

# Vergleichende Untersuchungen von Fischen und Fischnährtieren in renaturierten und nicht renaturierten Fließgewässerabschnitten

W1

MECHTHILD BANNING

## 1 Einleitung

Als Konsequenz der Ergebnisse der ersten landesweiten Strukturkartierung in den Jahren 1996 bis 1998 wurde als Sanierungsziel für die Gewässer der freien Landschaft eine Gewässerstrukturklasse von 1 – 3 (unverändert bis mäßig verändert) festgelegt und als Minimalanforderung innerhalb von Ortslagen eine Gewässerstrukturklasse von 5 (stark verändert) (HMULF 2000).

Nach Inkrafttreten der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) (WRRL) legte das Hessische Umweltministerium im Dezember 2007 dann erstmals die „wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen“ offen (HMULV 2007). Als erste wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage wurde dort auch beschrieben, dass die Fließgewässer in ihrer Struktur und in ihrem Abflussgeschehen durch bauliche Umgestaltung zu einem erheblichen Anteil

verändert sind. Dieser unbefriedigende strukturelle Zustand wird hier als einer der zentralen Gründe angesehen, dass der gute ökologische Zustand in vielen Fällen verfehlt wird.

Es gab und gibt also viele Gründe und Notwendigkeiten, die Gewässerstruktur deutlich zu verbessern.

Seit dem Jahr 2004 wird im Auftrag des HLNUG in den Bächen und Flüssen die Fauna und Flora erfasst. Untersuchungen in ausgewählten Renaturierungsbereichen und in nicht renaturierten Vergleichsstrecken fanden schwerpunktmäßig in den Jahren 2013 und 2014 statt (BIL 2013 & BUK 2014). Im Folgenden werden die Ergebnisse im Hinblick auf die Fischnährtiere und die Fische zusammenfassend dargestellt.

## 2 Untersuchungsumfang

Die Abbildung 1 zeigt, dass der Umfang der Erfolgskontrollen bei den Fischnährtieren und den Fischen annähernd gleich groß war (117 bzw. 114); jedoch liegen nicht von jeder Renaturierungsmaßnahme Vergleichsuntersuchungen aus nicht renaturierten Abschnitten vor.

Jeweils etwas mehr als die Hälfte der Untersuchungen fand in den ersten 5 Jahren nach der Renaturierung statt; jedoch gab es auch einige Untersuchungen in Bächen, bei denen die Renaturierung bereits viele Jahre zurückliegt.

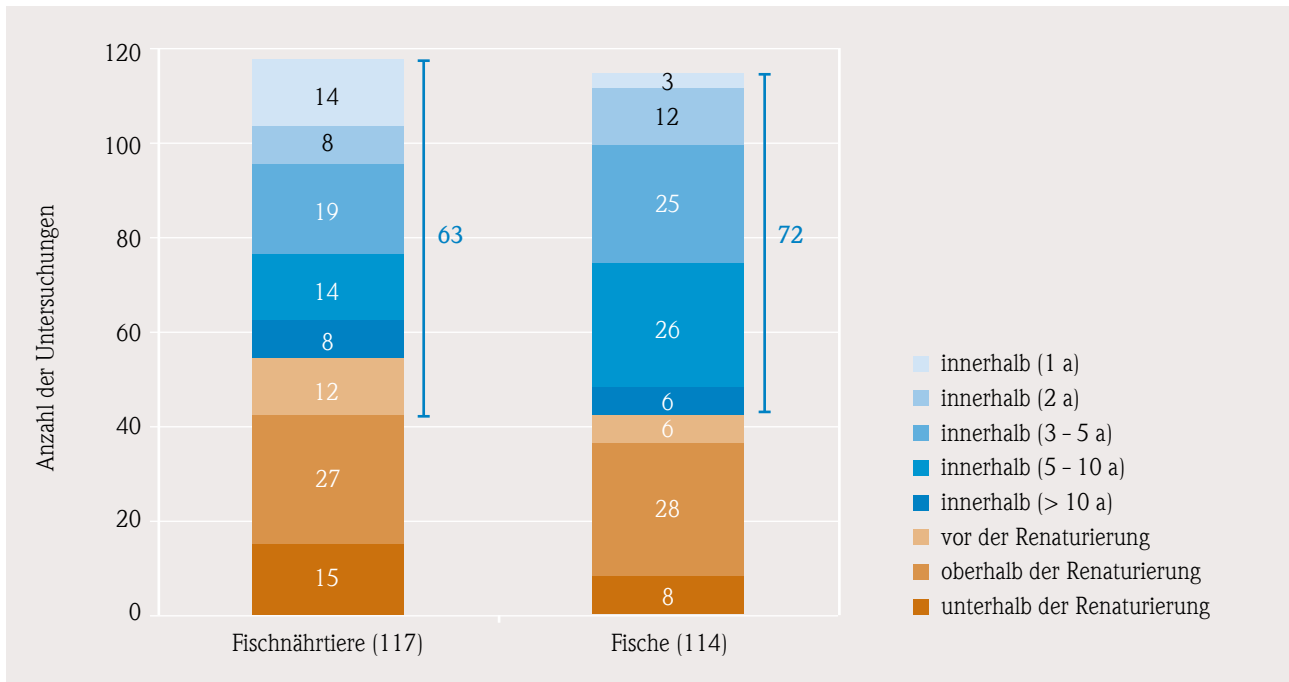


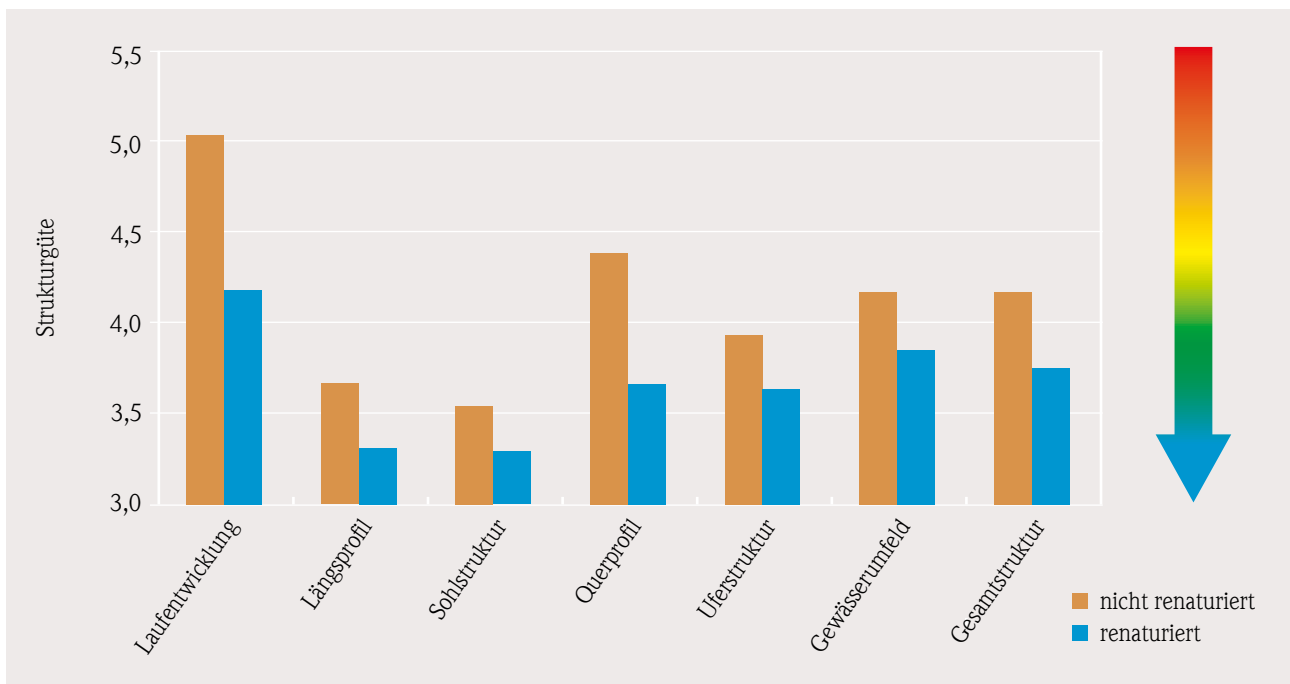
Abb. 1: Anzahl der Untersuchungen in nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

## 3 Entwicklung der Gewässerstruktur

Bei den Untersuchungen wurde von den Biologen auch die Strukturgröße der jeweiligen Fließgewässerabschnitte bewertet. Für die vergleichende Beurteilung wäre es besser gewesen, wenn sich die Struktur der vergleichend betrachteten nicht renaturierten und renaturierten Abschnitte deutlicher unterscheiden würde. Im Mittel weisen die Gewässerstrukturen der renaturierten Abschnitte bei der Gesamtbewertung nur einen Wert von 3,75 auf. Die deutlichsten Verbesserungen zeigen sich bei den beiden Hauptparametern Laufentwicklung ( $\Delta 0,86$ )

und Querprofil ( $\Delta 0,72$ ) (siehe Abb. 2). Aber nur 16 von 52 der hier betrachteten renaturierten Gewässerabschnitte erreichen bereits das Sanierungsziel, eine Gewässerstruktur von maximal mäßig verändert (HMULF 2000).

Aber auch die nicht renaturierten Vergleichsstrecken weisen durchschnittlich eine schon relativ gute Gewässerstruktur auf (4,17). Bei der faunistischen Besiedlung sind somit insgesamt keine großen Veränderungen zu erwarten.



**Abb. 2:** Mittelwerte der Hauptparameter und die Gesamtbewertung der Gewässerstruktur in den untersuchten nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten

Bei einigen Untersuchungsabschnitten waren die Unterschiede in der Gewässerstruktur jedoch deutlich. So war beim Meerbach insbesondere beim Hauptparameter Laufentwicklung (z. B. mit Einzelparameter Laufkrümmung) und beim Hauptparameter Querprofil (z. B. mit Einzelparameter Breitenvarianz) eine deutliche Verbesserung zu erkennen (Abb. 3). Hingegen hat sich das Strömungsverhalten in diesem Niederungsfließgewässer nicht geändert (ruhig fließend bis fast stehend), so dass in beiden Abschnitten ein sandiges Sohlensubstrat dominiert. Aufgrund der

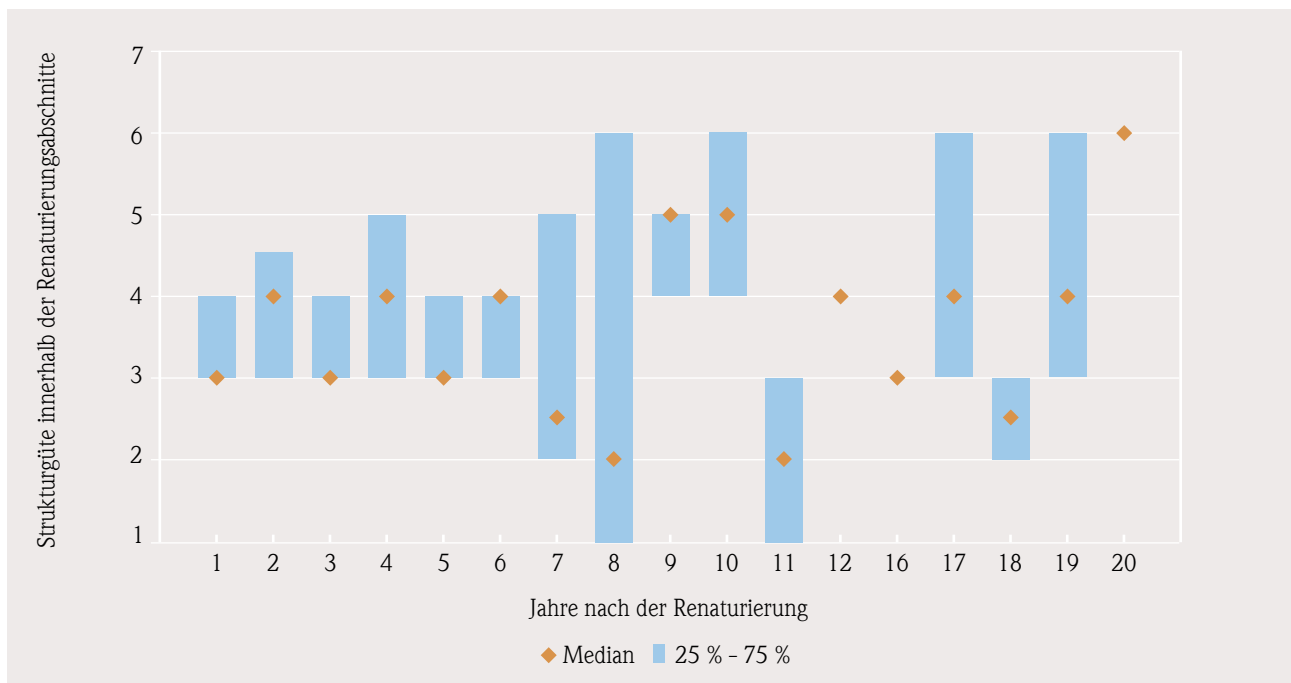
weitgehend fehlenden Beschattung sind in beiden Gewässerabschnitten im Sommer erhöhte Temperaturen anzunehmen. In Verbindung mit der zudem nur langsamen Strömung und dem fehlendem physikalischen Sauerstoffeintrag sind in solch einem Niederungsfließgewässer dann auch negative Auswirkungen auf die Sauerstoffverhältnisse wahrscheinlich. Somit sind – trotz deutlich verbesserter Gewässerstruktur – hier keine grundlegenden Verbesserungen in der Gewässerfauna zu erwarten.



**Abb. 3:** Die untersuchten Abschnitte im Meerbach (links – nicht renaturiert, rechts – renaturiert) © BIL

Insgesamt zeigte sich, dass jüngere Renaturierungsmaßnahmen meist gute Strukturen aufwiesen – das 25/75-Perzentil liegt meist zwischen 3 (mäßig verändert) und 4 (deutlich verändert). Größere Schwankungen mit z. T. auch fehlender Verbesserung wurden dagegen bei länger zurückliegenden Renaturierungsmaßnahmen festgestellt. In einigen Fällen wurde die Gewässerstruktur hier noch als stark bis sehr stark verändert eingestuft (Abb. 4).

Die Ursache hierfür ist sicherlich unterschiedlich und im Einzelnen abzuklären. Denkbar ist beispielsweise, dass insbesondere in der Vergangenheit viele Strukturverbesserungen nur kleinräumig erfolgten. Infolge einer negativen hydromorphologischen Strahlwirkung durch eine beispielsweise wieder einsetzende Tiefenerosion kommt es dann zwangsläufig zu einem Rückgang bei der Tiefen- und Breitenvarianz sowie bei der Strömungsdiversität.



**Abb. 4:** Entwicklung der Gewässerstruktur innerhalb der untersuchten Renaturierungsbereiche in Abhängigkeit vom Alter der Renaturierung



**Abb. 5:** „renaturierter“ Abschnitt im Stadtgebiet von Kassel.  
© BIL

Ein anderes Beispiel zeigt das Foto aus dem Stadtgebiet von Kassel (Abb. 5). Aufgrund der dichten Bebauung sind hier nur sehr begrenzt strukturelle Verbesserungen möglich – deshalb wurde der Unterlauf der Ahne auch als erheblich verändertes Gewässer ausgewiesen. Die „Renaturierung“ liegt hier bereits mehr als 10 Jahre zurück (2004) und würde heute wahrscheinlich nicht mehr als „Renaturierung“ bezeichnet.

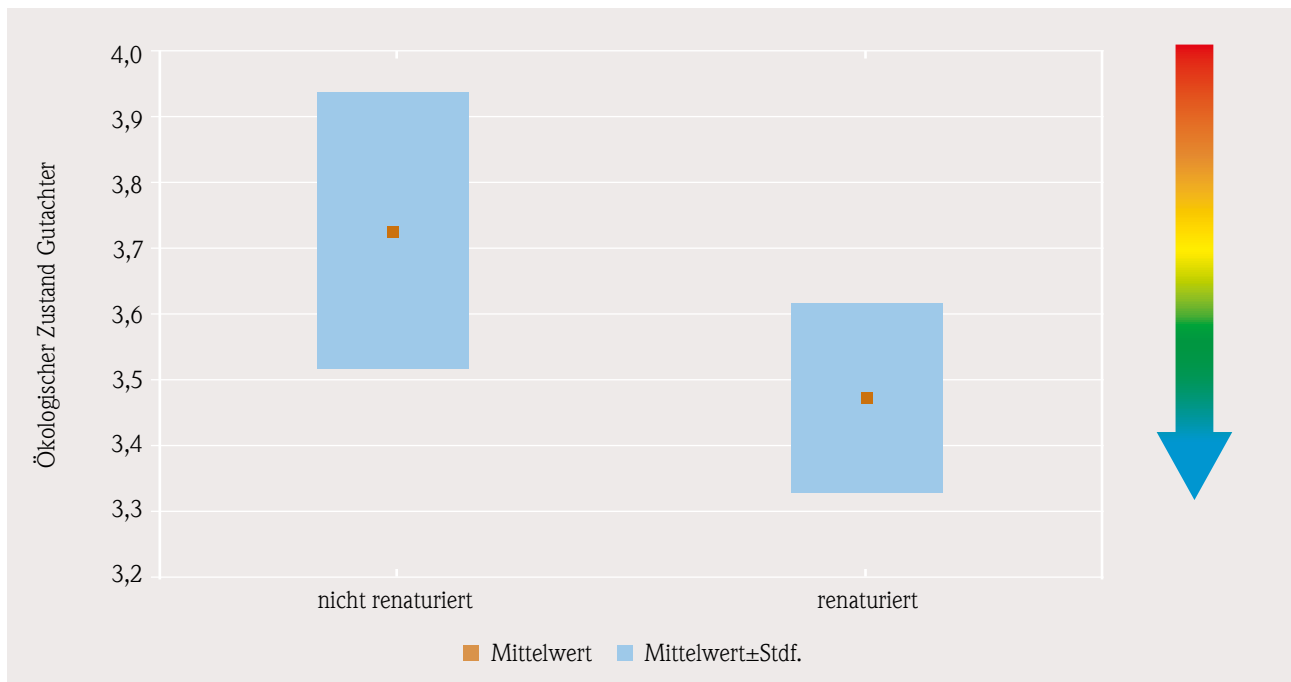
## 4 Untersuchungsergebnisse Fische

Anhand der in den untersuchten Abschnitten festgestellten Fischfauna wird – im Vergleich mit einer anzunehmenden Referenzzönose – der ökologische Zustand bewertet. Die Abbildung 6 zeigt die gutachterliche Bewertung, die Abbildung 7 zeigt die Bewertung entsprechend dem nationalen Bewertungsverfahren „fiBs“ (fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer).

Während die renaturierten Abschnitte bei der gutachterlichen Bewertung im Durchschnitt um ca. eine Viertel Zustandsklasse besser abschneiden, ist dies bei der Bewertung gemäß fiBs umgekehrt. Hier unterscheiden sich die Abschnitte im Mittel jedoch auch nur wenig (um ca. eine Fünftel Zustandsklasse) und liegen jeweils im unbefriedigenden Bereich (fiBs-Wert  $>1,5 - 2,0$ ). Bei beiden Bewertungen ist

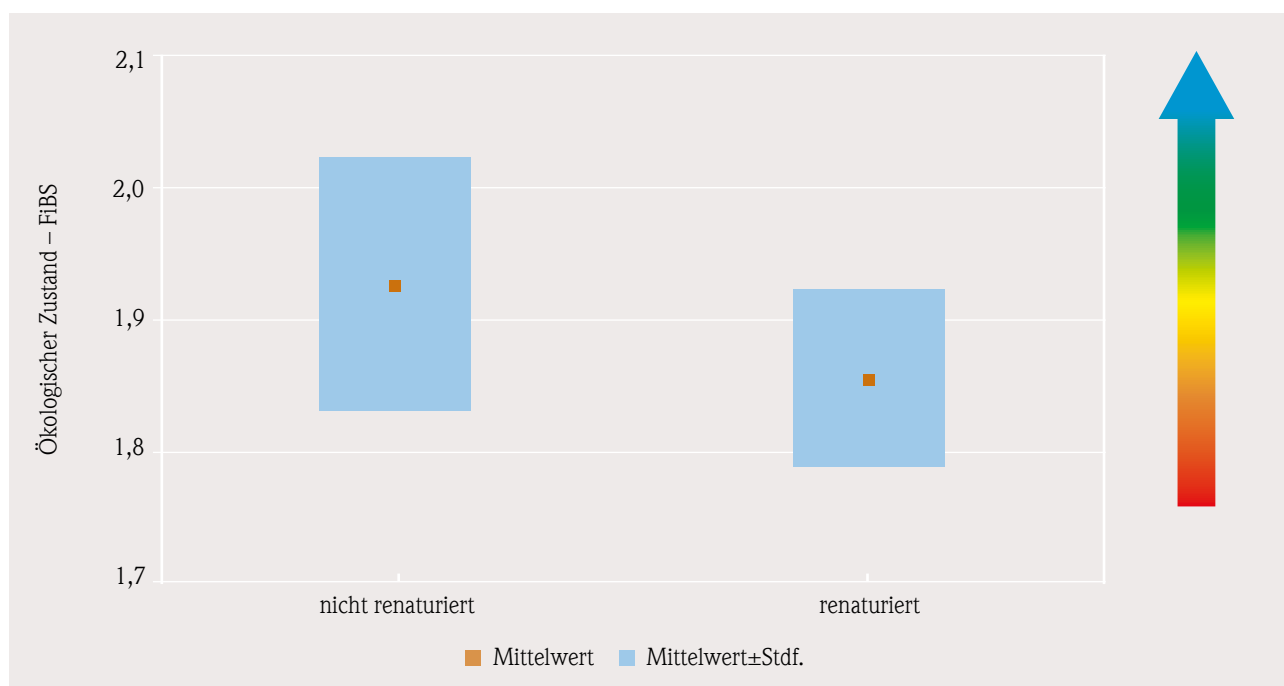
der Unterschied nicht bedeutend, so dass man davon ausgehen muss, dass die Fischfauna die verbesserten Gewässerstrukturen im Ganzen nicht anzeigt.

Auch eine Betrachtung der einzelnen 6 Qualitätsmerkmale des fischbasierten Bewertungssystem fiBs zeigt, dass die meisten Parameter sich nur unwesentlich bzw. gar nicht unterscheiden (siehe Tab. 1). Beim Qualitätsmerkmal „Fischregionsindex“ werden die renaturierten Abschnitte allerdings um fast eine Zustandsklasse schlechter bewertet. Als mögliche Ursache ist denkbar, dass durch Gewässerbettauflösungen eine gewisse „Potamalisierung“ stattfindet; d. h. dass infolge der Schaffung von strömungsberuhigten Bereichen und von Feinsedimentansammlungen eine Verschiebung der Fischregion erfolgt.



**Abb. 6:** Gutachterliche Bewertung von nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten anhand der festgestellten Fische.





**Abb. 7:** Bewertung von nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten anhand der festgestellten Fische gemäß dem nationalen Bewertungsverfahren „fiBs“.

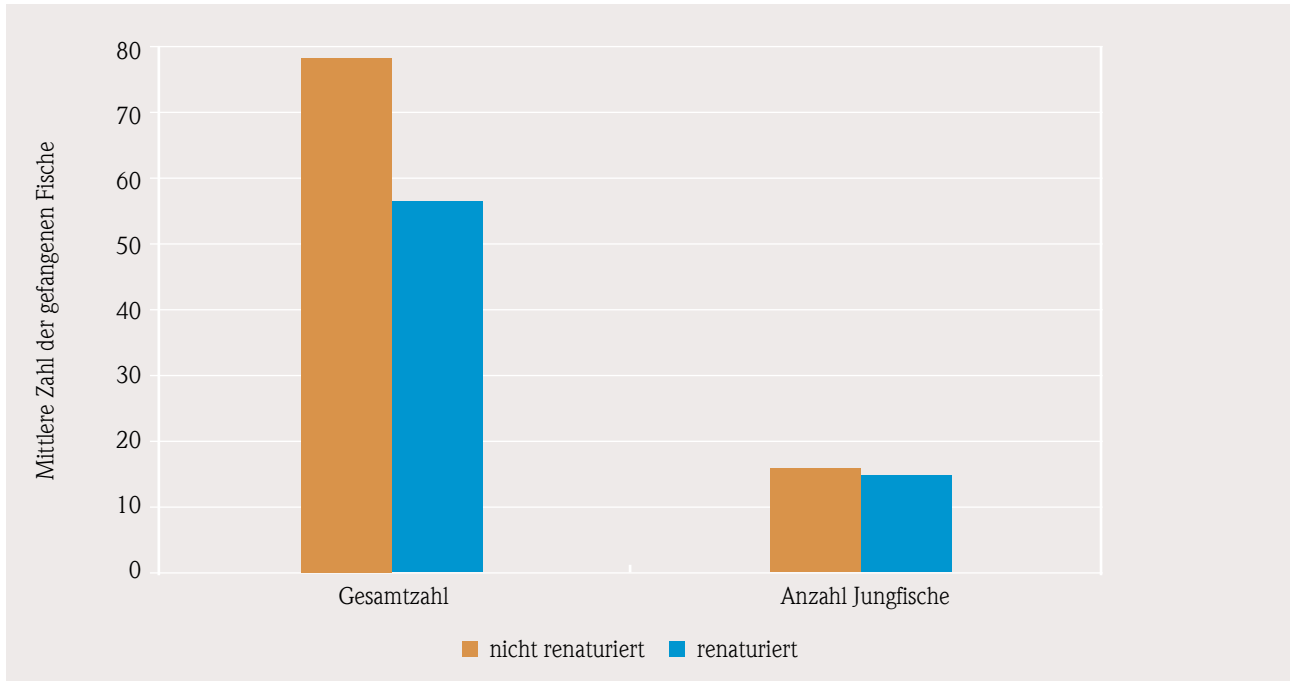
**Tab. 1:** Bewertung der nicht renaturierten und renaturierten Gewässerabschnitte bei den 6 Qualitätsmerkmalen gemäß fiBs

Qualitätsmerkmal fiBs	nicht renaturierte Abschnitte	renaturierte Abschnitte	Differenz
Arten- & Gildeninventar	2,03	2,10	0,07
Arten- & Gildenabundanz	2,01	1,79	- 0,22
Altersstruktur	1,89	1,88	- 0,01
Migration	1,22	1,22	0,00
Fischregionsindex	2,96	2,49	-0,47
dominante Arten	1,67	1,57	-0,10

**Legende:**  
 3,76 – 5,00 = sehr guter Zustand  
 2,51 – 3,75 = guter Zustand  
 2,01 – 2,50 = mäßiger Zustand  
 1,51 – 2,00 = unbefriedigender Zustand  
 1,00 – 1,50 = schlechter Zustand

Während die festgestellten Fischpopulationen oder auch die Gesamtzahl der jeweils gefangenen Fische (siehe Abb. 8) summarisch betrachtet, den Renaturie-

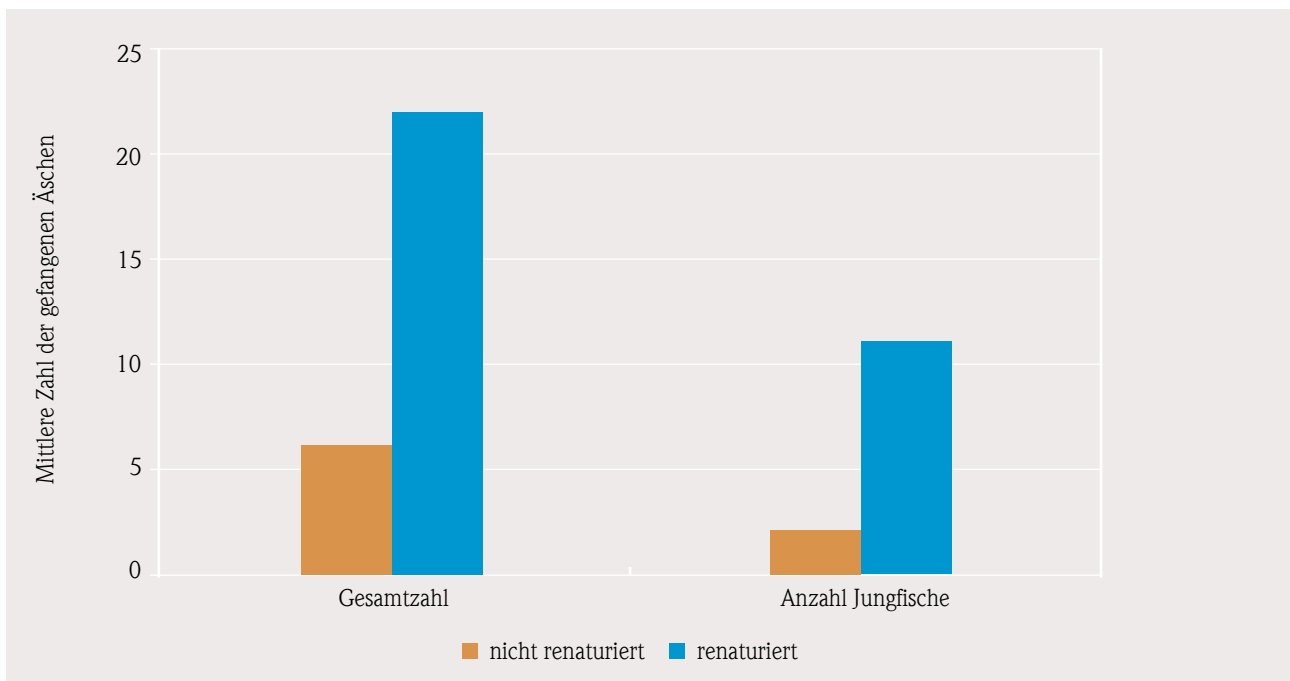
rungserfolg somit nicht anzeigen, verdeutlichen dies aber einzelne Fischarten.



**Abb. 8:** Mittlere Anzahl der gefangenen Fische sowie die jeweilige Anzahl der Jungfische in den untersuchten nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

Beispielsweise war die Zahl der in Hessen und in Deutschland als gefährdet eingestuft Äsche in den

renaturierten Abschnitten deutlich größer (Abb. 9).



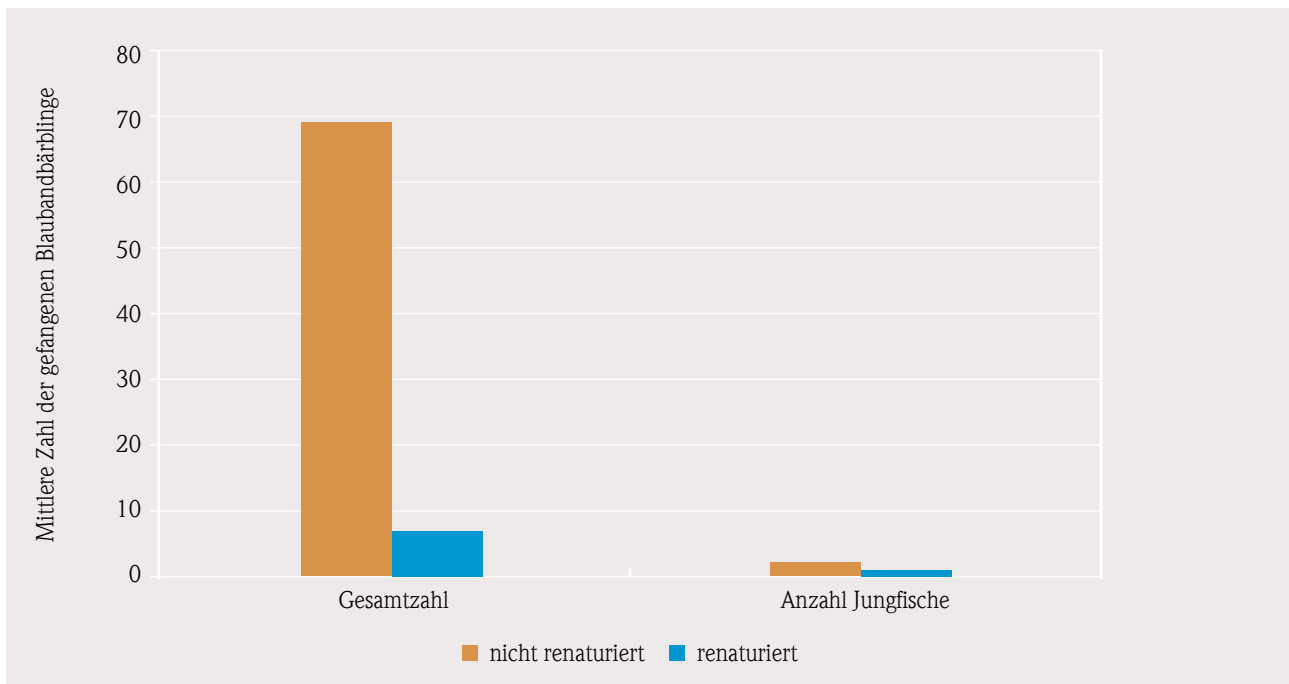
**Abb. 9:** Mittlere Anzahl der gefangenen Äschen sowie die jeweilige Anzahl der Jungfische in den untersuchten nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

Auch das Vorkommen des Blaubandbärblings zeigt offensichtlich den Renaturierungserfolg an (Abb. 10). Dieser ursprünglich in Asien beheimatete Fisch ist vermutlich unbeabsichtigt mit dem Graskarpfen nach Deutschland eingeführt worden (HMUKLV & HESSEN-FORST FENA 2014). Der Fisch ist sehr anpassungs- und widerstandsfähig und hat in den nicht renaturierten Gewässerabschnitten offenbar einen Konkurrenzvorteil gegenüber der heimischen Fischfauna.

Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“ (NEHRING ET AL. 2010). Sie kann bei massenhaftem Vorkommen

Probleme durch Nahrungskonkurrenz verursachen. Da sich der Blaubandbärbling selektiv von größeren Zooplanktonarten (*Crustacea*) ernährt, führt dies ggf. zudem in planktonführenden Gewässern zu einer erhöhten Phytoplanktondichte und somit zu einer Eutrophierung der Gewässer (ADAMEK & SUKOP 2000).

Die Art ist inzwischen in der Unionsliste der EU-Verordnung 1143/2014 gelistet, wonach für bereits weit verbreitete Arten geeignete Managementmaßnahmen identifiziert und umgesetzt werden müssen. Die festgestellten Populationsgrößen lassen vermuten, dass Renaturierungsmaßnahmen geeignete Managementmaßnahmen darstellen, um die Verbreitung des Blaubandbärblings einzudämmen.

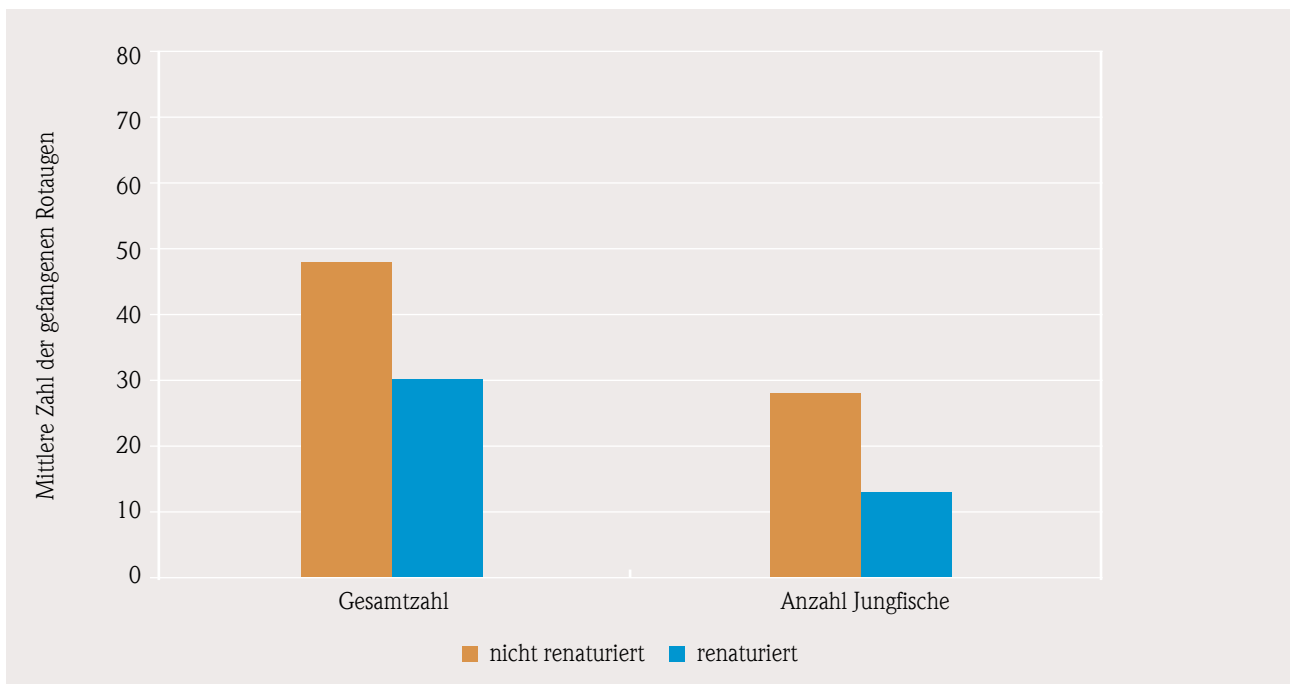


**Abb. 10:** Mittlere Anzahl der gefangenen Blaubandbärblinge sowie die jeweilige Anzahl der Jungfische in den untersuchten nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

Ähnlich, wenn auch nicht ganz so deutlich wie beim Blaubandbärbling, konnte in den untersuchten renaturierten Abschnitten auch ein Rückgang beim heimischen Rotauge festgestellt werden (Abb. 11).

Diese Art hat vergleichsweise wenig Ansprüche an ihren Lebensraum und hat somit vermutlich in strukturalternen Gewässerabschnitten ebenso einen Konkurrenzvorteil.

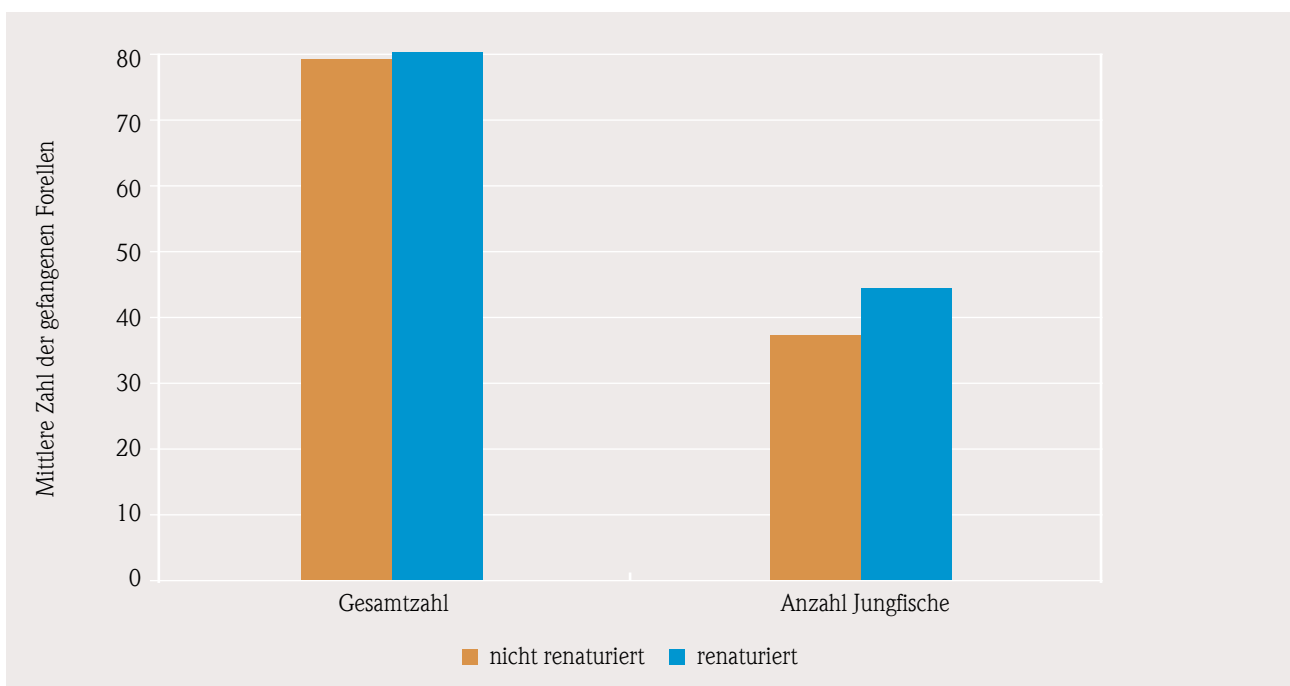




**Abb. 11:** Mittlere Anzahl der gefangenen Rotaugen sowie die jeweilige Anzahl der Jungfische in den untersuchten nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

Kein Unterschied in den ermittelten Populationsdichten konnte hingegen bei der Bachforelle festgestellt werden (Abb. 12). Zwar wäre – analog zur Äsche – ein Anstieg der Fangzahlen in den renaturierten

Bereichen zu erwarten. Hier muss aber davon ausgegangen werden, dass die festgestellten Populationsgrößen vor allem durch den Fischbesatz bestimmt werden.



**Abb. 12:** Mittlere Anzahl der gefangenen Bachforellen sowie die jeweilige Anzahl der Jungfische in den untersuchten nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten

## 5 Untersuchungsergebnisse Fischnährtiere

Analog zur Fischfauna zeigen auch die Fischnährtiere die verbesserten Gewässerstrukturen pauschal nicht eindeutig an. Zwar werden die renaturierten Abschnitte bei der gutachterlichen Bewertung im Durchschnitt um eine knappe halbe Zustandsklasse besser beurteilt (Abb. 13), jedoch ist dies bei der Bewertung gemäß dem nationalen Bewertungsver-

fahren PERLODES umgekehrt. Hier unterscheiden sich die Abschnitte im Mittel aber nur um ca. eine Fünftel Zustandsklasse (Abb. 14). In beiden Fällen ist der Unterschied somit nicht bedeutend, so dass man davon ausgehen muss, dass auch die Fischnährtiere insgesamt die verbesserten Gewässerstrukturen nicht immer ausreichend anzeigen.



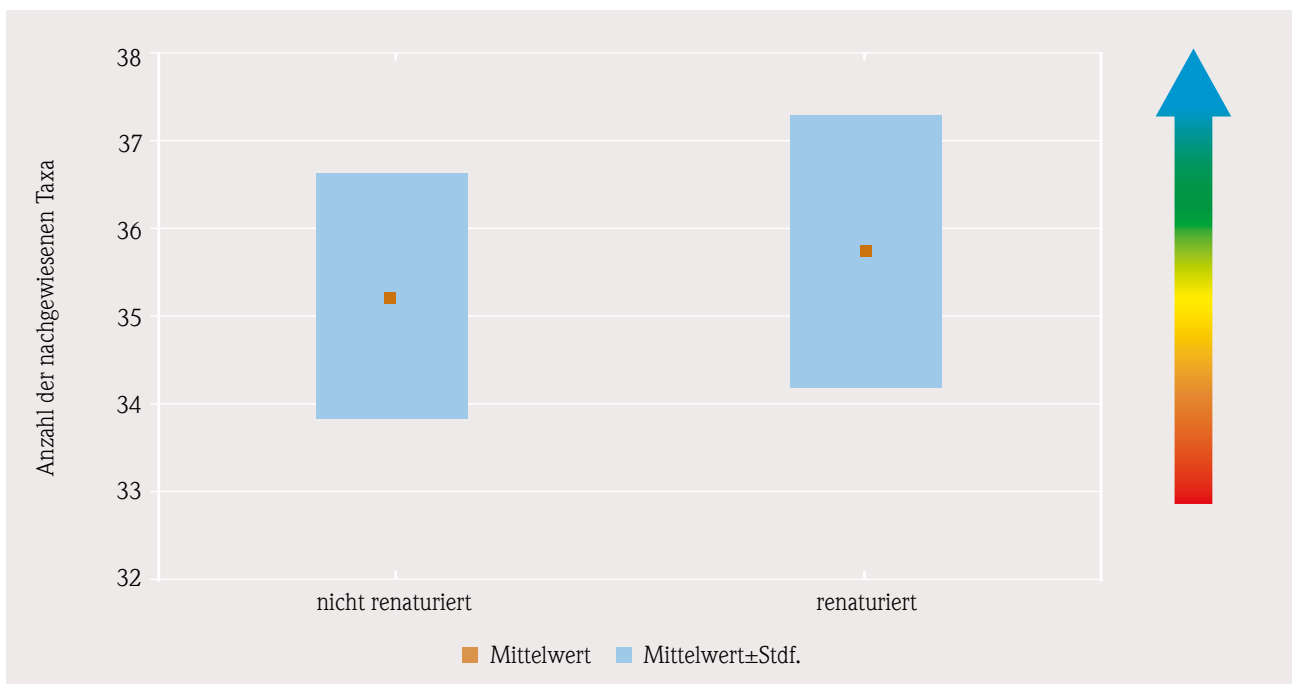
**Abb. 13:** Gutachterliche Bewertung von nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten anhand der festgestellten Fischnährtiere.



**Abb. 14:** Bewertung von nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten anhand der festgestellten Fischnährtiere gemäß dem nationalen Bewertungsverfahren „PERLODES“.

Auch unterscheiden sich die untersuchten Vergleichsstrecken – trotz einer Erhöhung der Struktur-

diversität – im Mittel nicht bei der Anzahl der festgestellten Taxa (Abb. 16).



**Abb. 15:** Die Anzahl der nachgewiesenen Taxa in nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten

Hauptursache für die hier nicht zu erkennenden positiven Effekte ist sicherlich, dass eine intakte Fauna nicht nur von der Habitatvielfalt der Fließgewässer abhängig ist, sondern in etwa gleichem Maß auch von den vorherrschenden chemisch-physikalischen Bedingungen, wie z. B. die organische Belastung (HLUG 2010), die Phosphatbelastung (ROLAUFFS ET AL. 2011), die Wassertemperatur (BÜRO FÜR UMWELTPLANUNG 2014) oder aber auch von der Landnutzung im Gewässerumfeld und dem Wiederbesiedlungspotenzial (UBA 2014).

Daneben kommt es aber bei einzelnen Bewertungsmetrices innerhalb des Bewertungssystems PERLODES noch zu Bewertungsfehlern. So werden in den Mittelgebirgsbächen speziell die strömungsliebenden Arten zu positiv bewertet.

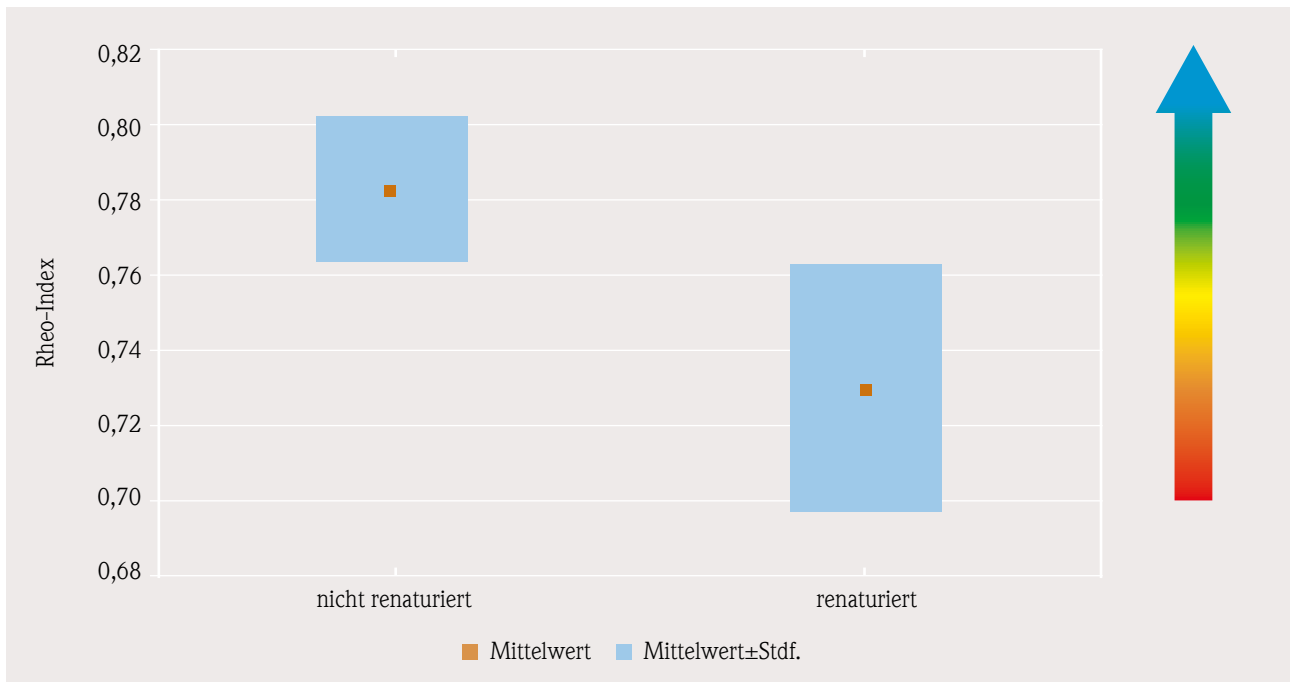
Besonders deutlich zeigt sich dies beim Metric des Rheo-Indexes. Dieser Metric fließt bei der Bewertung der Bäche zu 12,5 % (grobmaterialreiche silikatische

Mittelgebirgsbäche) bzw. zu 25 % (feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche und karbonatische Mittelgebirgsbäche) ein. Er spiegelt das Verhältnis von strömungsbedürftigen und strömungsliebenden Arten zum Vorkommen aller Arten wider. Ursprünglich wurde dieser Index nicht für die Bewertung von Mittelgebirgsbächen entwickelt, sondern diente zum Aufzeigen der Auswirkungen eines Aufstaus von größeren Flüssen und Strömen (BANNING 1998).

Da es bei Renaturierungen in der Regel zu Gewässerbettaufweitungen kommt, entstehen eher für nicht besonders strömungsbedürftige Arten geeignete Strukturen (siehe Abb. 16). Demzufolge ist die in der Abb. 17 dargestellte Abnahme des Rheo-Indexes zu erwarten. Dies wird jedoch im Bewertungsverfahren negativ bewertet.



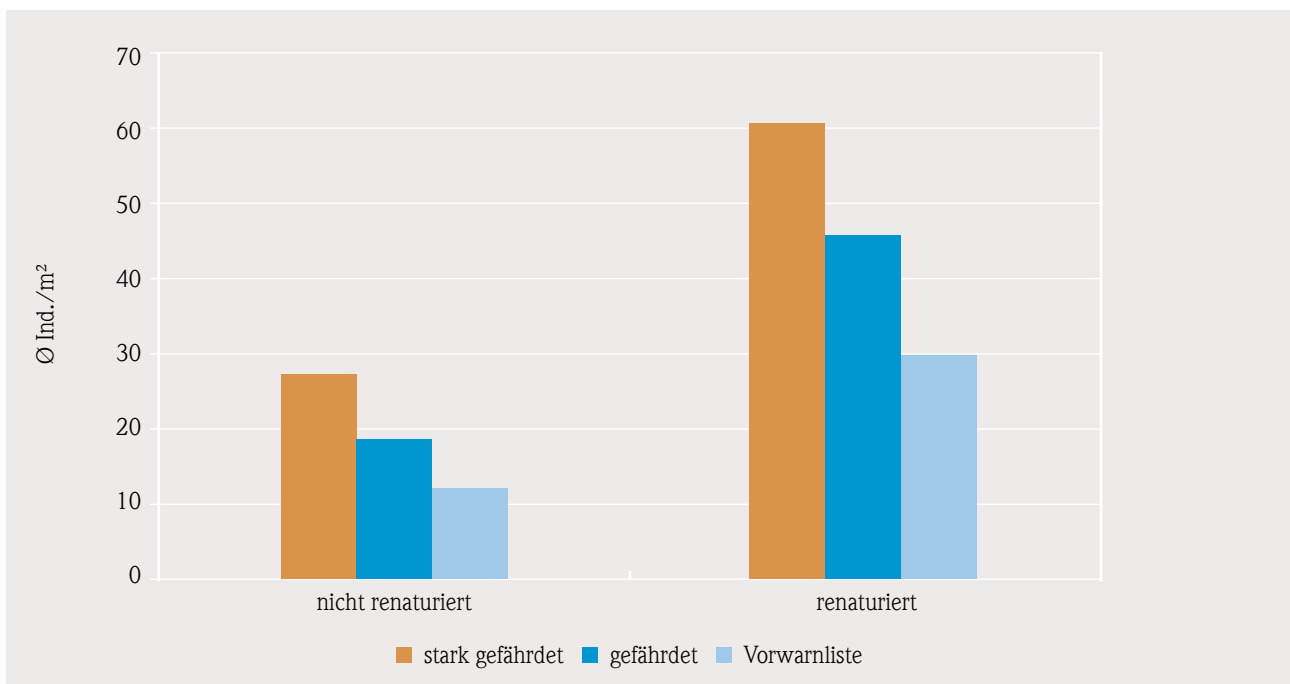
**Abb. 16:** renaturierter Teilabschnitt des Wilhelmshäuser Baches bei Witzenhausen mit größeren strömungsberuhigten Bereichen – der fließende Hauptlauf des Baches ist linksufrig zu erkennen. (Fließrichtung von links nach rechts) © BIL



**Abb. 17:** Der Rheo-Index in nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

Ein geeigneter Parameter zum Aufzeigen des Renaturierungserfolgs anhand der Fischnährtiere ist bei den vorliegenden Untersuchungen jedoch das Vorkommen von Arten der Roten Liste. Diese in Deutschland in ihrem Bestand gefährdeten Arten haben oft

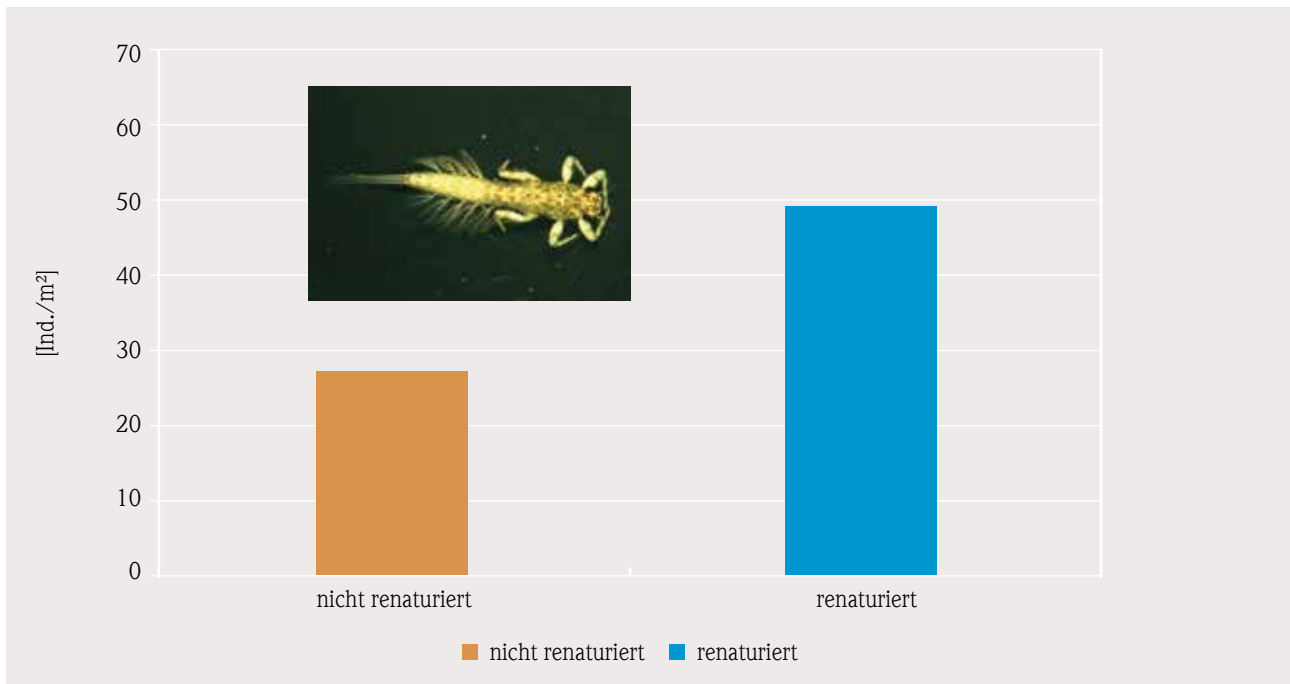
spezielle Ansprüche an ihren Lebensraum. Deshalb ist es erfreulich, dass der Renaturierungserfolg hier so deutlich sichtbar ist: Die durchschnittliche Besiedlungsdichte war in den renaturierten Gewässerabschnitten jeweils mehr als doppelt so groß (Abb. 18).



**Abb. 18:** Durchschnittliche Besiedlungsdichten von in ihrem Bestand gefährdeten Arten in nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten.

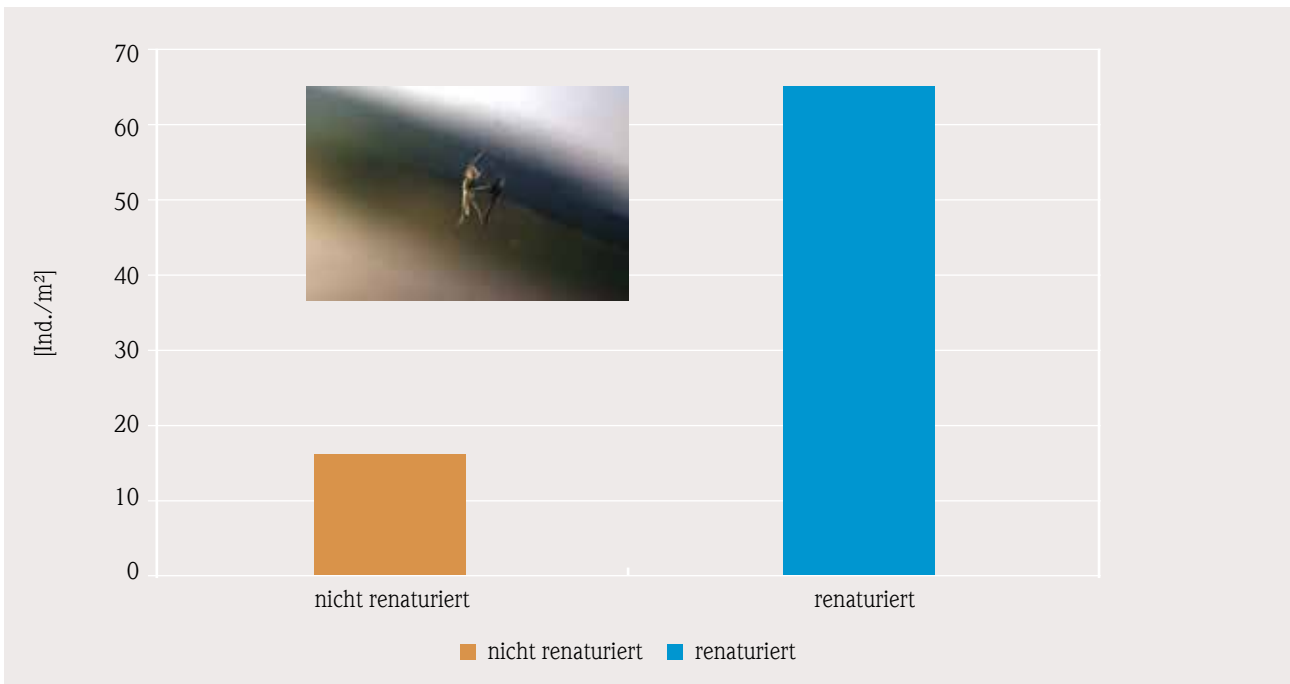
Von den 6 nachgewiesenen in ihrem Bestand stark gefährdeten Arten sind 4 Arten (die Muschel *Pisidium amnicum*, die Libellen *Onychogomphus forcipatus* und *Ophiogomphus cecilia* sowie die Köcherfliege *Leptocerus interruptus*) eher Feinsedimentbesiedler. Man findet sie somit bevorzugt in den strömungsberuhigten Bereichen.

Ein anderes Beispiel, dass das Vorkommen von Feinsedimentbewohnern stärker bei der Beurteilung von Renaturierungserfolgen berücksichtigt werden sollte, zeigen ebenso die durchschnittlichen Besiedlungsdichten der Eintagsfliegenlarve *Potamanthus luteus* (Abb. 19) oder aber auch der Zuckmückenlarve *Prodiamesa olivacea* (Abb. 20). Beide Arten sind Feinsedimentbesiedler und halten sich eher in strömungsberuhigten Buchten der Fließgewässer auf.



**Abb. 19:** Durchschnittliche Besiedlungsdichten der Eintagsfliegenlarve *Potamanthus luteus* in nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten



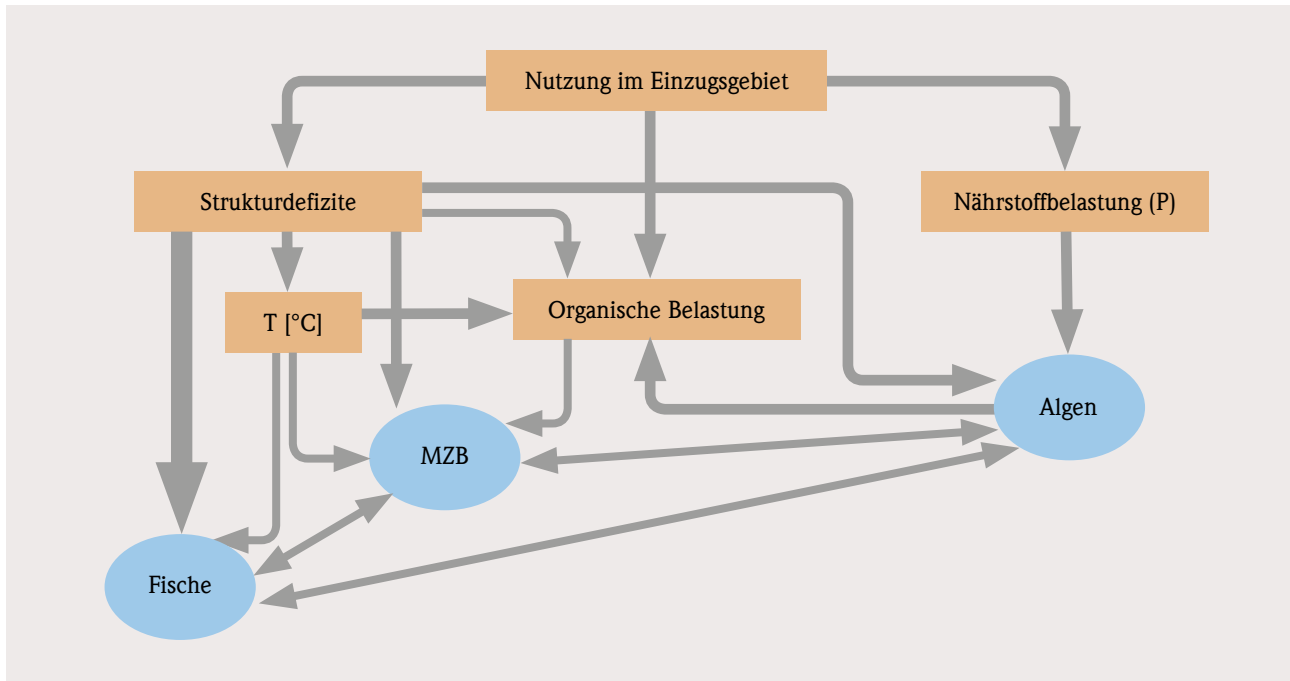


**Abb. 20:** Durchschnittliche Besiedlungsdichten der Zuckmückenlarve *Prodiamesa olivacea* in nicht renaturierten und renaturierten Fließgewässerabschnitten

## 6 Vorschlag für eine modulare Vorgehensweise bei künftigen Erfolgskontrollen

Auch gut geplante und durchgeführte Maßnahmen wirken sich oftmals nicht unmittelbar auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial aus

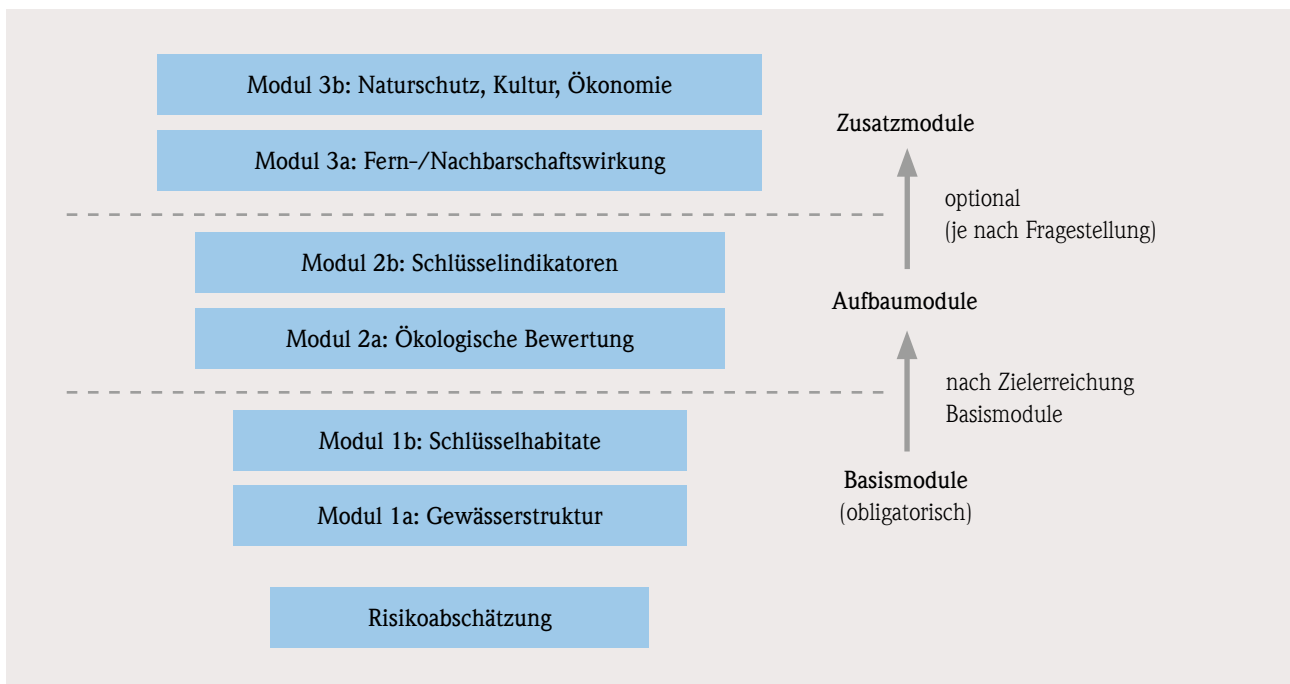
(UBA 2014), da neben den Habitatbedingungen die Fauna und Flora der Fließgewässer von vielen weiteren Faktoren beeinflusst wird (siehe Abb. 21).



**Abb. 21:** Die auf die Fauna und Flora in den Fließgewässern einwirkenden Hauptbelastungen (BANNING 2011).

Tritt nach der Durchführung einer Maßnahme also keine Verbesserung des ökologischen Zustandes ein, war die Maßnahme nicht zwangsläufig erfolglos. Mögliche Erfolge liegen in einem Beitrag zur Etablierung naturnaher hydromorphologischer Prozesse im Einzugsgebiet, der Schaffung lokaler hochwertiger Habitate oder der Ansiedlung einzelner anspruchsvoller Arten (siehe z. B. Abb. 18). Um die Wirkung einer Maßnahme kurzfristig zu beurteilen, sind daher auch solche Variablen zu berücksichtigen, die

unmittelbar auf die Renaturierung reagieren und zumindest mittelbar in einem ursächlichen Zusammenhang mit dem übergeordneten Ziel der Erreichung des guten ökologischen Zustandes stehen. Erstmals wurde deshalb in einer Studie seitens des Umweltbundesamtes eine modulare Vorgehensweise bei der Durchführung von Erfolgskontrollen vorgeschlagen (UBA 2014). Für die silikatischen Mittelgebirgsbäche wurde dieses Verfahren dann von HOFFMANN (2015) modifiziert und weiterentwickelt (Abb. 22).



**Abb. 22:** Schematische Darstellung des modular aufgebauten Verfahrens zur Beurteilung von Renaturierungen (verändert nach UBA 2014 und HOFFMANN 2015).

Das Verfahren beginnt mit einer **Risikoabschätzung**. Diese dient dazu, die Randfaktoren, welche den sichtbaren Erfolg einer Renaturierung wesentlich beeinflussen können (z. B. Gewässergüte, Eutrophierung, Wiederbesiedlungspotenzial), zu identifizieren.

Das obligatorische **Basismodul 1** dient der Erfolgskontrolle anhand gewässermorphologischer Parameter einschließlich einer Abschätzung der weiteren Entwicklung. Es ermöglicht eine Schnellansprache der morphologischen Wirkung von durchgeführten Maßnahmen.

Um das Verfahren nicht zu überfrachten, werden im **Modul 1a** nicht alle Einzelparameter des Strukturgüteverfahrens berücksichtigt, sondern nur jene, deren Einfluss auf die Ökologie am stärksten ist. Für die Mittelgebirgsbäche sind dies z. B. die Einzelparameter Laufkrümmung, Längsbänke, Strömungsdiversität, Breitenvarianz und Beschattung (HOFFMANN 2015).

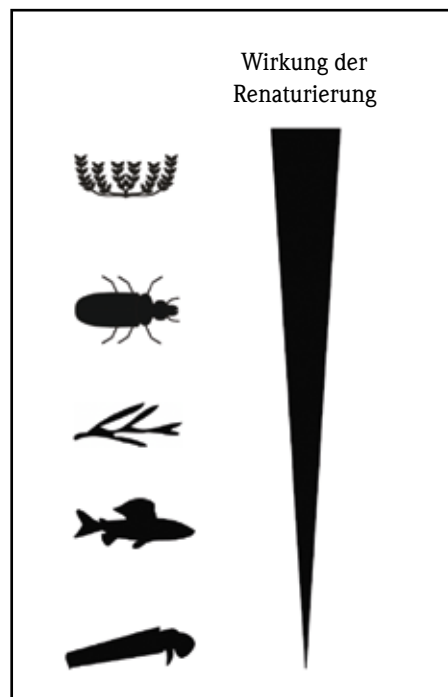
Die potenzielle Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf den ökologischen Zustand basiert in erster Linie auf der Schaffung von Habitats für anspruchsvolle Arten bzw. auf der Schaffung von Bedingungen, unter denen diese Habitats entstehen.

Vor diesem Hintergrund analysiert das **Modul 1b** u. a. Änderungen in der Habitatzusammensetzung mit einem Fokus auf Habitats, die eine besondere Bedeutung für anspruchsvolle Fisch- und Makrozoobenthosarten haben (UBA 2014). Für die Mittelgebirgsbäche sind hier u. a. die Sohlsubstrate oder aber auch das Vorkommen von Totholz oder Makrophyten zu nennen.

Das **Aufbaumodul 2** macht erst dann Sinn, wenn der Einfluss anderer Belastungsfaktoren ausgeschlossen oder zumindest quantifiziert werden kann (insbesondere Einfluss einer Nährstoffbelastung und/oder einer organischen Belastung). Das **Modul 2a** umfasst die zentralen Ergebnisse der Standardverfahren PERLODES bzw. fiBs sowie ergänzende biologische Indizes (z. B. Diversität). **Modul 2b** dient der Absicherung der morphologischen Ergebnisse anhand der Überprüfung von Vorkommen und Abundanz ausgewählter Zielarten (z. B. Leitarten der Referenzzönose, Arten der Roten Liste oder aber ggf. auch noch auszuwählende Feinsedimentbesiedler).

Die optionalen **Zusatzmodule 3a und 3b** können je nach Fragestellung zum Einsatz kommen. Das von HOFFMANN (2015) entwickelte **Modul 3a** betrachtet die Wirkung der Renaturierungsmaßnahme auf größere Gewässerabschnitte (z. B. Strahlursprung, Trittstein) bzw. auf den gesamten Wasserkörper (z. B. 35 % Zielerreichung). **Modul 3b** beleuchtet individuelle Fragestellungen, wie soziokulturelle bzw. sozioökonomische Aspekte (z. B. Freizeit & Naherholung, Landschaftsbild, Tourismus) oder aber auch naturschutzfachliche Aspekte (z. B. Habitate in der Aue mit entsprechenden Lebensgemeinschaften, Vorkommen von FFH-Arten und FFH-Lebensraumtypen sowie auentypische Vegetation (UBA 2014)).

Speziell im Hinblick auf Synergien mit Maßnahmen zum Hochwasser- und Naturschutz ist zu überdenken, ob nicht im Einzelfall weitere oder andere Schlüsselindikatoren zu betrachten sind. JANUSCHKE & HERING (2011) konnten bei ihren Untersuchungen feststellen, dass die Auenvegetation und auch Laufkäfer die Wirkung einer Renaturierung deutlicher anzeigen als Wasserpflanzen, Fische und Fischnährtiere (Abb. 23). Dies trifft insbesondere dann zu, wenn durch Gewässerbettauferweitungen Überschwemmungsbereiche oder aber auch dynamische Kies-, Sand- oder Schlammufer entstehen, so dass ein Mosaik aus bewachsenen und unbewachsenen Bereichen entsteht und sich mit jedem Hochwasser wieder verändert.



**Abb. 23:** Effekte von Renaturierungen auf unterschiedliche Organismengruppen (JANUSCHKE & HERING 2011).

## 7 Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Gewässerstruktur durch Renaturierungsmaßnahmen meist verbessert hat. Die Strukturgröße wurde innerhalb der renaturierten Abschnitte in der Regel mit 3 (mäßig verändert) bis 4 (deutlich verändert) bewertet. Auch konnten diese Verbesserungen der Gewässerstruktur bereits frühzeitig erkannt werden.

Anhand der Fische und der Fischnährtiere spiegeln sich sowohl gutachterlich als auch gemäß den nationalen Bewertungsverfahren fiBs bzw. PERLODES die strukturell erfolgreichen Renaturierungen im Durchschnitt nicht wieder. Insbesondere der Fischreferenzindex (Fische) und der Rheoindex (Fischnährtiere) zeigen oftmals einen falschen Trend an.

Jedoch zeigt das Vorkommen von wenigen ausgewählten „Schlüsselindikatoren“ (z. B. Populationsdichten der Äsche und Populationsdichten von einigen benthischen Feinsedimentbesiedlern) deutlich den Renaturierungserfolg an. Zudem sind bei einigen in ihrem Bestand gefährdeten Fischnährtierarten die mittleren Individuendichten deutlich höher.

Hauptursache für die oft nicht zu erkennenden positiven Effekte ist sicherlich, dass eine intakte Fisch- und Fischnährtierfauna nicht nur von der Habitatvielfalt abhängig ist, sondern auch von den vorherrschenden chemisch-physikalischen Bedingungen, wie z. B. der organischen Belastung (HLUG 2010), der Phosphatbelastung (ROLAUFFS ET AL. 2011), der Wassertemperatur (BÜRO FÜR UMWELTPLANUNG 2014) oder aber auch von der Landnutzung im Gewässerumfeld sowie vom Wiederbesiedlungspotenzial (UBA 2014).

Tritt nach der Durchführung einer Maßnahme also keine Verbesserung des ökologischen Zustandes ein, war die Maßnahme nicht zwangsläufig erfolglos. Mögliche Erfolge liegen in einem Beitrag zur Etablierung naturnaher hydromorphologischer Prozesse im Einzugsgebiet, der Schaffung lokaler hochwertiger Habitate oder der Ansiedlung einzelner anspruchsvoller Arten. Um die Wirkung einer Maßnahme kurzfristig zu beurteilen, sind daher auch solche Variablen zu berücksichtigen, die unmittelbar auf die Renaturierung reagieren und zumindest mittelbar in einem ursächlichen Zusammenhang mit dem

übergeordneten Ziel der Erreichung des guten ökologischen Zustandes stehen. Erstmals wurde deshalb in einer Studie seitens des Umweltbundesamtes eine modulare Vorgehensweise bei der Durchführung von Erfolgskontrollen vorgeschlagen (UBA 2014). Für die silikatischen Mittelgebirgsbäche wurde dieses Verfahren dann von HOFFMANN (2015) modifiziert und weiterentwickelt (Abb. 22).

Bei diesem modularen Verfahren erfolgt zunächst eine **Risikoabschätzung**; das obligatorische **Basismodul 1** dient dann der Erfolgskontrolle anhand gewässermorphologischer Parameter einschließlich einer Abschätzung der weiteren Entwicklung. Es ermöglicht eine Schnellansprache der morphologischen Wirkung von durchgeführten Maßnahmen.

Das **Aufbaumodul 2** – die Bewertung der Renaturierung anhand der Fische und Fischnährtiere – macht erst dann Sinn, wenn der Einfluss anderer Belastungsfaktoren ausgeschlossen oder zumindest quantifiziert werden kann (insbesondere Einfluss einer Nährstoffbelastung und/oder einer organischen Belastung).

Die optionalen **Zusatzmodule** (Betrachtung von Fern-/Nachbarschaftswirkungen und/oder von soziokulturellen bzw. sozio-ökonomischen Aspekten oder aber auch von naturschutzfachlichen Aspekten) können dann je nach Fragestellung zum Einsatz kommen. Speziell im Hinblick auf Synergien mit Maßnahmen zum Hochwasser- und Naturschutz ist zu überdenken, ob nicht im Einzelfall weitere oder andere Schlüsselindikatoren zu betrachten sind.

## 8 Literaturverzeichnis

- ADAMEK, Z. & SUKOP, I. (2000): Vliv střevočičky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybničního prostředí. Biodiverzita ichtiofauny ČR 3: 37-43.
- BANNING, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. - Essener Ökologische Schriften, 9, 285 S. (Westarp-Wissenschaften).
- BANNING, M. (2011): Die biologische Gewässergüte in Hessen und Darstellung der Relevanz stofflicher Belastungen im Vergleich zu strukturellen Defiziten. [[http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/veranstaltungen/fliessgewaesser\\_kassel/HLUG\\_Banning\\_Gewaesserguete\\_Rolle\\_Belastungen\\_20110405.pdf](http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/veranstaltungen/fliessgewaesser_kassel/HLUG_Banning_Gewaesserguete_Rolle_Belastungen_20110405.pdf); Stand: 26.10.2016].
- BIL – Büro für Ingenieurbiologie und Landschaftsplanung (2013): Untersuchung des Makrozoobenthos in ausgewählten Renaturierungsbereichen. [[http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/Makrozoobenthosuntersuchungen\\_2013.pdf](http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/Makrozoobenthosuntersuchungen_2013.pdf); Stand: 20.10.2016].
- BÜRO FÜR UMWELTPLANUNG (2014): Ableitung von gewässertypspezifischen Temperaturanforderungen, Prüfung von wärmerrelevanten Einleitungen und möglicher Verbesserungspotenziale nach Stand der Technik, sowie Erarbeitung einer Vorgehensweise für die einzugsgebietsweite Bewirtschaftung der Gewässer bezogen auf den Temperaturhaushalt. - [[http://www.flussgebiete.nrw.de/img\\_auth.php/3/35/155\\_Bericht\\_Temperaturprojekt\\_090414.pdf](http://www.flussgebiete.nrw.de/img_auth.php/3/35/155_Bericht_Temperaturprojekt_090414.pdf); Stand: 24.10.2016].
- BUK – Behrends & Koop Umweltingenieure (2014): Fischbestandserhebungen in ausgewählten Renaturierungsbereichen. [[http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/Erfolgskontrolle\\_Fische\\_2014.pdf](http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/Erfolgskontrolle_Fische_2014.pdf); Stand: 20.10.2016].
- EU – Europäische Union (2000): 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.
- EU – Europäische Union (2014): Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2010): Bericht zur Gewässergüte 2010. - [[http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/HLUG\\_BerichtGewaesserguetekarte2010.pdf](http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/HLUG_BerichtGewaesserguetekarte2010.pdf); Stand: 24.10.2016].
- HMULF – Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (2000): Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999. – 52 S., Wiesbaden (Zeidler).
- HMULV – Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2007): Überblick über die festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in den hessischen Anteilen der Flussgebietseinheiten Weser und Rhein. [[http://flussgebiete.hessen.de/fileadmin/dokumente/4\\_oeffentlichkeitsbeteiligung/wichtigebewirtschaftungsfragen/entwurf\\_bewirtschaftungsfragen\\_071129.pdf](http://flussgebiete.hessen.de/fileadmin/dokumente/4_oeffentlichkeitsbeteiligung/wichtigebewirtschaftungsfragen/entwurf_bewirtschaftungsfragen_071129.pdf); Stand: 19.10.2016].
- HMUKLV & HESSEN-FORST FENA (Hrsg.) (2014): Atlas der Fische Hessens – Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln. – FENA Wissen 2, 496 S..
- HOFFMANN, K. (2015): Anwendung verschiedener Bewertungsverfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässern – Renaturierungen und Entwicklung von Optimierungsvorschlägen. – Masterarbeit Goethe-Universität Frankfurt am Main. [[http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/Masterarbeit\\_Kira\\_Hoffmann.pdf](http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/biologie/Masterarbeit_Kira_Hoffmann.pdf); Stand: 31.10.2016].



- JANUSCHKE & HERING (2011): Hierarchie von Belastungen und Ableitung von Grenzwerten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes. [[http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/veranstaltungen/fliessgewaesser\\_kassel/UDE\\_Hierarchie\\_Belastungen\\_Januschke\\_Hering\\_20110405.pdf](http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/veranstaltungen/fliessgewaesser_kassel/UDE_Hierarchie_Belastungen_Januschke_Hering_20110405.pdf); Stand: 31.10.2016].
- NEHRING, S., ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., NOWACK, C., RABITSCH, W., STÖHR, O., WIESNER, C. & WOLTER, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285 – 189 S., Bonn (BMU-Druckerei).
- ROLAUFFS, P., MEIER, C., HERING, D., BÖHMER, J., SCHAUMBURG, J. SCHRANZ, C., MISCHKE, U. & WAGNER, F. (2011): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – UBA-FB 3707 280 201 [[http://www.bmubund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/3707\\_28\\_201\\_wasserrahmenrichtlinie\\_bf.pdf](http://www.bmubund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/3707_28_201_wasserrahmenrichtlinie_bf.pdf); Stand 31.10.2016].
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle [[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte\\_43\\_2014\\_strategien\\_zur\\_optimierung\\_von\\_fliessgewaesser-renaturierung\\_0.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_43_2014_strategien_zur_optimierung_von_fliessgewaesser-renaturierung_0.pdf); Stand: 24.10.2016].

