefit wird ermöglicht durch Fließgeschwindigkeiten, die sich zum Baden eignen; ein zellenweises K.O.-Kriterium schlägt bei reißenden Bedingungen an.
	Morphologischer Zustand des Gewässers	Befindet sich die Gewässermorphologie in einem natürlichen oder naturnahen Zustand, ist von einem positiven Einfluss auszugehen.
	Bade-/Lagerplätze	Zugängliche Flachufer sowie Kies- bzw. Sandbänke, über welche das Gewässer direkt erreicht werden kann.
Nicht motorisiertes Bootfahren	Gewässerbreite	Am gesamten Haupt- oder Nebenarm muss die Gewässerbreite im Schnitt über 5 m betragen, ansonsten kommt ein K.O.-Kriterium zu schlagen.
	Gewässertiefe	Ab einer mittleren Gewässertiefe der Fahrrinne von 60 cm eignet sich der Abschnitt zum Bootfahren. Darunter schlägt ein K.O.-Kriterium.
	Befahrbare Fließstrecke ohne Querbauwerke	Ist das Gewässer nicht durchgehend befahrbar, schlägt ein (weiches) K.O.-Kriterium: die Anbindung eines Flussabschnittes muss immer in einen größeren Kontext gestellt werden, um die Eignung zum Bootfahren in Bezug auf Querbauwerke tatsächlich evaluieren zu können. Hierfür benötigt es eine verbale Beschreibung und Einschätzung von Expertinnen und Experten.
	An- und Ablegeplätze	Das Vorhandensein von Einbootstellen sowie Flachuferrn bzw. Kies- oder Sandbänken wirkt sich positiv auf den Benefit aus.

Benefit (= Parameter)	Indikatoren für Potentialerhebung	Bewertungselemente
Angeln	Angelplätze: Zugänglichkeit des Flussufers	Die Erreichbarkeit bzw. die Zugänglichkeit zum Ufer ist oftmals für die Ausübung der Angelfischerei von Bedeutung.
	Sohldynamik: Zustandsbewertung	Befindet sich die Sohldynamik in einem natürlichen oder naturnahen Zustand, ist von einem positiven Einfluss für den Fischbestand (z.B. offener Lückenraum der Gewässer-sohle, Laichplätze, Gewässerdynamik) auszugehen.
	Gewässertypische Sonderlebensräume	Das Vorhandensein von Alt- und Seitenarmen, Kies- und Sandbänken, Uferanbrüchen oder Totholzstrukturen wirkt sich positiv auf die Habitatdiversität aus, was zu einer Stärkung der Fischfauna und des Angelerlebnisses beiträgt.
Naturerlebnis und Ruhe	Typspezifische Sonderlebensräume	Das Vorhandensein von Alt- und Seitenarmen, Kies- und Sandbänken, Uferanbrüchen, Totholzstrukturen, Feucht- und Nasswiesen, Halbtrockenwiesen oder Heißländen (dem Gewässertyp entsprechend) wirkt sich positiv auf das Naturerlebnis aus.
	Natürlichkeit	Das Fehlen naturferner Elemente wie Brücken, befestigte Straßen, Bahntrassen oder Stromleitungen fließt positiv in die Gesamtbewertung ein.
	Zustand der Gewässermorphologie	Befindet sich die Gewässermorphologie in einem natürlichen oder naturnahen Zustand, ist von einem positiven Einfluss auszugehen.
	Zustand des Gewässerverlaufs	Befindet sich der Gewässerverlauf in einem natürlichen oder naturnahen Zustand, ist von einem positiven Einfluss auszugehen.
	Ökologische Natürlichkeit der Landnutzung / Landbedeckung	Landnutzungs- bzw. Landbedeckungskategorien mit einer sehr hohen oder hohen ökologischen Bewertung wirken sich positiv auf das Naturerlebnis aus.
	Flusserlebnis: Zugänglichkeit des Flussufers	Wege, die zum Fluss führen sowie eine frei zugängliche Uferlinie tragen maßgeblich zum Flusserlebnis bei.
	Lärmberuhigte Bereiche	Verortung von ruhigen, betretbaren (Grün-)Flächen in Flussnähe ohne anthropogen verursachte Lärmbelastungen zw. Flächen, die durch Gehölze oder Hecken vor Lärmquellen geschützt sind.
	Infrastruktur Naturerlebnis	Bereiche, in denen das Naturerlebnis durch Infrastruktur unterstützt wird (z.B. Informationstafeln, Sitzgelegenheiten) werden positiv bewertet

Benefit (= Parameter)	Indikatoren für Potentialerhebung	Bewertungselemente
Schönheit und Landschaftsbild	Wahrgenommene Natürlichkeit der Landnutzung / Landbedeckung	Landnutzungs- bzw. Landbedeckungskategorien mit einer sehr hohen oder hohen Bewertung der wahrgenommenen Natürlichkeit wirken sich positiv auf diesen Benefit aus.
	Natürliche Elemente	Das Fehlen naturferner Elemente wie Brücken, befestigte Straßen, Bahntrassen oder Stromleitungen fließt positiv in die Gesamtbewertung ein.
	Eigenart / Seltenheit	Das Vorhandensein von seltenen Landnutzungsklassen fließt positiv in die Bewertung ein.

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die Dokumentation der Daten, die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse des Moduls Kulturelle Ökosystemleistungen ein Tabellenreiter im Excel-File „*evaRest_Vorlage-Allgemein*“ zur Verfügung gestellt.

Bei der Ergebnisinterpretation ist zu berücksichtigen, dass die ResCules Methode darauf ausgelegt wurde, kulturelle Ökosystemleistungen in einer quantitativen und räumlich expliziten Weise zu evaluieren (d. h. das Hauptergebnis sind Bewertungskarten).

Für die Integration in „evaRest“ wurde die Evaluierung pro Benefit stark vereinfacht, indem der Zellenmittelwert bzw. dessen Veränderung für die Bewertung herangezogen wird. Die Klassengrenzen, welche für die „evaRest“ Bewertung herangezogen werden, sind erst an wenigen Fallbeispielen getestet und basieren Großteils auf Expertinnen- und Experteneinschätzung. Eine Überarbeitung könnte somit bei Vorhandensein von weiteren Fallbeispielen erforderlich sein.

7.9 Terrestrische Ökologie

Beitrag von Helmut Kudrnovsky

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Abiotische und biotische Prozesse von Flussökosystemen sind über große räumliche und zeitliche Skalen miteinander verknüpft. Auf einen Punkt in der Flusslandschaft wirken integrierend Prozesse ein, die auf höheren Ebenen bis hin zum Einzugsgebiet stattfinden. Das Ergebnis ist eine räumlich-zeitliche dynamische Struktur von Fließgewässerökosystemen mit einem ständigen Prozess von Zerstörung, Um- bzw. Neubau von (Teil-) Lebensräumen in der Flusslandschaft.

Diese Vielfalt an räumlich-zeitlichen Dimensionen von Fließgewässerökosystemen spiegelt sich in einem Mosaik verschiedener Lebensräume wieder. Verschiedene Ausprägungen hydromorphologischer Strukturen (z. B. Sand- und Schotterbänke auf unterschiedlichen Auniveaus, Altwässer, u. a.) bilden die Grundlage dieser Lebensräume.

Viele dieser Lebensräume und die darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten sind gefährdet (Rote Listen), auf Landesebene durch naturschutzrechtliche Vorgaben geschützt oder durch Auflistung in den Anhängen der FFH-Richtlinie von europäischem Interesse.

Renaturierung von Fließgewässern und Auen bedeutet vor allem, eine naturnahe Dynamik von Abfluss und Feststofftransport wiederherzustellen. Weitere wesentliche Ziele sind eine Verbesserung der Längs- und Querdurchgängigkeit der Fließgewässer sowie ein Austausch mit dem Grundwasser.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten zu können, ist eine Erhebung bzw. ein Monitoring auf Basis der Rote Liste Biotoptypen Österreichs (Essl et al., 2002, 2004, 2008; Traxler et al., 2005) durchzuführen. Eine ergänzende Zuordnung der Biotoptypen zu FFH-Lebensraumtypen erfolgt gemäß Ellmauer (2005) (teilweise aktualisiert in Ellmauer et al., 2020).

Die zu erhebenden Daten im Freiland können nach Möglichkeit ressourcensparend mit anderen Qualitätselementen miterhoben werden. Der Erhebung erfolgt in der Vegetationsperiode bei Mittelwassersituation.

Die erhobenen Biotoptypen werden den oben erwähnten Indikatoren zugeordnet und stehen damit in aggregierter Form einem Bewertungsvorgang im Prä- und Postmonitoring zur Verfügung.

Untersuchungsdesign

Aufgrund der geringen Verfügbarkeit von Vergleichsstrecken ist ein Zeitvergleich über ein Prä- und Postmonitoring zu empfehlen. Ein Ortsvergleich mit Vergleichsstellen im Sinne eines BACI-Designs bringt hier keinen dem Aufwand angemessenen Mehrwert. Dadurch können auch Synergien mit Erhebungen, die etwa für naturschutzrechtliche Einreichplanungen durchgeführt werden, genutzt werden.

Zeitlicher Aspekt

Für den Themenbereich der Terrestrischen Ökologie sowie des Naturschutzes sind Zeiträume von bis zu zwei Jahren vor der Maßnahmenumsetzung ausreichend. Bei Vorkommen von seltenen oder gefährdeten oder spezialisierten Arten und Lebensräumen entlang des Fließgewässerabschnittes der Maßnahmenumsetzung ist, in Abstimmung mit den Erhebungen zur naturschutzrechtlichen Einreichplanung, ein Prämonitoring zeitnah vor der Maßnahmenumsetzung möglich.

Ein Postmonitoring ist frühestens zwei bis drei Jahre nach Maßnahmenumsetzung empfohlen. Zumindest sollte jedoch ein größeres Hochwasserereignis abgewartet werden, um eigendynamische Entwicklungen in die Analyse miteinbeziehen zu können.

Nur nach längerer Beobachtung kann dokumentiert werden, ob eine Maßnahme tatsächlich wirkt und ob das neu geschaffene System selbsterhaltend und damit dauerhaft beständig ist. Erfahrungswerte bezüglich Entwicklungsmaßnahmen in Flussökosystemen weisen auf einen optimalen Zeitraum von 10 bis 15 Jahren hin, um auch die Reaktion auf unregelmäßige Störereignisse, wie z. B. Überschwemmungen, erfassen zu können (Maas & Pfadenhauer, 1994; Wurfer et al., 2015).

Räumlicher Aspekt

Der räumliche Aspekt spielt bei der Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen eine bedeutende Rolle. Beim sog. „Untersuchungsabschnitt“ des Monitorings (gemäß Gumpinger

et al., 2020) handelt es sich um die größte Betrachtungseinheit bei der Evaluierung der Maßnahmeneffekte. Dieser muss die zu bewertende Maßnahme zur Gänze abdecken. Die räumlichen Strukturen werden am besten bei Mittelwassersituation im Gelände erhoben.

Für die Bewertung einer Maßnahme ist der Auswirkungsbereich als bedeutendster Betrachtungsabschnitt mit zu berücksichtigen. Auswirkungsbereiche sind an Fließgewässern jeder Größe durch den jeweiligen Bearbeiter unter Berücksichtigung der Maßnahmenziele festzulegen. Die Lage und Ausdehnung des Auswirkungsbereiches entlang des Fließgewässers müssen sich zumindest mit den Ausmaßen der zu bewertenden Renaturierung (Maßnahmenbereich) decken. Wirken die Renaturierungsmaßnahmen in Längsrichtung des Gewässers (Strahlwirkung) über den Standort der Maßnahme hinaus, so sind auch diese Abschnitte dem Auswirkungsbereich hinzuzufügen. Die Breite des Auswirkungsbereiches wird stets mit der gesamten Gewässerbreite inklusive eines angrenzenden Pufferstreifens gleichgesetzt.

Durch die Länge und Breite des Auswirkungsbereiches wird die Bezugsfläche für die Bewertung der Maßnahme definiert. Als Richtwerte für die Größe des Erhebungsgebiets, angepasst an die jeweiligen naturräumlichen Gegebenheiten vor Ort und den Zielen der Maßnahmen, sind in etwa 0,5 bis 1x der Länge des Maßnahmenbereiches flussaufwärts entlang der Gewässerachse bzw. ca. 1 bis 1,5x der Länge des Maßnahmenbereiches flussabwärts der Gewässerachse zu nennen, um die jeweiligen Strahlwirkungen abbilden zu können. Die Breite des Pufferstreifens soll jedenfalls - unter Berücksichtigung der Maßnahmen am Ufer und im Gelände – nicht mehr als 25 m in wadbaren bzw. 50 m in nicht wadbaren Fließgewässern – über die Ufer/terrestrischen Maßnahmen hinausreichen.

Parameter und Ausprägungskategorien

Bei der Bewertung erfolgt ein Vergleich der Zusammensetzung der Biotoptypen vor und nach der Maßnahmenumsetzung. Für eine datenbasierte Evaluierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen werden folgende Indikatoren herangezogen: Fließgewässer begleitender Wald, Hydrologie und Überflutungsdynamik im fließgewässerbegleitenden Wald (Auenlandschaft), Ufergehölzstreifen, Strauchweidenau, Alluvionen und Uferpionierstandorte der Fließgewässer (Tabelle 15).

In natürlichen bzw. naturnahen Fließgewässersystemen stehen diese Indikatoren in einem gewässertypbezogenen dynamischen Gleichgewicht zueinander. Die Bewertung erfolgt auf einer 3- bzw. 5-teiligen Skala.

Tabelle 15 Terrestrische Ökologie: Parameter und Beschreibung

Parameter	Beschreibung
<p>Fließgewässer begleitender Wald</p>	<p>Vorhandensein eines fließgewässerbegleitenden Waldes und Naturnähe der Baumartenzusammensetzung:</p> <p>Der Biotoptyp umfasst eine große Spanne unterschiedlicher Waldgesellschaften der Überflutungs- und Druckwasserauen, denen ein relativ hoch anstehendes sauerstoffreiches Grundwasser, welches periodische Schwankungen aufweist, gemeinsam ist. Bestände im unmittelbaren Überflutungsbereich entlang von Fließgewässern (vor allem Flüsse und Ströme) werden durch regelmäßig einwirkende Hochwässer geprägt, wodurch die Standorte einerseits durch die Ablagerung von Schlick, Sanden und Geröll aufgeschüttet und überlagert, andererseits jedoch auch mit reichlich Nährstoffen versorgt werden. Natürliche Weichholzaunen sind überaus dynamische Lebensräume. Geländegehalt, Bodenbildung und Vegetationsentwicklung sind eng mit der Wasserführung des Fließgewässers gekoppelt. Durch Erosion und Akkumulation werden Standorte an einem Ort vernichtet und entstehen an einem anderen Ort wieder neu.</p> <p>Auf den neuen, gefestigteren Standorten kommt es zu einer Sukzession, bei welcher die typischen Gehölze wie Weiden, Pappeln oder Erlen sehr rasch die Vorherrschaft übernehmen können. Nach Roter Liste der Waldbiotoptypen Österreichs werden die Weidenauwälder in den höchsten Gefährdungskategorien (stark gefährdet, von vollständiger Vernichtung bedroht) geführt. Grauerlenauwald und Schwarzerlen-Eschenauwald gelten als gefährdet (regional stark gefährdet) (Ellmayer, 2005).</p>
<p>Hydrologie und Überflutungsdynamik im fließgewässerbegleitenden Wald (Auenlandschaft)</p>	<p>Naturnähe von Hydrologie und Überflutungsdynamik in der Auenlandschaft:</p> <p>In natürlichen Auwaldökosystemen sind die Standorte vom natürlichen Wasserregime (periodisch und episodisch schwankende Wasserstände) geprägt. Im unmittelbaren Überflutungsbereich entlang der Fließgewässer werden die Standorte durch regelmäßig einwirkende Hochwässer geprägt, wodurch die Standorte durch die Ablagerung von Schlick, Sanden und Geröll aufgeschüttet und überlagert werden (Ellmayer 2005).</p> <p>In naturnaher Ausprägung ist Fließgewässer in seiner Struktur geringfügig verändert (z. B. naturnahe Verbauung der Ufer). Die Standorte sind weiterhin von schwankenden Wasserständen geprägt, wenn gleich die Amplituden verringert sind (Ellmayer 2005).</p> <p>Bei einer beeinträchtigten Hydrologie und Überflutungsdynamik ist das Fließgewässer durch technische Maßnahmen in seiner Struktur und Hydrologie maßgeblich verändert. Wasserstandsschwankungen und Überflutungsdynamik stellen keinen prägenden Faktor mehr dar (Ellmayer, 2005).</p>
<p>Ufergehölzstreifen</p>	<p>Vorhandensein eines fließgewässerbegleitenden Ufergehölzstreifens und Naturnähe der Artenzusammensetzung:</p> <p>Ufergehölzstreifen kommen als schmale Bestände an Fließgewässern von der kollinen bis zur obermontanen Höhenstufe vor. Besonders in Regionen mit intensiver Landnutzung sind anstatt von Fließgewässer begleitender Wälder meist Ufergehölzstreifen ausgebildet. Die gut nährstoffversorgten</p>

Parameter	Beschreibung
	<p>Standorte sind meist feucht bis nass, seltener auch frisch und werden zumeist regelmäßig überflutet. Sie sind oft Reste ursprünglich breiterer Auwälder, die bis auf einen Ufergehölzstreifen gerodet worden sind, um die nährstoffreichen Böden für die landwirtschaftliche Nutzung zu gewinnen. In diesen schmalen Beständen ist die Auwaldzonierung nur fragmentarisch ausgebildet. Schmale Gehölzstreifen blieben erhalten und stellen einen wirksamen Uferschutz dar, indem sie das Ufer befestigen und als Sedimentfänger bei Hochwasserereignissen dienen. Im Zuge technisch orientierter Gewässerverbauungen wurden Uferböschungen meist morphologisch stark verändert und hinsichtlich Neigungswinkel, Böschungshöhe, Uferlinie etc. vereinheitlicht (Trapezprofil und dessen Abwandlungen). Ufergehölzstreifen auf diesen Standorten weichen durch geringe Artenzahl, größere Uniformität und einheitliches Bestandsalter deutlich von anderen Ufergehölzstreifen-Biototypen ab (Essl et al., 2004)). Diese Gehölzstrukturen besitzen eine wichtige Pufferfunktion zwischen Fließgewässer und genutzten Umland. Dabei werden nicht nur ökologische Funktionen zur Stabilisierung des Naturhaushalts, sondern insbesondere in den Ortslagen und dicht besiedelten Gebieten auch Erholungsfunktionen sowie Funktionen des Uferschutzes erfüllt. Fließgewässer mit ihren Lebensgemeinschaften sind komplexe dynamische Systeme, deren Einzelelemente einander bedingen. Insbesondere mit dem begleitenden Gehölzbestand stehen Fließgewässer in enger Wechselwirkung. Ufergehölze haben maßgeblichen Einfluss auf die Gewässerökologie sowie die Habitat- und Strukturvielfalt der Gewässer. Je nach Tierart dienen dabei ins Wasser streichende Feinwurzeln als Besiedlungsraum, freistehendes Wurzelwerk als Unterschlupf, Stämme und höhlenreiche Altholzbäume als Lebensraum, Astwerk und Gebüsch als Ansitzwarte, Paarungsplatz, Brut-, Rast-, Überwinterungsplätze oder Rückzugsräume für Insekten, Vögel und Niederwild.</p>
Strauchweidenau	<p>Vorhandensein einer Strauchweidenau und Ausprägung der Strukturdynamik:</p> <p>Auf Fließgewässeralluvionen stellen Strauchweidenauen das Sukzessionsglied dar, welches den Übergang zu den von Bäumen dominierten Auen markiert. Da sie konkurrenzarme offene Standorte zur Etablierung benötigen sind sie auf eine ausgeprägte Gewässerdynamik angewiesen. Die Bestände werden bei ungestörter Hydrologie häufig überflutet und ihre Standorte können auch umgelagert werden (Essl et al. 2004).</p> <p>Der Lebensraumtyp besiedelt Sand-, Kies- und Schotterbänke, welche über die Mittelwasserlinie emporragen und episodisch von (sommerlichen) Spitzenhochwässern kurze Zeit überflutet und mit Sand oder Kies überschüttet werden. Auf feinkörnigem Substrat gedeihen die bestandsbildenden Weiden (<i>Salix eleagnos</i>, <i>S. daphnoides</i>, <i>S. purpurea</i>, <i>S. alba</i>, u.a.), welche gegen Trockenheit weitgehend resistent sind, besonders üppig. Bei Reifung des Bodens entwickeln sich Strauchweidenauen häufig zu Auwäldern weiter. Durch heftige Hochwässer können die Standorte jedoch auch so stark zerstört und mit Sedimenten überlagert werden, dass es zu einer Degradation zu Alluvial-Gesellschaften kommt (Ellmayer, 2005).</p>

Parameter	Beschreibung
Alluvionen und Uferpionierstandorte der Fließgewässer	<p>Vorhandensein von Uferpionierstandorten und Ausprägung der Struktur:</p> <p><u>Uferpionierstandorte auf Sand- und Schotterbänken:</u> Sehr offene lückige Bestände (meist weniger als 10 % Deckung) aus Moosen, Kräutern und schütter stehenden, niedrigwüchsigen Gehölzen. Die Struktur des Lebensraumes wird wesentlich vom Fluss bestimmt und ändert sich von Überschwemmung zu Überschwemmung mitunter stark. In der Struktur des Lebensraumes können Gerinne, Schotter-, Kies-, Sand- und Schlickbänke, Uferzonierungen, Treibholz und Treibgutgespinste und ähnliches eine prägende Rolle spielen. Bei dem Lebensraumtyp handelt es sich um eine Dauergesellschaft, welche durch regelmäßige Störung bzw. Zerstörung der Standorte geprägt und bedingt ist. Auf diesen Alluvionen, welche regelmäßig durch (meist fröhsommerliche) Überflutungen umgelagert bzw. mit neuen Sedimenten überschüttet werden, entwickelt sich eine lückige Vegetation aus Pionierpflanzen und regenerationsfähigen Vertretern der Schuttgesellschaften, welche sowohl eine zeitweilige Überflutung als auch Trockenperioden ertragen können (die sandig-schlickigen Standorte sind von etwas ausgeglichenerem Wasserhaushalt geprägt). Wasserbauliche Maßnahmen wirken sich entscheidend auf die Hydrologie und Dynamik eines Fließgewässers oder eines durch Überflutung geprägten Lebensraumtyps aus. Kiesinseln und –ufer sind typische Lebensräume von Flussregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>) und Flußuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>) (Ellmauer, 2005).</p> <p><u>Pioniergesellschaften auf schlammigen Flussufern von naturnahen Fließgewässern:</u> Geeignete Standorte befinden sich bevorzugt im Potamal der Flüsse an den regelmäßig überfluteten Uferbereichen zwischen dem mittleren Niedrigwasser und dem Hochwasser – dem so genannten Ripal. Die Strömungsgeschwindigkeiten sind in diesen Bereichen sehr gering, so dass es zur Sedimentation von feinen Partikeln (Sand, Schluff, Ton und organische Partikel) kommt. Meist im Sommer tauchen die schlammigen Uferbänke nach dem Sinken des Wasserspiegels aus dem Wasser auf und bieten ein geeignetes, konkurrenzarmes Keimbett für die mastigen und hochwüchsigen sommerannuellen Pflanzenarten, welche überwiegend aus den Familien der Korbblütler (Asteraceae), Gänsefuß- (Chenopodiaceae) und Knöterichgewächse (Polygonaceae) stammen. Die Standorte werden durch Überflutung und Überschlickung regelmäßig entblößt. Auf mehr oder weniger vegetationslosen Alluvionen leben zumeist unmittelbar an der Wasseranschlagslinie hoch spezialisierte Laufkäferarten. Nur unter diesen Voraussetzungen ist der Verbleib des Lebensraumtyps gewährleistet. Wird dieses Störungsregime unterbrochen, so etablieren sich sehr rasch ausdauernde Pflanzenarten, welche zu Hochstauden- und Röhrichtgesellschaften überleiten (Ellmauer, 2005).</p>

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die Dokumentation der Daten, die Bewertung und Darstellung der Ergebnisse des Moduls Terrestrische Ökologie ein Tabellenreiter im Excel-File „evaRest_Vorlage-Allgemein“ zur Verfügung gestellt.

7.10 Integration weiterer Indikatorgruppen

Indikatorgruppe und ökologische Aussagekraft

Um den individuellen Aspekt unterschiedlicher Maßnahmen, Fragestellungen und Zielsetzungen Rechnung zu tragen, ist evaRest als offenes System gestaltet. Individuell und projektspezifisch können weitere Indikatorgruppen in die Dokumentation und Bewertung mit evaRest integriert werden.

Hinweise zu Erhebung und Berechnung / Kenndaten

Die Art der Erhebung und Berechnung ist abhängig von der Indikatorgruppe. Allgemeine Informationen und methodische Details dazu sollten jedenfalls akkurat im Excel-File „evaRest_Vorlage-Individuell“ unter dem Punkt Kenndaten dokumentiert werden, damit vergleichende Untersuchungen unter Anwendung der gleichen Methode, des gleichen Beprobungsaufwands und unter Berücksichtigung gleicher Bedingungen durchgeführt werden können.

Untersuchungsdesign

Das anzuwendende Untersuchungsdesign ist abhängig von der Indikatorgruppe und dem/den formulierten Maßnahmenziel(en).

Zeitlicher Aspekt

Wie auch bei anderen Indikatorgruppen ist hier anzuraten, das Prämonitoring so knapp wie möglich vor Baubeginn durchzuführen. Damit soll gewährleistet werden, dass möglichst geringe Änderungen der gewässerökologischen Situation und dem Beginn der Bauarbeiten erfolgen können. Der Zeitpunkt des Postmonitorings ist abhängig von der betrachteten Indikatorgruppe und deren erwartete Reaktion auf die Maßnahme. Der konkrete Probenahmezeitpunkt, bzw. das jahreszeitliche Zeitfenster ist auf die jeweilige Indikatorgruppe abzustimmen, und falls vorhanden dem entsprechenden Leitfaden zu entnehmen.

Räumlicher Aspekt

Je nach gewähltem Monitoringdesign sind unterschiedliche Untersuchungsstrecken bzw. -flächen zu wählen. Dabei sollten grundsätzlich die in Tabelle 7 angeführten Vorgaben zur räumlichen Lage der Untersuchungsstrecken berücksichtigt werden.

Parameter und Ausprägungskategorien

Für die individuelle Indikatorgruppe müssen aussagekräftige, relevante Einzelparameter definiert werden sowie entsprechende Ausprägungskategorien. Die Kategorien der Ausprägung sind in einem mehrstufigen (bestenfalls fünfstufigen) System zu definieren. Je nach Fragestellung kann hier die gewässertypspezifische, naturnahe Ausprägung des Einzelparameters, oder auch das projektspezifische Entwicklungsziel als Referenz herangezogen werden (beste Ausprägung entspricht Kategorie 1).

Hinweise zur Dateneingabe



Im „evaRest“-Datenpaket wird für die individuelle Dokumentation, Bewertung und Darstellung weiterer Indikatorgruppen das Excel-File „evaRest_Vorlage-Individuell“ zur Verfügung gestellt. Für die Dateneingabe wird jener Tabellenreiter ausgewählt, der mit der Anzahl der für die ergänzende Indikatorgruppe definierten Einzelparameter übereinstimmt. Mit der „evaRest_Vorlage-Individuell“ können aktuell Indikatorgruppen zwischen drei und 14 Einzelparametern bewertet und dargestellt werden.

In seinem Aufbau gleicht die individuelle Vorlage grundsätzlich dem Excel-File „evaRest_Vorlage-Allgemein“. Der Unterschied ist, dass hier die zu bewertenden Einzelparameter, Ausprägungen und Schwellenwerte für die Veränderung selbstständig zu definieren sind. Ebenfalls sind relevante Kennwerte zu ergänzen.

Die graphische Darstellung erfolgt analog zu den anderen Modulen in Form des evaRest-Zustandsdiagramms sowie des evaRest-Veränderungsdiagramms und erfolgt nach Dateneingabe automatisiert.

Der ausgewählte Tabellenreiter enthält keine Verknüpfungen und kann kopiert und in das Excel-File der Maßnahme eingefügt werden.

Vorläufiges Resümee

Die vorliegende Arbeit präsentiert das Ergebnis eines neu entwickelten Werkzeuges zur Dokumentation, Bewertung und Darstellung gewässerökologischer Veränderungen infolge der Setzung von (hydro)morphologischen Maßnahmen in Fließgewässern. Die methodische Erfassung der ausgewählten biologischen Indikatoren verursacht nur geringfügig mehr Aufwand im Vergleich zu den Leitfäden, die herkömmlich zur Bewertung von Wasserkörpern verwendet werden. Es wurden zusätzliche Rechengänge entwickelt, um genauere und zielgerichtete Aussagen über relevante Veränderungen zu ermöglichen.

Für alle vorgeschlagenen Indikatoren wurden klare Berechnungs- und Bewertungsvorgänge festgelegt, die in einem mitgelieferten Excel-Bewertungswerkzeug zusammengeführt sind. Das Ziel ist es, durch diese weitgehend standardisierte Bewertungsmethode Ergebnisse zu erzielen, die einen Vergleich zwischen Abschnitten vor und nach Maßnahmensetzung sowie mit der Leitbildsituation ermöglichen.

Die Autorinnen und die Autoren wünschen allen, die im und am Gewässer arbeiten, weiterhin viel Motivation und Freude bei ihrer bedeutenden Arbeit. Gleichzeitig hoffen wir, dass die Anwendung von evaRest zu zahlreichen gewässerökologischen Lerneffekten beiträgt. Diese Erkenntnisse sollen dazu beitragen, die individuelle Umsetzung von Maßnahmen in jedem Fluss voranzutreiben und im Zuge von Renaturierungen immer natürlichere Gewässer entstehen lassen, die der aquatischen Flora und Fauna wieder den Lebenstraum zur Verfügung stellen, an den sie sich im Laufe jahrtausendelanger Evolution adaptiert haben.

Das evaRest – Dokumentations- und Bewertungssystem wird nun einer Testphase unterzogen und in der Praxis angewendet.

Für eine kontinuierliche Verbesserung sind das Aufzeigen von Problemen, Fehlern sowie methodische und fachliche Kritik erwünscht und sollen bitte direkt an die Autorinnen und Autoren kommuniziert werden. Nach einer gewissen Anwendungszeit ist geplant, evaRest einer Überarbeitung zu unterziehen, bei der neue Erkenntnisse, aber auch Kritik berücksichtigt werden, um das System sukzessive zu optimieren.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Überblick über mögliche Maßnahmenziele	12
Tabelle 2	Varianten der gängigsten Vergleichsarten von Monitorings und ihre Vor- und Nachteile	17
Tabelle 3	Wirkungsbezug der Indikatorgruppen hinsichtlich Maßnahmengruppe	20
Tabelle 4	Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen (gemäß Fisch Index Austria).....	29
Tabelle 5	Kategorien der evaRest – Veränderungsklassen	30
Tabelle 6	Ausschnitt aus der Matrix zur Ermittlung der Veränderungsklasse der Libellen	31
Tabelle 7	Empfehlung zur Festlegung der räumlichen Lage der Untersuchungsstrecken für die Erhebung der Indikatorgruppe „Hydromorphologie“ bei verschiedenen Vergleichsarten.....	37
Tabelle 8	Hydromorphologie – Gewässerstrukturen: Parametergruppen und Einzelparameter der Gewässerstrukturerhebung.....	38
Tabelle 9	Übersicht der fischökologisch wertvollen Teilhabitate und ihre ökologische Funktion für verschiedene Lebensstadien.....	43
Tabelle 10	Fische: Ausgewählte Parameter und Beschreibung	54
Tabelle 11	Makrozoobenthos: Parameter(gruppen) und Beschreibung	60
Tabelle 12	Libellen: Ausgewählte Parameter zur Beschreibung des libellen-ökologischen Zustandes.....	68
Tabelle 13	Regulative Ökosystemleistungen: Ausgewählte Parameter und Beschreibungen	72
Tabelle 14	Kulturelle Ökosystemleistungen: Übersicht über die zu bewertenden Benefits (= kulturelle Ökosystemleistungs-Parameter) und deren Indikatoren inklusive Bewertungselemente	77
Tabelle 15	Terrestrische Ökologie: Parameter und Beschreibung	83

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Modulare Struktur des Bewertungssystems evaRest	22
Abbildung 2	Auszug aus dem zusammenfassenden evaRest-Datenblatt	24
Abbildung 3	Vorlage des Tabellenreiters „Einflussfaktoren“ zur Dokumentation von übergeordneten oder lokalen Einflussfaktoren in Form einer (offenen) Checkliste.....	25
Abbildung 4	Exemplarischer Ausschnitt aus dem Tabellenkopf des Tabellenreiters der Indikatorgruppe „Libellen“	27
Abbildung 5	Exemplarischer Ausschnitt aus dem Eingabeblock für Monitoringdaten der Indikatorgruppe „Libellen“	28
Abbildung 6	Beispielhafte Darstellung der Bewertung der Einzelparameter mit dem „evaRest-Zustandsdiagramm“	29
Abbildung 7	Beispielhafte Darstellung der Veränderung der Einzelparameter mit dem „evaRest-Veränderungsdiagramm“	32
Abbildung 8	Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse in Form einer sogenannten „Heat-Map“	33
Abbildung 9	Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Erfassung und Bewertung von Fischhabitaten	41
Abbildung 10	Hochauflösende Luftaufnahmen können als Grundlage zur Fernkartierung von Fischhabitaten verwendet werden.....	42
Abbildung 11	Graphische Darstellung der leitbildtypischen Strömungs- und Reproduktionsgildenverteilung am Beispiel der biozönotischen Region „Epipotamal mittel“ in der Fischbioregion J (Bayer. österr. Alpenvorland und Flysch)	51

Literaturverzeichnis

Balon, E. K. (1975): Ecological guilds of fishes: a short summary of the concept and its application. In: Verh. Verein. Int. Limnol., 19, 2430-2439.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg.) (2019): Gewässerstrukturkartierung von Fließgewässern in Bayern – Erläuterungen zur Erfassung und Bewertung. Augsburg.

Becker, A. & Ortlepp, J. (2021): Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern. Methodik zur Herleitung des strukturellen Defizits als Grundlage der Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs im Rahmen der Landesstudie. Wiesloch.

Bogan, M., Eppehimer, D., Hamdhani, H. & Hollien, K. (2020): If you build it, they will come: rapid colonization by dragonflies in a new effluent-dependent river reach. In: Peer J. 8:e9856, Online: <https://doi.org/10.7717/peerj.9856>

Boudot, J.-P. & Kalkman, V. J. (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. In: KNNV Publishing, the Netherlands, 381.

Bried, J. T., Dillon, A. M., Hager, B. J., Patten, M. A. & Luttbeg, B. (2015): Criteria to infer local species residency in standardized adult dragonfly surveys. In: Freshwater Science, 34, 1105-1113.

Buczyński, P., Zawal, A., Buczyńska, E., Stępień, E., Dąbkowski, P., Michoński, G., Szlauer-Łukaszewska, A., Pakulnicka, J., Stryjecki, R., Czachorowski S. (2016): Early recolonization of a dredged lowland river by dragonflies (Insecta: Odonata). In: Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, 417(43). Online: <https://doi.org/10.1051/kmae/2016030>

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015): Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern. Version Nr.: A-01e_HYM, inklusive Erläuterungen (März 2013). ISBN: 978-3-85174-067-7. Wien.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2016): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Einleitung. Version Nr. 08. ISBN: 978-3-85174-058-5. Wien.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2018): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A2 – Makrozoobenthos. Version Nr.: A2-01i_MZB. ISBN 978-3-85174-060-8. Wien.

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2019): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 – Fische. Version Nr. A1-01m_FIS. ISBN 978-3-85174-059-2. Wien.

Camaclang, A. E., Maron, M., Martin, T. G. & Possingham, H. P. (2015): Current practices in the identification of critical habitat for threatened species: Identifying Critical Habitat. In: *Conservation Biology*, 29(2), 482-492. Online: <https://doi.org/10.1111/cobi.12428>

Chovanec, A. (2018): Comparing and evaluating the dragonfly fauna (Odonata) of regulated and rehabilitated stretches of the fourth order metarhithron Gurtenbach (Upper Austria). In: *International Journal of Odonatology*, 21(1), 15-32.

Chovanec, A. (2019a): Bewertung von Oberflächengewässern anhand libellenkundlicher Untersuchungen (Odonata) – Methoden für stehende und fließende Gewässer sowie ihre beispielhafte Anwendung an der Mattig (Oberösterreich). In: *Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen*, 71, 13-45.

Chovanec, A. (2019b): Das Rhithron-Potamon-Konzept in der angewandten Odonatologie als Instrument zur Gewässertypisierung und -bewertung (Insecta: Odonata). In: *Libellula Supplement*, 15, 35-61.

Chovanec, A. (2021a): Libellenkundliche Bewertung von Restrukturierungsmaßnahmen an einem Fließgewässer in Österreich durch Prä- und Post-Monitoring (Trattnach, Oberösterreich). Odonatological assessment of river rehabilitation by pre- and post-monitoring (River Trattnach, Upper Austria). In: *International Dragonfly Fund Report*, 163, 1-43.

Chovanec, A. (2021b): The assessment of the dragonfly fauna (Insecta: Odonata) as a tool for the detailed typological characterisation of running waters. In: *Acta ZooBot Austria* 158, 129-147.

Chovanec, A. & Waringer, J. (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems – assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). In: *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 493-507.

Chovanec, A., Waringer, J., Holzinger, W. E., Moog, O. & Janecek, B. (2017): Odonata (Libellen). In: Moog, O. & Hartmann, A. (Hrsg.): *Fauna Aquatica Austriaca*. 3. Lieferung 2017. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

Corbet, P. S. (1999): Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata. Colchester. Harley Books.

Csar, D., Gumpinger, C., Pichler-Scheder, C., Höfler, S. & Chovanec, A. (2019): Sanierung der Morphologie kleiner und mittlerer Fließgewässer in Österreich. Resultate und Erkenntnisse aus Best-practice Projekten inkl. Empfehlungen für die Erfolgskontrolle. Im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus. Wels/Wien.

Csar, D., Kirchgäßner, L., Pichler-Scheder, C., Höfler, S. & Gumpinger, C. (2023): evaRest-Evaluierung von gewässerökologischen Aufwertungsmaßnahmen. Hydromorphologie: Erläuterungen zu Erfassung und Bewertung von Gewässerstrukturen und Fischhabitaten. Wels. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (Hrsg.). Wels/Wien.

Dahm, V., Kupilas, B., Rolauffs, P., Hering, D., Haase, P., Kappes, H., Leps, M., Sundermann, A., Döbbelt-Grüne, S., Hartmann, C., Koenzen, U., Reuvers, C., Zellmer, U., Zins, C., Wagner, F. (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Umweltbundesamt Texte 43/2014. ISSN 1862-4804. Online: <https://doi.org/ISSN 1862-4804>

DeLury, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. In: *Biometrics*, 3, 145-167.

Dijkstra, K.-D. B., Schröter, A. & Lewington, R. (2021): Libellen Europas. Der Bestimmungsführer (2. Auflage). Bern. Haupt Verlag.

Eberstaller, J., Frangez, C., Droop, B. & Köck, J. (2017): Hydromorphologische Verbesserung Große Tulln in der Marktgemeinde Judenau-Baumgarten. Gewässerökologisches Monitoring. Endbericht. Im Auftrag der Stadtgemeinde Neulengbach. Wien.

Eberstaller, J., Frangez, C. & Köck, J. (2015): Hydromorphologische Verbesserungen des Laabenbaches in Neulengbach. Gewässerökologisches Monitoring. 1. Zwischenbericht. Im Auftrag der Stadtgemeinde Neulengbach. Wien.

Ellmauer, T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. Wien.

Ellmauer, T., Igel, V., Kudrnovsky, H., Moser, D. & Paternoster, D. (2020): Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016-2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019. Im Auftrag der österreichischen Bundesländer. Umweltbundesamt Reports Bd. REP-0734. Wien.

Essl, F., Egger, G., Ellmauer, T. & Aigner, S. (2002): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 156, M-156. Wien.

Essl, F., Egger, G., Karrer, G. & Theiss, M. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 167. Wien. Neuer Wissenschaftlicher Verlag.

Essl, F., Egger, G., Poppe, M., Rippel-Katzmaier, I., Staudinger, M., Muhar, S., Unterlercher, M., Michor, K. (2008): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation. Technische Biotoptypen und Siedlungsbioptypen. Umweltbundesamt Reports, Bd. B-134. Wien. Neuer Wissenschaftlicher Verlag.

Europäisches Parlament: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

Geist, J. (2015): Seven steps towards improving freshwater conservation. In: Mar. Freshw. Ecosyst., 25, 447-453.

Geist, J. & Hawkins, J. (2016): Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. In: Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst., 26, 942-962.

Geist, J. & Pander, J. (2018): Leitlinien einer erfolgreichen Gewässerrestaurierung. – ANLiegen Natur 40(1): online preview, 4p., Laufen. Online: www.anl.bayern.de/publikationen

Gumpinger, C., Csar, D., Chovanec, A., Wenk, M., Kudrnovsky, H. & Spira, Y. (2020): Rahmenkonzept für die Erfolgskontrolle der Maßnahmensetzung im Projekt LIFE IP IRIS. Online: https://life-iris.at/wp-content/uploads/sites/21/2021/01/d4_konzepterfolgskontrolle.pdf

Hayes, Daniel, S., Popp, S., Muhar, S. & Scheickl, S. (2023): Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern mittels kultureller Ökosystemleistungen – Anwendungshandbuch 2.0. Wien. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (Hrsg.). Wien.

Hayes, D., Becsi, R. & Muhar, S. (2021): Mehr (Er)Leben an unseren Flüssen – Mehrwert renaturierter Gewässerstrecken. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (Hrsg.). Wien.

Hayes, D. S., Muhar, S., Popp, S., Becsi, R., Mühlmann, H., Ofenböck, G. & Scheikl, S. (2022): Evaluierung kultureller Ökosystemleistungen renaturierter Fließgewässer. In: Österreichische Wasser-Und Abfallwirtschaft, 74(11), 486-500.

Hoffmann, K. (2015): Anwendung verschiedener Bewertungsverfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen und Entwicklung von Optimierungsvorschlägen. Masterarbeit an der Goethe Universität Frankfurt am Main.

Höfler, S., Ringler, G., Reeb, F., Von Siemens, M. & Gumpinger, C. (2021): Sediment in Gewässern. Funktion, Veränderungen und Maßnahmen in der fischereilichen Bewirtschaftung. Im Auftrag des Landesfischereiverbandes Bayern e.V.

Jähnig, S. C., Lorenz, W., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E. & Haase, P. (2011): River restoration success: a question of perception. In: Ecological Applications, 21(6), 2007-2015.

Januschke, K. (2014): River restorations – Morphological effects on colonization and succession of aquatic and riparian organism groups. Universität Duisburg-Essen.

Kalkman, V. J., Boudot, J.-P., Bernard, R., Conze, K.-J., De Knijf, G., Dyatlova, E., Sahlén, G. (2010): European Red List of dragonflies. IUCN Species Programme. In: Publications Office of the European Union. Luxembourg.

Kirchgäßner, L. (2022): Evaluation of Restoration Projects with Hyperstatal Remote Sensing of Fish Habitat using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV) (Master Thesis). University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU). Vienna.

Klaiber, J., Altermatt, F., Birrer, S., Chittaro, Y., Dziok, F., Gonseth, Y., Hoess, R., Keller, D., Kuchler, H., Luka, H., Manzke, U., Müller, A., Pfeifer, M.A., Roesti, C., Schlegel, J., Schneider, K., Sonderegger, P., Walter, T., Holderegger, R., Bergamini, A. (2017): Fauna Indicativa. In WSL Berichte (Vol. 54). Birmensdorf.

Laister, G. (1996): Verbreitungsübersicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberösterreichs. In: Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz, 40/41(1994/95), 307-388.

LANUV NRW. (2018): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18. Recklinghausen.

LAWA (Hrsg.). (2019a): LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturkartierung. Verfahren für mittelgroße bis große Gewässer. 2. überarbeitete Auflage. Erfurt. ISBN 978-3-88961-351-9. Kulturbuch-Verlag GmbH.

LAWA (Hrsg.). (2019b): LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturkartierung. Verfahren für kleine bis mittelgroße Gewässer. 2. überarbeitete Auflage. Erfurt. ISBN 978-3-88961-350-9. Kulturbuch-Verlag GmbH.

Lyon, J. P., Kearns, T. J., Nicol, S., Tonkin, Z., Todd, C. R., O'Mahony, Hackett, G., Raymond, S., Lieschke, J., Kitchingman, A., Bradshaw, C.J.A. (2019): Increased population size of fish in a lowland river following restoration of structural habitat. In: Ecological Applications, 29(4). Online: <https://doi.org/10.1002/eap.1882>

Maas, D. & Pfadenhauer, J. (1994): Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen – fachliche Anforderungen im vegetationsökologischen Bereich. In: Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz, 40, 25-50.

Moog, O. (2004): Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

Muhar, S., Januschke, K., Keil, J., Poppe, M., Schmutz, S., Hering, D. & Buijse, A. D. (2016): Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. In: Hydrobiologia, 769, 3-19. Online: <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2652-7>

Oertli, B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research, 79-95.

Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., Von Haaren, C., Wildner, M., Pusch, M. (2018): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. IGB-Berichte Heft 31/2018, 187 S. + XIII, ISSN: 1432-508X. DOI: 10.4126/FRL01-006410777. Online: <https://doi.org/10.4126/FRL01-006410777>

Pottgiesser, T., Müller, A. & Januschke, K. (2020): Handbuch: Verfahrensempfehlung zur Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen in und an Fließgewässern. LAWA-Projekt O8.18. Im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser.

Raab, R. (2006): Rote Liste der Libellen Österreichs. In: Raab, R., Chovanec, C. & Pennerstorfer, J. (Eds.): Libellen Österreichs (pp. 325–334). Wien. Springer-Verlag.

Rat der Europäischen Gemeinschaften: Fauna-Flora-Habitat Richtlinie – Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Pub. L. No. 92/43/EWG, 12 (1992).

Richardson, J. S., Taylor, E., Schluter, D., Pearson, M. & Hatfield, T. (2010): Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes? In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 67(7), 1197–1204. Online: <https://doi.org/10.1139/F10-063>

Sahlén, G. & Ekestubbe, K. (2001): Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. In: Biodiversity and Conservation, 10, 673-690.

Scheikl, S., Hayes, Daniel, S., Becsi, R., Böck, K., Grüner, B. & Muhar, S. (2021a): Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern mittels kultureller Ökosystemleistungen - Anwendungshandbuch. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (Hrsg.). Wien.

Scheikl, S., Hayes, Daniel, S., Becsi, R., Böck, K., Grüner, B. & Muhar, S. (2021b): Methodenentwicklung zur Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern mittels kulturelle Ökosystemleistungen - Endbericht. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus. Wien.

Schiemer, F., Keckeis, H. & Kamler, E. (2003): The early life history stages of riverine fish: Ecophysiological and environmental bottlenecks. In: Comparative Biochemistry and Physiology, Part A, 133, 439-449.

Schiemer, F. & Waidbacher, H. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In: Petts, G. E. (Ed.): River Conservation and Management (pp. 363-382). Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore. John Wiley & Sons.

Schmidt, E. G. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "Representative Spectrum of Odonata Species (RSO)". In: Odonatologica, 14(2), 127-133.

Seber, G. & Le Cren, D. E. (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. In: The Journal of Animal Ecology, 36, 631-643.

Traxler, A., Minarz, E., Englisch, T., Fink, B., Zechmeister, H. & Essl, F. (2005): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Moore, Sümpfe und Quellfluren. Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden. Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren. Zwergstrauchheiden. Geomorphologisch geprägte Biotoptypen (Monographien; Umweltbundesamt, Ed.). Wien. Neuer Wissenschaftlicher Verlag.

Van Looy, K., Tonkin, J. D., Floury, M., Leigh, C., Soininen, J., Larsen, S., Heino, J., LeRoy Poff, N., Delong, M., Jähnig, S.C., Datry, T., Bonada, N., Rosebery, J., Jamoneau, A., Ormerod, S. J., Collier, K. J. & Wolter, C. (2019): The three Rs of river ecosystem resilience: Resources, recruitment, and refugia. River Research and Applications, 35(2), 107-120. Online: <https://doi.org/10.1002/rra.3396>

Waringer, J. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Althenwörther Donauau (Niederösterreich). In: Natur Und Landschaft, 64, 389-392.

Wermter, P., Korte, T. & Schattmann, A. (2020): Erfolgsbewertung von Maßnahmen zur Erreichung eines guten Gewässerzustands. DWA-Themen T2/2020. Hennef. ISBN 9783887219734.

Wildermuth, H. & Martens, A. (2019): Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Wiebelsheim. Quelle & Meyer.

Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Ed.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe, Band 14/2, 61-198. Wien.

Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Paetzold, A., Roulier, C., Schweizer, S., Tiegs, S. D., Tockner, K., Weber, C., Peter, A. (2007): A strategy to assess river restoration success. In: *Freshwater Biology*, 52, 752-769. Online: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01740.x>

Wurfer, A., Strobl, K. & Kollmann, J. (2015): Monitoring für die Ufervegetation bei Flussrevitalisierungen. In: *Naturschutz Und Landschaftsplanung*, 47(10), 311-318.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft

Stubenring 1, 1010 Wien

bml.gv.at