

Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen: Richtigstellungen zum Vortrag von Prof. Dr. Boris Lehmann auf der 30. SVK-Tagung am 12. März 2019 in Fulda (Deutschland)

Guntram Ebel

1 Veranlassung

Auf der letzten Tagung des Sachverständigen-Kuratoriums (SVK) für Fischerei am 12. März 2019 in Fulda (Deutschland) wurde von Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann (Technische Universität Darmstadt) der Vortrag *"Fischschutz und -abstieg an einer großen Wasserkraftanlage"* gehalten (LEHMANN 2019). Dieser befasst sich u.a. mit Bemessungsempfehlungen für Fischschutz- und Fischabstiegssysteme, die vom Unterzeichner aus den Ergebnissen einer internationalen Metaanalyse abgeleitet und in Buchform veröffentlicht wurden (EBEL 2013, 2016, 2018). Die entsprechenden Vortragsteile beinhalten unzutreffende Darstellungen, die nachteilige Konsequenzen für die Fortentwicklung des Fachgebietes und für die praktische Auslegung derartiger Systeme bedingen können und daher der Richtigstellung bedürfen. Da der Unterzeichner an der o.g. Tagung nicht teilnehmen konnte, erfolgt die Richtigstellung nachstehend in schriftlicher Form.

2 Diskussion und Richtigstellung der Ausführungen von LEHMANN (2019)

Von den unkorrekten Darstellungen, die im Vortragsmanuskript und auf den Vortragsfolien von LEHMANN (2019) enthalten sind, werden nachstehend jene diskutiert, die für den praktischen Schutz abwandernder Fische an Wasserkraftanlagen generell bedeutsam erscheinen. Das betrifft einerseits die Ausführungen zur Modellierung der Schwimmfähigkeit von Fischen und die hieraus ableitbaren Zielgrößen für die hydraulische Auslegung von Fischschutzsystemen. Andererseits werden Darlegungen zur Bemessung der lichten Weite derartiger Systeme besprochen und einer Richtigstellung unterzogen.

2.1 Schwimmfähigkeit von Fischen

2.1.1 Anwendung von Modellen zur Charakterisierung der Schwimmfähigkeit

Die von EBEL entwickelten multivariaten Modelle zur Schwimmfähigkeit europäischer Fischarten (vgl. Kap. 2.1.2 und 2.2 vorliegender Arbeit) werden von LEHMANN in Diagrammform visualisiert, wobei eine Anwendung auf Individuen mit Körperlängen bis zu 180 cm erfolgt.

Auf dieser Grundlage werden von LEHMANN beispielhaft die hieraus vermeintlich ableitbaren Anströmgeschwindigkeiten von Fischschutzsystemen dargestellt. Das betrifft etwa Welse mit einer Körperlänge von 160 cm, Aale mit einer Körperlänge von 88 cm und Zander mit einer Körperlänge von 80 cm.

Diese Darstellungen sind aus mehreren Gründen problematisch und können bei ungeprüfter Übernahme eine fehlerhafte Bemessung von Fischschutzsystemen zur Folge haben.

So werden die von EBEL entwickelten Modelle durch LEHMANN auf Körperlängen angewendet, die außerhalb der jeweils empirisch gesicherten Modellgültigkeit liegen. Wie der Arbeit von EBEL (2013, 2016, 2018) zu entnehmen ist, umfasst letztere folgende Körperlängenspektren: 1 – 81 cm (Modell für rheophile Arten, vgl. S. 174), 1 – 43 cm (Modell für nichtrheophile Arten, vgl. S. 182) und 7 – 82 cm (Modell für Aale, vgl. S. 189). Aus den in EBEL (2013, 2016, 2018) dokumentierten Datensätzen (vgl. Anlage D) ist des Weiteren ersichtlich, dass die größte Modellgenauigkeit in folgenden Körperlängenbereichen zu erwarten ist, da für diese die größte Zahl empirischer Befunde vorliegt: ≤ 20 cm (Modell für rheophile Arten, Modell für nichtrheophile Arten), ≤ 75 cm (Modell für Aale). Damit decken die von EBEL entwickelten Modelle den für die Bemessung von Fischschutzsystemen praktisch bedeutsamen Bereich in vorteilhafter Weise ab (**Abb. 1**, **Abb. 2**).

Andererseits stellt sich die Frage, welchen Sinngehalt die von LEHMANN dargestellten Beispiele besitzen, da die Anströmbedingungen von Schutzsystemen nicht für Fische mit Körperlängen von 60 – 160 cm, sondern für jene Zielarten bzw. -stadien mit der geringsten Schwimmfähigkeit auszulegen sind (vgl. auch Tafel 17 in EBEL 2013, 2016, 2018). Diese besitzen im Regelfall Körperlängen von maximal 20 cm (Arten der rheophilen und der nichtrheophilen Gilde) bzw. von 30 – 60 cm (Gelbaale und Blankaale) (Details vgl. EBEL 2013, 2016, 2018).

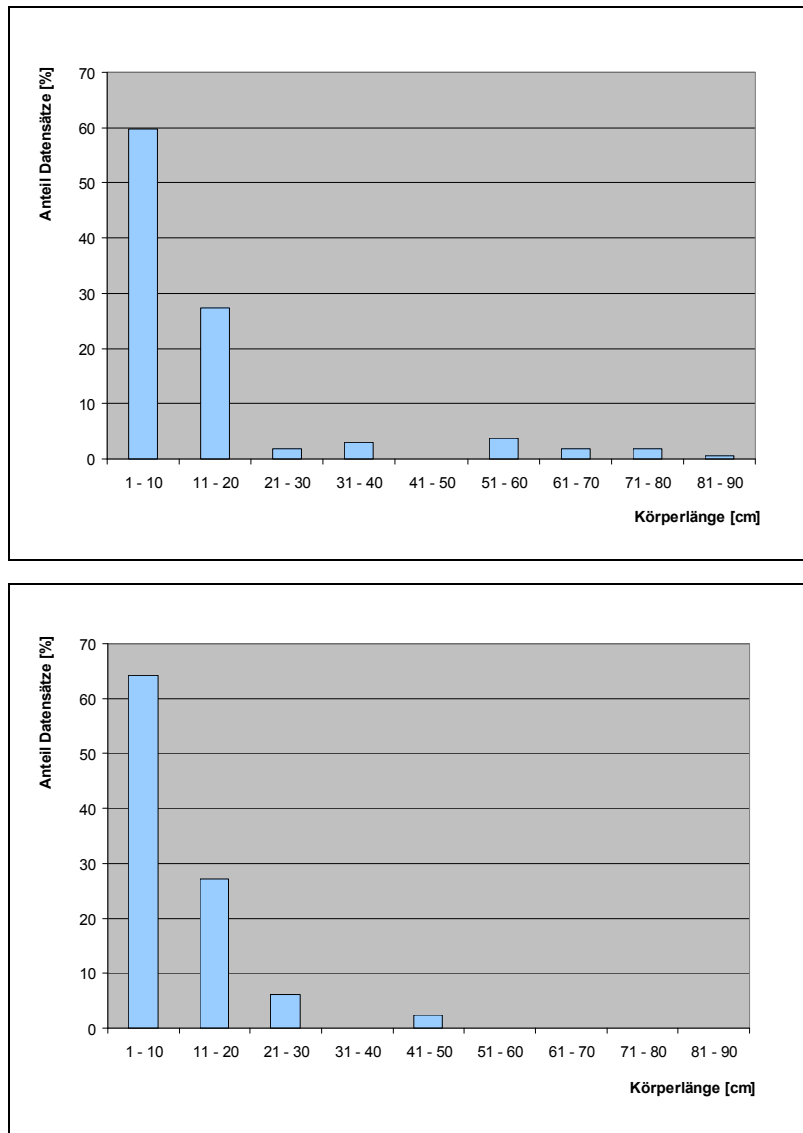
Angemerkt wird ferner, dass von LEHMANN die Strömungspräferenz der jeweiligen Fischarten teilweise unzutreffend klassifiziert wird. So handelt es sich bei den Arten Zander und Wels nicht um Vertreter der rheophilen Gilde.



Abb. 1: Eine Anwendung der Modelle zur Ableitung der Anströmbedingungen für sehr große Fische ist weder methodisch zulässig noch fachlich sinnvoll (Erläuterungen vgl. Text; **links:** Aal mit Körperlänge von 104 cm, **rechts:** Wels mit Körperlänge von 130 cm).

Abb. 2:

Klassifizierung der von EBEL (2013, 2016, 2018) für die Modellentwicklung genutzten Datensätze hinsichtlich der Körperlänge. Die Häufigkeitsverteilungen belegen, dass der für die Bemessung von Fischschutzsystemen praktisch bedeutsame Körperlängenbereich in vorteilhafter Weise abgedeckt wird. **Oben:** Datengrundlage des Modells für rheophile Arten (Gleichung [2]), **unten:** Datengrundlage des Modells für nichtrheophile Arten (Gleichung [3]).



2.1.2 Zuverlässigkeit von Modellen zur Charakterisierung der Schwimmfähigkeit

In LEHMANN wird dargestellt, dass die von EBEL entwickelten Modelle (vgl. **Tafel 1, Abb. 3, Abb. 4, Abb. 5**) bei Fischen mit großer Körperlänge, wie beispielsweise 160 cm langen Welsen, zu "hohen Werten" der Schwimmgeschwindigkeit führen würden, "die mit Blick auf ethohydraulische Befunde in Frage gestellt werden müssen". Als Begründung für die vermeintlich fragliche Zuverlässigkeit der Modelle wird von LEHMANN "sowohl das mathematische Vermengen unterschiedlicher Ergebnisse und Modellansätze ohne Berücksichtigung der dazu geltenden Versuchsrandbedingungen als auch die nicht ausreichende Beachtung der unterschiedlichen Fischlokomotionen" angeführt. Des Weiteren stellt LEHMANN dar, dass die Modellgleichungen "nicht dimensionsrein" seien. Aufgrund der vermeintlichen Schwächen der von EBEL entwickelten Modelle wird durch LEHMANN von deren Anwendung abgeraten.

Wie die nachstehenden Ausführungen zeigen, sind die von LEHMANN postulierten Kritikpunkte unzutreffend und irreführend:

Tafel 1: Allgemeine und gildenspezifische Modelle zur Charakterisierung der Schwimmfähigkeit europäischer Süßwasserfischarten mit überwiegend subcarangiformem Schwimmstil (aus EBEL 2013, 2016, 2018)**Allgemeines, unspezifisches Modell (für rheophile und nichtrheophile Arten)**

$$[1] \quad \log(u) = 0,512960 + 0,794148 \cdot \log(TL) - 0,090587 \cdot \log(t) + 0,292070 \cdot \log(T)$$

u = Schwimmgeschwindigkeit [m/s]

TL = Totallänge [m]

t = Schwimmdauer [s]

T = Temperatur [°C]

multipl. R	= 0,94	p (Modell)	< 0,00001
multipl. R ²	= 0,88	p (Konstante)	< 0,00001
korrr. R ²	= 0,88	p (Regressionskoeffizient TL)	< 0,00001
F (3,241)	= 576,13	p (Regressionskoeffizient t)	< 0,00001
Std.f.	= 0,15808	p (Regressionskoeffizient T)	< 0,00015
Fallzahl	= 245		

spezifisches Modell für rheophile Arten (z.B. Äsche, Barbe, Hasel)

$$[2] \quad \log(u) = 0,546043 + 0,793724 \cdot \log(TL) - 0,090220 \cdot \log(t) + 0,281258 \cdot \log(T)$$

u = Schwimmgeschwindigkeit [m/s]

TL = Totallänge [m]

t = Schwimmdauer [s]

T = Temperatur [°C]

multipl. R	= 0,94	p (Modell)	< 0,00001
multipl. R ²	= 0,89	p (Konstante)	< 0,00001
korrr. R ²	= 0,89	p (Regressionskoeffizient TL)	< 0,00001
F (3,160)	= 436,62	p (Regressionskoeffizient t)	< 0,00001
Std.f.	= 0,15026	p (Regressionskoeffizient T)	< 0,00112
Fallzahl	= 164		

spezifisches Modell für nichtrheophile Arten (z.B. Plötze, Flussbarsch, Brasse)

$$[3] \quad \log(u) = 0,367435 + 0,769186 \cdot \log(TL) - 0,098163 \cdot \log(t) + 0,364865 \cdot \log(T)$$

u = Schwimmgeschwindigkeit [m/s]

TL = Totallänge [m]

t = Schwimmdauer [s]

T = Temperatur [°C]

multipl. R	= 0,93	p (Modell)	< 0,00001
multipl. R ²	= 0,86	p (Konstante)	< 0,04445
korrr. R ²	= 0,85	p (Regressionskoeffizient TL)	< 0,00001
F (3,770)	= 154,77	p (Regressionskoeffizient t)	< 0,00000
Std.f.	= 0,16675	p (Regressionskoeffizient T)	< 0,02391
Fallzahl	= 81		

Abb. 3:
Vergleich von beobachteten und durch Anwendung des allgemeinen Modells (Gleichung [1]) berechneten Schwimmgeschwindigkeiten (aus EBEL 2013, 2016, 2018)

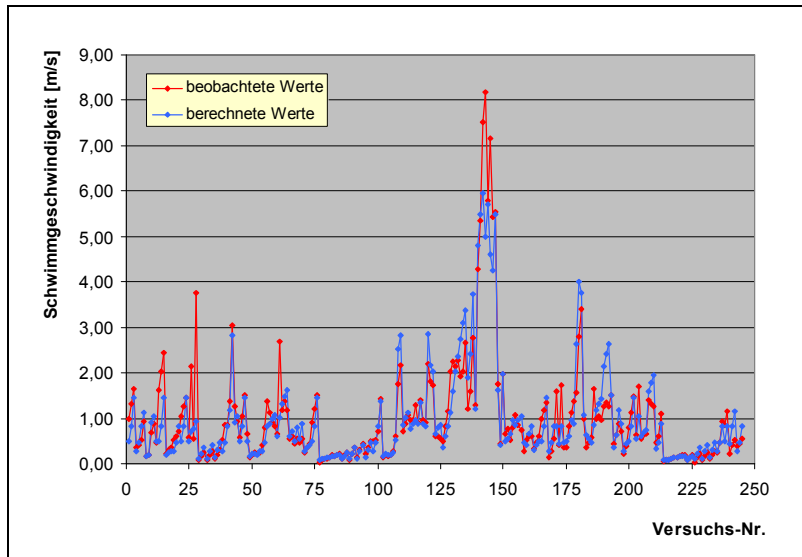


Abb. 4:
Beziehung zwischen beobachteten und durch Anwendung des allgemeinen Modells (Gleichung [1]) berechneten Schwimmgeschwindigkeiten (aus EBEL 2013, 2016, 2018)

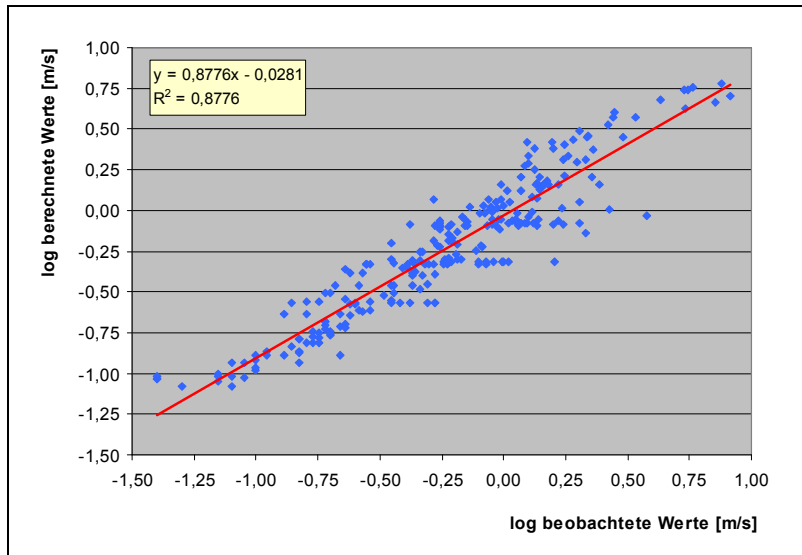
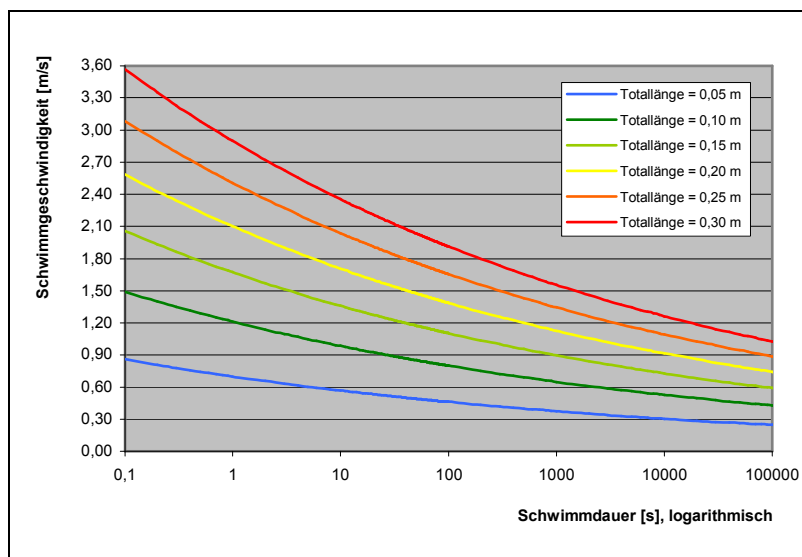


Abb. 5:
Visualisierung der Modellergebnisse am Beispiel rheophiler Arten mit unterschiedlicher Körperlänge für eine Wassertemperatur von 15 °C (errechnet nach Gleichung [2]; aus EBEL 2013, 2016, 2018)



Im Hinblick auf die *"hohen Werte"* der Schwimmgeschwindigkeiten, die nach LEHMANN bei der Modellierung für Fische mit großen Körperlängen vermeintlich resultieren, ist einerseits auf das bereits oben dargestellte Problem zu verweisen, dass LEHMANN die Modelle auf Bereiche außerhalb der empirisch gesicherten Gültigkeit anwendet (vgl. Kap. 2.1.1 vorliegender Arbeit). Unklar ist andererseits der sachliche Bezug für die von LEHMANN getroffene Aussage, dass die *"hohen Werte"*, die beispielsweise für 160 cm lange Welse erhalten werden, *"mit Blick auf ethohydraulische Befunde in Frage gestellt werden müssen"*. So existiert keine ethohydraulische Studie, bei der die Schwimmfähigkeit von 160 cm langen Welsen untersucht wurde. Das betrifft auch die ethohydraulische Studie von LEHMANN et al. (2016), bei der die untersuchten Welse eine Körperlänge von lediglich 15 – 48 cm aufwiesen (vgl. Tab. 3 in LEHMANN et al. 2016).

Hinsichtlich des vermeintlichen *"mathematischen Vermengens"* und der *"Dimensionsreinheit"* der Modellgleichungen wird auf die inhaltlichen Grundlagen der multiplen Regression verwiesen, die ein weltweit häufig eingesetztes Verfahren zur empirischen Aufklärung multifaktorieller Zusammenhänge darstellt. Nähere Informationen zu multiplen Regressionsverfahren sind der einschlägigen Literatur zu entnehmen (z.B. BACKHAUS et al. 2006, FAHRMEIR et al. 2004).

Bezüglich der vermeintlich fehlenden *"Berücksichtigung der [...] Versuchsrandbedingungen"* bei der Modellentwicklung wird auf Ausführungen von EBEL (2013, 2016, 2018) verwiesen (vgl. S. 171). Diese beschreiben die Bedeutung methodischer Aspekte für die Aussagefähigkeit von experimentell ermittelten und modellierten Schwimmgeschwindigkeiten wie folgt:

"Bei der Verwendung von experimentell ermittelten Schwimmgeschwindigkeiten ist zu berücksichtigen, dass diese nicht zwingend die jeweilige physiologische Leistungsgrenze widerspiegeln. So besteht die Möglichkeit, dass die über das untersuchte Zeitintervall beobachtbare Schwimmgeschwindigkeit geringer ist als die tatsächlich erreichbare Schwimmgeschwindigkeit. Aus methodischen Gründen ist diese Option vor allem bei Studien zur Sprintgeschwindigkeit und zur Dauergeschwindigkeit gegeben, wogegen Untersuchungen zur kritischen Geschwindigkeit weitgehend standardisiert erfolgen und bis zur Ermüdung des Fisches durchgeführt werden (zur Methodik vgl. z.B. BRETT 1964, HAMMER 1995). Ferner wird für Laboruntersuchungen, die den Großteil der verfügbaren Datensätze repräsentieren, angenommen, dass diese tendenziell zu geringe Schwimmgeschwindigkeiten ergeben. Als Ursache hierfür sind verhaltensbiologische Einflüsse der Versuchsanordnung anzunehmen (PEAKE 2008)."

Des Weiteren stellt EBEL Folgendes heraus (vgl. S. 171):

"Aufgrund der dargestellten methodischen Effekte sind experimentelle Befunde zur Schwimmgeschwindigkeit und die Ergebnisse der hieraus abgeleiteten Modelle im Allgemeinen als konservative Werte zu kennzeichnen. Bei Übertragung dieser Werte auf Freilandbedingungen wird somit verbleibenden Unsicherheiten begegnet und daher zugleich das Risiko einer Überschätzung des physiologischen Leistungsvermögens minimiert (PEAKE 2008)."

Ein derartiger Ansatz erscheint in hohem Maße sinnvoll, da im Freiland Konditionsminderungen infolge von Wassergütedefiziten, vorausgegangenen Laichaktivitäten oder Nahrungsmangel auftreten können.

Hinsichtlich der vermeintlich *"nicht ausreichenden Beachtung unterschiedlicher Fischlokomotionen"* wird auf die Klassifizierung verwiesen, die der modellbasierten Beschreibung der Schwimmfähigkeit in der Arbeit von EBEL zugrunde liegt und in Übereinstimmung mit dem internationalen Kenntnisstand steht. Demnach sind Arten mit undulierendem bzw. anguilliformem

Schwimmstil (Aale, Neunaugen) aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Schwimmgeschwindigkeit grundsätzlich separat zu behandeln. Entsprechend werden in EBEL (2013, 2016, 2018) spezifische Modelle für Aale (vgl. S. 189 ff) und Neunaugen (vgl. S. 184 ff) entwickelt bzw. vorgestellt. Die meisten europäischen Arten besitzen jedoch einen überwiegend subcarangiformen Schwimmstil und erreichen infolgedessen höhere Schwimmgeschwindigkeiten bei zugleich relativ geringer artspezifischer Differenzierung.

Für Vertreter mit überwiegend subcarangiformem Schwimmstil wurden durch EBEL drei Modelle entwickelt (**Tafel 1**). Das betrifft neben einem allgemeinen, unspezifischen Modell (**Gleichung [1]**) auch zwei spezifische Modelle, die auf eine Beschreibung der ökologischen Anpassungen an unterschiedliche Strömungsintensitäten bzw. Lebensraumtypen abzielen (**Gleichung [2]**, **Gleichung [3]**). So wurde einerseits ein Modell für rheophile Arten (z.B. Äsche, Barbe, Hasel) und andererseits ein Modell für nichtrheophile Arten (z.B. Plötze, Flussbarsch, Brasse) durch Regressionsanalyse abgeleitet. Eine multivariate Beschreibung der Schwimmfähigkeit auf artspezifischer Ebene ist für Fische mit subcarangiformem Schwimmstil aufgrund der hierfür noch zu geringen Datenbasis derzeit nicht möglich bzw. sinnvoll.

Störe nehmen bezüglich ihres Lokomotionstyps eine intermediäre Position zwischen dem undulierenden und dem subcarangiformen Schwimmstil ein, so dass auch deren Schwimmfähigkeit möglichst durch spezifische Modelle zu beschreiben ist. Der international diesbezüglich verfügbare Kenntnisstand ist in EBEL (2013, 2016, 2018) dargestellt (vgl. S. 168, S. 187 ff). Für Welse und Quappen, deren Schwimmstil sich gleichfalls vom subcarangiformen Typ unterscheidet, fehlen bislang spezifische Modelle zur Charakterisierung der Schwimmgeschwindigkeit in Abhängigkeit von Körperlänge, Schwimmdauer und Wassertemperatur.

Unabhängig von den vorstehenden Ausführungen ist darauf hinzuweisen, dass die Modelle, die von EBEL für Arten mit überwiegend subcarangiformem Schwimmstil entwickelt wurden, mit Bestimmtheitsmaßen von $R^2 = 0,85$ bis $R^2 = 0,89$ ein sehr hohes Erklärungsvermögen besitzen und mit $p < 0,00001$ jeweils höchst signifikant sind (vgl. **Tafel 1**, **Abb. 3**, **Abb. 4**). Wie die genannten Bestimmtheitsmaße zeigen, werden 85 – 89 % der beobachteten Varianz der Schwimmgeschwindigkeit durch die Einflussgrößen Körperlänge, Schwimmdauer und Wassertemperatur erklärt, wogegen der nicht erklärte Anteil von 11 – 15 % auf andere, im Modell nicht berücksichtigte Parameter zurückzuführen ist. Das betrifft etwa die Artzugehörigkeit, die offensichtlich eine vergleichsweise geringe Bedeutung für die Varianzaufklärung besitzt. Als ursächlich hierfür sind die interspezifischen Ähnlichkeiten im Lokomotionstyp bzw. Schwimmstil anzunehmen (Details vgl. EBEL 2013, 2016, 2018). Des Weiteren ist auch die teilweise differierende Methodik bei der Versuchsdurchführung offenbar von nur untergeordneter Bedeutung für die Erklärung der beobachteten Varianz. Eine exemplarische Veranschaulichung von Modellergebnissen ist **Abb. 5** zu entnehmen.

2.2 Bemessung der Anströmbedingungen von Fischschutzsystemen

Von LEHMANN (2019) wird dargestellt, dass die von EBEL (2013, 2016, 2018) veröffentlichten Bemessungsempfehlungen durch Regressionsanalysen aus den Modellen folgender Autoren abgeleitet worden seien: BATES & VINSONHALER (1957), PAVLOV (1989) und TURNPENNY et al. (1998).

Diese Darstellung ist unzutreffend, da die Erarbeitung der Bemessungsempfehlungen in EBEL nach einer grundsätzlich anderen Methodik erfolgte. Wesentliche Aspekte hierzu werden nachstehend in Kurzform dargestellt:

In einem **ersten Bearbeitungsschritt** wurden die international verfügbaren Studien zur Schwimmfähigkeit europäischer Fischarten einer systematischen Auswertung unterzogen. Auf dieser Grundlage erfolgte die Entwicklung multivariater Modelle, welche die Schwimmgeschwindigkeit in Abhängigkeit von den Einflussgrößen Körperlänge, Wassertemperatur und Schwimmdauer quantitativ beschreiben (vgl. auch Kap. 2.1.2 vorliegender Arbeit). Für die Modellentwicklung waren insgesamt 277 empirische Datensätze aus 39 Studien nutzbar, die 23 Fischarten aus 10 Familien betreffen (Details vgl. EBEL 2013, 2016, 2018). Die resultierenden Modellgleichungen, die entsprechend dem Lokomotionstyp und der Strömungspräferenz klassifiziert sind (vgl. auch Kap. 2.1.2 vorliegender Arbeit), stellen die derzeit vollständigste Grundlage für die Ableitung von hydraulischen Bemessungszielen für Fischschutzsysteme dar, da sie alle biologisch relevanten Einflussgrößen (Körperlänge, Wassertemperatur und Schwimmdauer) quantitativ berücksichtigen. Detaillierte Informationen hierzu sind den Seiten der 165 – 194 der Veröffentlichung von EBEL (2013, 2016 und 2018) zu entnehmen.

In einem **zweiten Bearbeitungsschritt** wurde der internationale Kenntnisstand zu den Verhaltensweisen von Fischen im Anströmbereich von Fischschutzsystemen analysiert. Eine detaillierte Befassung erfolgte dabei insbesondere mit den Ergebnissen von PAKHORUKOV & KURAGINA (1978), PAVLOV (1989), O'KEFFEE & TURNPENNY (2005) sowie BATES & VINSONHALER (1957). Diese Autoren generalisieren das im Anströmbereich von mechanischen Barrieren beobachtbare Fischverhalten und beschreiben in quantitativer, modellhafter Form die kombinierte Wirkung folgender Aspekte: Anströmgeschwindigkeit der Barriere, Anströmwinkel der Barriere, Schwimmverhalten des Fisches, Schwimmgeschwindigkeit des Fisches. Bei bekannter Schwimmfähigkeit gestatten diese Modelle eine Beurteilung der Frage, inwieweit der Fisch eine Anpressung an oder eine Verdriftung durch die Barriere vermeiden und den Bypass erreichen kann. Für weiterführende Informationen zu den Modellen wird auf die Seiten 220 – 237 der Arbeit von EBEL (2013, 2016, 2018) verwiesen.

Allen im vorstehenden Abschnitt benannten Modellen ist implizit, dass Fische an mechanischen Barrieren mit horizontaler Schräganströmung (vgl. Louver- und Leitreechenprinzip) in Richtung des abstromigen Endes geleitet werden. Damit steht die Aussage dieser Modelle in Übereinstimmung mit empirischen Befunden aus Freiland- und Laborstudien. Ursächlich für den Leiteffekt ist die spezifische Körperausrichtung, die Fische an Barrieren des o.g. Typs aufgrund bestimmter verhaltensbiologischer Mechanismen ausbilden (Details vgl. z.B. PAVLOV 1989 und EBEL 2013, 2016, 2018). Diese Ausrichtung ist dadurch gekennzeichnet, dass der durch Körperlängsachse und Barriere eingeschlossene Winkel (γ) größer ist als der zwischen Anströmvektor und Rechen ausgebildete Winkel (θ) (vgl. **Abb. 6**). Die resultierende Bewegung des Fisches hin zum Bypass ist Folge der an seinem Körper auftretenden Druck- bzw. Geschwindigkeitsgradienten, wird jedoch in der Praxis zweckmäßigerweise durch Vektoren gemäß **Abb. 6** beschrieben. Dabei ist es für die biologische Leitwirkung völlig unerheblich, ob in näherer oder weiterer Entfernung von der Barriere eine vektorielle Aufteilung des Strömungsfeldes in eine tangentielle bzw. orthogonale Geschwindigkeitskomponente messtechnisch nachweisbar

ist oder nicht. Durch eine unzutreffende Darstellung von Literaturbefunden wurden zu diesem Aspekt durch LEHMANN et al. (2016) kürzlich einige Irritationen erzeugt (vgl. EBEL 2017). Leider trägt auch die aktuelle Arbeit von LEHMANN (2019) nur bedingt zu einer korrekten Darstellung des Sachverhaltes bei. So werden die Aussagen der o.g. Modelle zu den Verhaltensweisen von Fischen an mechanischen Barrieren in Teilen unzutreffend wiedergegeben. Darüber hinaus wird in LEHMANN (2019) dargestellt, dass die Strömungskomponenten v_{NORMAL} und v_{TANG} (vgl. **Abb. 6**) nicht für die Orientierung von Fischen an Barrieren nutzbar wären, da eine vektorielle Aufteilung des Strömungsfeldes in diese Komponenten messtechnisch nicht nachweisbar sei. Hierbei bleibt in LEHMANN (2019) allerdings unerwähnt, dass keines der o.g. Modelle einen derartigen Orientierungsmechanismus beschreibt bzw. als Voraussetzung für die biologische Leitwirkung annimmt.

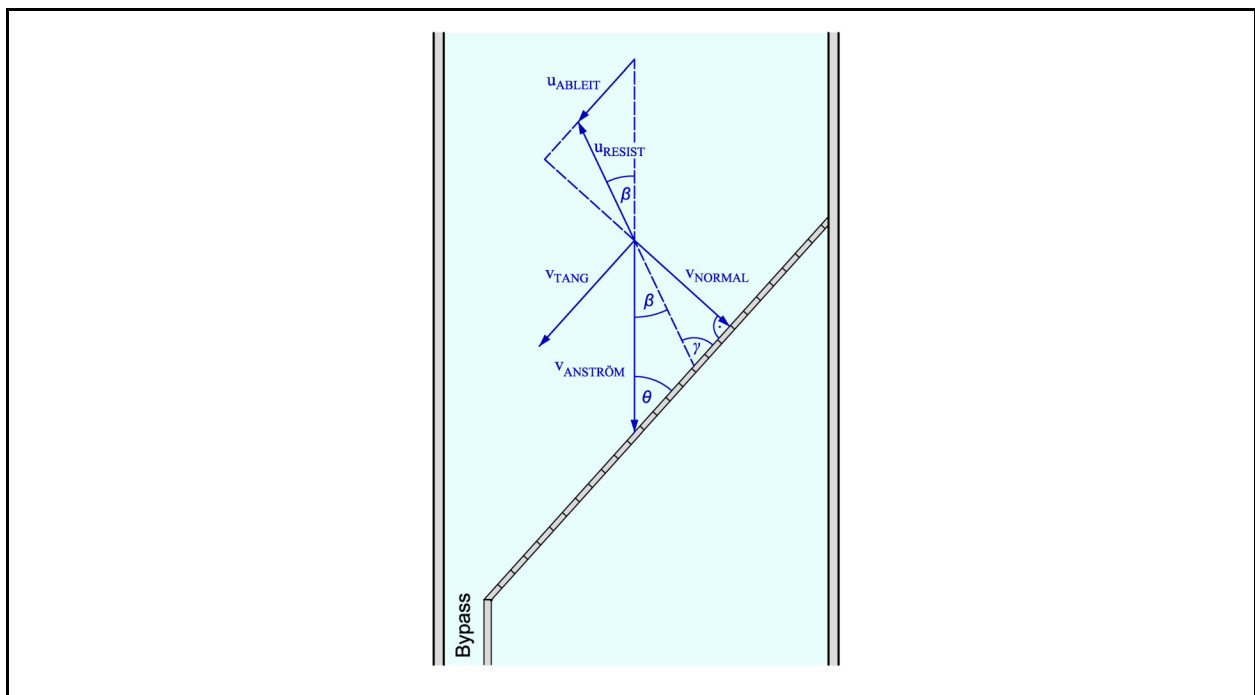


Abb. 6: Fließgeschwindigkeits- und Schwimmgeschwindigkeitsvektoren im Anströmbereich einer mechanischen Barriere mit horizontaler Schräganströmung (aus EBEL 2013, 2016, 2018, verändert nach PAVLOV 1989)

$v_{\text{ANSTRÖM}}$	= Anströmgeschwindigkeit
v_{NORMAL}	= Normalgeschwindigkeit
v_{TANG}	= Tangentialgeschwindigkeit
u_{RESIST}	= Widerstandsschwimmgeschwindigkeit des Fisches
u_{ABLEIT}	= Transportgeschwindigkeit (Geschwindigkeit der Annäherung des Fisches an den Bypass)
θ	= horizontaler Winkel zwischen Vektor der Anströmgeschwindigkeit und Barriere
β	= horizontaler Winkel zwischen Vektor der Anströmgeschwindigkeit und Schwimmvektor des Fisches
γ	= horizontaler Winkel zwischen Barriere und Schwimmvektor des Fisches

Um die Aussagefähigkeit der vorstehend benannten Modelle zu verbessern, wurden diese von EBEL in einem **dritten Bearbeitungsschritt** mit den o.g. multivariaten Beziehungen zur Beschreibung der Schwimmfähigkeit verknüpft und auf praktisch bedeutsame Einsatzbedingungen angewendet. Hierbei erfolgte eine quantitative Analyse der kombinierten Wirkung nachstehender Parameter: Anströmgeschwindigkeit, Anströmwinkel, Kanalbreite bzw. Barrierenlänge, Art- bzw. Gildenzugehörigkeit des Fisches, Körperlänge des Fisches, Wassertemperatur.

Wie die Befunde dieser Analysen zeigen, bietet das Modell von O'KEEFFE & TURNPENNY (2005) die günstigsten Voraussetzungen für einen effektiven Fischschutz und wird in EBEL daher als Vorzugsvariante für die praktische Bemessung empfohlen.

Für die Modelle von PAKHORUKOV & KURAGINA (1978) sowie PAVLOV (1989) dokumentieren die o.g. Analysen, dass sich die Ergebnisse bei gegebenen Randbedingungen nur geringfügig voneinander unterscheiden. Eine praktische Anwendung dieser Modelle ist dann zu empfehlen, wenn die vergleichsweise restriktiven Bemessungsvorgaben, die aus den Modellforderungen von O'KEEFFE & TURNPENNY (2005) resultieren, aufgrund von standörtlichen Zwängen nicht zu realisieren sind (Details vgl. EBEL 2013, 2016 und 2018).

Das Modell von BATES & VINSONHALER (1957) beschreibt physische und verhaltensbiologische Grenzfälle, die als Grundlage für die ingenieurbologische Bemessung mechanischer Barrieren wenig geeignet sind. So besteht bei Anwendung des Modells ein vergleichsweise hohes Risiko, dass der Fisch die Barriere nicht vermeiden kann und durch diese verdriftet oder an diese angedrückt wird. Infolgedessen wird das Modell nicht für die praktische Anwendung empfohlen (Details vgl. EBEL 2013, 2016, 2018).

Die entsprechend der beschriebenen Methodik abgeleiteten und in EBEL (2013, 2016, 2018) dargestellten **Bemessungsempfehlungen** vereinigen in quantitativer Form den internationalen Kenntnisstand zur Schwimmfähigkeit von Fischen und zum Fischverhalten an mechanischen Barrieren. Sie ermöglichen eine ingenieurbologisch begründete Auslegung von Fischschutzsystemen an Wasserkraftanlagen und anderen Nutzungseinrichtungen (**Abb. 7**). Im Gegensatz zu den Ergebnissen vieler Laborstudien beschränkt sich ihre Aussagefähigkeit nicht auf untypisch geringe Längen des Rechens und untypisch hohe Wassertemperaturen (vgl. hierzu z.B. die in LEHMANN 2019 zitierte Arbeit von BERGER 2018, die ihre Laborstudie an Rechen mit Längen von 1,80 – 3,25 m bei Wassertemperaturen von 18 – 20 °C ausführte). Trotz der problematischen Aussagefähigkeit, die Laborstudien hinsichtlich der Ableitung von Bemessungsempfehlungen für Schutz- und Abstiegssysteme beizumessen ist, stellen diese bei geeigneter methodischer Konzeption eine nützliche Quelle für die Fortentwicklung des Kenntnisstandes zum Verhalten von Fischen an derartigen Einrichtungen dar.

Abb. 7:

Die Bemessungsempfehlungen nach EBEL (2013, 2016 und 2018) ermöglichen eine ingenieurbologisch begründete Auslegung von Fischschutzsystemen auf der Basis des internationalen Kenntnisstandes. Hierbei wird auch der Umstand berücksichtigt, dass die Fischabwanderung unter Freilandbedingungen häufig bei geringen Wassertemperaturen erfolgt. Das Foto zeigt eine Wasserkraftanlage mit einem Ausbaudurchfluss von 26 m³/s, an der ein 27 m langer Leitrechen mit einer lichten Stabweite von 10 mm installiert ist (Foto: aus EBEL et al. 2018).



2.3 Bemessung der lichten Weite von Fischschutzsystemen

Die von EBEL (2013, 2016, 2018) publizierten Empfehlungen zur Bemessung der lichten Weite von physisch unpassierbaren mechanischen Barrieren werden durch LEHMANN (2019) in z.T. unzutreffender Weise wiedergegeben. So stellt LEHMANN dar, dass sich gemäß den Empfehlungen von EBEL für 88 cm lange Aale eine nicht zu überschreitende lichte Weite von 40 mm ergeben würde. Bei seiner Berechnung legt LEHMANN eine relative Körperbreite bzw. eine relative Körperhöhe von jeweils 0,05 zugrunde, obwohl in EBEL ein diesbezüglicher Wert von lediglich 0,03 angegeben wird, da die Körperflexibilität des Aals bei der Überwindung von mechanischen Barrieren berücksichtigt werden muss (vgl. Tab. 27 in EBEL 2013, 2016, 2018). Eine korrekte Berechnung gemäß den Vorgaben von EBEL ergibt für Aale mit der o.g. Körperlänge eine nicht zu überschreitende lichte Weite von 26 mm.

Unabhängig von der fehlerhaften Anwendung der Bemessungsgrundlagen durch LEHMANN ist der biologische Sinngehalt seiner Berechnung unklar. So sind abwandernde Aale in fast allen Fällen deutlich kleiner als 88 cm (vgl. Abb. 22, Abb. 25 und Tafel 2 in EBEL 2013, 2016, 2018). Ausgehend von den tatsächlichen Körperlängen abwandernder Aale wird von EBEL für physisch undurchlässige Barrieren eine lichte Weite von 9 mm (Gelbaal, Körperlänge 30 cm) bzw. 18 mm (Blankaal, Körperlänge 60 cm) empfohlen (vgl. Tab. 38 in EBEL 2013, 2016, 2018). Aufgrund der gravierenden Gefährdung des Europäischen Aals sowie der rechtlichen Maßgaben, die zu dessen Schutz im Jahr 2007 von der Europäischen Union in Kraft gesetzt wurden (EG-Verordnung 1100/2007), ist eine ingenieurbologisch korrekte Auslegung der lichten Weite von mechanischen Barrieren entsprechend den einschlägigen Vorgaben von erheblicher praktischer Bedeutung.

3 Zusammenfassung

Die Arbeit von LEHMANN (2019) enthält verschiedene problematische Darstellungen, von denen ausgewählte in vorliegendem Aufsatz einer kritischen Betrachtung und einer Richtigstellung unterzogen werden. Das betrifft insbesondere die Darstellungen zu den Modellen und Empfehlungen, die vom Unterzeichner für die Bemessung von Fischschutzsystemen auf der Grundlage einer internationalen Metaanalyse abgeleitet wurden (EBEL 2013, 2016, 2018). Diese Modelle und Empfehlungen werden in LEHMANN in unkorrekter Weise angewendet und in überwiegend unzutreffender bzw. irreführender Form diskutiert, so dass sich signifikante Verzerrungen der in EBEL dargestellten Sachverhalte ergeben. Die Schwächen in der Arbeit von LEHMANN knüpfen an ähnliche Probleme in einer früheren Studie (LEHMANN et al. 2016) an, zu der bereits eine kritische Entgegnung vorzulegen war, um nachteilige Konsequenzen für die Fortentwicklung des Fachgebietes abzuwenden (vgl. EBEL 2017).

Ausgehend von der gravierenden Gefährdungssituation zahlreicher europäischer Fischarten und der generellen Notwendigkeit, die Situation der Fischbestände entsprechend den einschlägigen Rechtsvorgaben zu verbessern, wäre es grundsätzlich wünschenswert, wenn Arbeiten, die das praktisch bedeutsame Themengebiet des Fischschutzes und Fischabstieges an Wasserkraftanlagen betreffen, mit der gebotenen Exaktheit ausgeführt werden und den Stand des Wissens korrekt wiedergeben.

4 Literatur

- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (2006): Multivariate Analysemethoden. 830 S. (11. Aufl.), Berlin (Springer).
- BATES, D. W. & R. VINSONHALER (1957): Use of louvers for guiding fish. Trans. Am. Fish. Soc. 86: 38 – 57.
- BERGER, C. (2018): Rechenverluste und Auslegung von (elektrifizierten) Schrägrechen anhand ethohydraulischer Studien. Diss. Techn. Univ. Darmstadt, 241 S.
- BRETT, J. R. (1964): The respiratory metabolism and swimming performance of young Sockeye salmon. J. Fish. Res. Board Can. 21: 1.183 – 1.226.
- EBEL, G. (2013, 2016, 2018): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (4), 483 S. (1. Aufl. 2013, 2. Aufl. 2016, 3. Aufl. 2018), Halle (Saale).
- EBEL, G. (2017): Bemessung und Gestaltung von Fischschutz- und Fischabstiegssystemen – eine kritische Diskussion aktueller ethohydraulischer Befunde. Mitteilungen aus dem Büro Gewässerökologie und Fischereibiologie (5), 12 S., Halle (Saale).
- EBEL, G., M. KEHL, & A. GLUCH (2018): Fortschritte beim Fischschutz und Fischabstieg: Inbetriebnahme der Pilot-Wasserkraftanlagen Freyburg und Öblitz. Wasserwirtschaft 108: 54 – 62.
- FAHRMEIR, L., R. KÜNSTLER, I. PIGEOT & G. TUTZ (2004): Statistik. 610 S. (5. Aufl.), Berlin (Springer).
- HAMMER, C. (1995): Fatigue and exercise tests with fish. Comparative Biochem. Physiol. Part A 112: 1 – 120.
- LEHMANN, B. (2019): Fischschutz und -abstieg an einer großen Wasserkraftanlage – Der geplante Multifeldrechen am Standort Kostheim. Vortrag auf der 30. SVK-Fischereitagung am 12. März 2019 in Fulda (Manuskript und Folien).
- LEHMANN, B., B. ADAM, O. ENGLER, V. HECHT & K. SCHNEIDER (2016): Ethohydraulische Untersuchungen zur Verbesserung des Fischschutzes an Wasserkraftanlagen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 151, 156 S.
- O'KEEFE, N. & A. W. H. TURNPENNY (2005): Screening for intake and outfalls: a best practice guide. Report Nr. SC030231, 153 S., Bristol (Environment Agency).
- PAKHORUKOV, A. M. & G. N. KURAGINA (1978): Biological investigation of some fish-protecting devices which incorporate fish-diverters. Biologicheskoe osnovy primeneniya rybozashchitnykh i rybopusknykh sooruzheniy: 98 – 112 (zit. in PAVLOV 1989).
- PAVLOV, D. S. (1989): Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. FAO Fisheries Technical Paper 308, 97 S., Rome (Food and Agriculture Organisation of the United Nations).
- PEAKE, S. (2008): Swimming performance and behaviour of fish species to Newfoundland and Labrador: A literature review for the purpose of establishing design water velocity criteria for fishways and culverts. Can. Manuscript Rep. of Fish. Aquat. Sc. (2.843), 52 S.
- TURNPENNY, A. W. H., G. STRUTHERS & K. P. HANSON (1998): A UK guide to intake fish-screening regulations, policy and best practice. 127 S., London (Crown).

Autor

Dr. Guntram Ebel
Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel
Saalwerderstraße 10
D-06118 Halle (Saale)
info@bgf-halle.de
www.bgf-halle.de