



Lebendige Gewässer – Sohle, Ufer, Aue
Fachtagung 29./30. September 2016, Coesfeld
NUA-Seminarbericht • Band 13

IMPRESSUM

Herausgeber: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (NUA)
Siemensstraße 5, 45659 Recklinghausen
Tel. 0 23 61 / 3 05-0, Fax 0 23 61 / 3 05-33 40
E-Mail: poststelle@nua.nrw.de, Internet: www.nua.nrw.de

Dieser Seminarbericht beinhaltet Vorträge der Tagung „Lebendige Gewässer –
Sohle, Ufer, Aue“.

Veranstalter: Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA)
in Zusammenarbeit mit dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirt-
schaft, Naturschutz- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
(MKULNV), dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nord-
rhein-Westfalen (LANUV), der Bezirksregierung Münster sowie der Regionale
2016 ZukunftsLAND.

nua: natur- und
umweltschutz-
akademie nrw.

Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Bezirksregierung
Münster



 ZukunftsLAND
Regionale 2016

Redaktion: R. Kloke (NZO-GmbH)

Titelfoto: G. Bockwinkel

Gestaltung: R. Kloke (NZO-GmbH)

Druck: Druckerei Kettler - Druck & Verlag Kettler GmbH
Robert-Bosch-Straße 14, 59199 Bönen/Westfalen
Druck auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier), klimaneutraler Druck

Ausgabe: 06/2017

ISSN: 1436-0284

Die NUA ist eingerichtet im Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen (LANUV). Sie arbeitet in einem Kooperationsmodell mit den
vier anerkannten Naturschutzverbänden zusammen (BUND, LNU, NABU, SDW).

Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



BUND
FREUNDE DER ERDE



Inhaltsverzeichnis

Einführung

Grußwort

Dr. Christian Schulze Pellengahr.....3

Grußwort

Dorothee Feller.....5

Erreichen wir die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie bis 2017?

Monika Raschke.....7

Gewässerentwicklung heute und morgen, Strahlwirkung, Gewässerunterhaltung, Biber und Klimawandel

Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf Lebensgemeinschaften in Gewässer-Aue-Ökosystemen

Dr. Kathrin Januschke15

Aktuelle Maßnahmen am Beispiel von Lippemündung und Co.

Sylvia Junghardt.....21

GIS-gestützte Bestimmung des Lebensraumgewinns durch Rückbau von Querbauwerken in NRW

Dr. Thomas Euler, Dr. Andreas Müller23

Der Verbund zwischen Gewässer und Aue

Dr. Thomas Ehlert.....33

Die Rolle des Bibers bei der Gewässerentwicklung

Dr. Lutz Dalbeck37

Gewässerentwicklung im Rahmen von EU-Wasserrahmenrichtlinie und Regionale 2016

Gerhard Jasperneite.....43

Strategien zur Erfolgskontrolle und zur Optimierung von Fließgewässer- Renaturierungsmaßnahmen

Dr. Andrea Sundermann, Prof. Dr. Daniel Hering, Michael Nohl und Dr. Armin Lorenz45

Der Klimawandel und seine Folgen für die Gewässerentwicklung

Arndt Bock.....51

Abfluss, Morphologie, Geschiebe, Sediment, Gewässersohle

Morphologische Skalen für den guten Zustand von Fließgewässern

Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf53

Feststoffmanagement und Sedimentdurchgängigkeit Dr.-Ing. Michael Detering.....	55
Interaktion von Sedimentdynamik und Gewässerökologie am Beispiel der Kolmation Dr.-Ing. Markus Noack.....	61
Abflussdynamik als Steuerungsgröße für die Gewässerentwicklung Dr. Tobias Schütz.....	67
Das LAWA-Verfahren zur Klassifizierung des Wasserhaushalts der Wasserkörper und Einzugsgebiete Dr. Dr. Dietmar Mehl und Dr. Tim G. Hoffmann	73
Neue Instrumente	
Gewässerentwicklung durch nachhaltige und prozessorientierte Gewässerunterhaltung Dr.-Ing. Andreas Stowasser und Lars Stratmann	83
Eine Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern Dr. Uwe Koenzen und Timo Riecker.....	91
Gewässerentwicklungsflächen in Rheinland-Pfalz Christoph Linnenweber.....	95
Ufergehölze und Wassertemperatur Prof. Dr. Daniel Hering.....	99
Fischliftsystem am Ruhr-Wehr Baldeney, Essen Dr. Andreas Hoffmann	103
Die „Gesamtperspektive Flusslandschaften“ in der Regionale 2016: Werkzeuge zur integralen Gewässerentwicklung Prof. Dr.-Ing. Ursula Stein.....	111
Exkursionsbericht, Flyer	
Kurzbericht zur Exkursion Astrid Poth	115
Flyer NUA	118

Grußwort

Dr. Christian Schulze Pellengahr
Landrat des Kreises Coesfeld

Sehr geehrter Herr Niemeyer-Lüllwitz,
sehr geehrte Referentinnen und Referenten,
sehr geehrte Teilnehmerinnen und Teilnehmer,
sehr geehrte Damen und Herren,
liebe Gäste,

im Namen von Kreispolitik und Kreisverwaltung
darf ich Sie alle ganz herzlich hier in Coesfeld
willkommen heißen.

Ein alter Sinnspruch besagt:

„Aqua fons vitae est.“

Der Zustand unserer Gewässer ist von ganz
grundsätzlicher Bedeutung für die Allgemeinheit
und steht zugleich im Fokus der Fachwelt.

Sie haben sich sicher sehr bewusst für diesen
Tagungsort entschieden. Denn auch im Kreis
Coesfeld wurden die Fließgewässer in früheren
Jahren ausgebaut und begradigt. Sie zu mehr
Naturnähe und Lebendigkeit zu entwickeln, liegt
unserem Kreis schon sehr lange am Herzen.



Hiddingsel mit Kleuterbach (Foto: R. Kloke)

Bereits 1996 wurde mit dem Nachbarkreis Bor-
ken ein Konzept zur naturnahen Entwicklung
der Berkel von der Quelle bis zur holländi-
schen Grenze ausgearbeitet. Es folgte im Jahr
2005/2006 ein Konzept zur ökologischen Ent-
wicklung der Stever und ihrer namhaften Neben-
gewässer, so dass weite Teile des Kreisgebietes
konzeptionell abgedeckt waren.

Besonders durch die Vorbereitungen zur Re-
gionale 2016, deren Präsentationsjahr derzeit
läuft, konnten viele Maßnahmenvorschläge auf-
gegriffen, konkretisiert und von den Städten und
Gemeinden als Projektträger beherzt zur Um-
setzungsreife geführt werden. Kein Zweifel: Den
Bürgerinnen und Bürgern werden sich unsere
Gewässer nach der Umgestaltung im neuen Ge-
wand lebendiger als bisher präsentieren, ohne
dass die Aspekte des Hochwasserschutzes nicht
gleichsam beachtet und berücksichtigt werden.
Denn Hochwasserschutz und Naturschutz müs-
sen einander nicht ausschließen.

Der Kreis Coesfeld unterstützt die gewässerbe-
wirtschaftenden Maßnahmenträger – wie etwa
die Wasser- und Bodenverbände – finanziell im
Rahmen des Möglichen. Gepaart mit erhebli-
cher Unterstützung des Landes, können somit
anschauliche, im wahrsten Sinne des Wortes
anschauenswerte Renaturierungsmaßnahmen
auf den Weg gebracht werden.

Ein Leuchtturmprojekt des Kreises Coesfeld
wird hierbei in Kürze der Ankauf und im Weiteren
die Umgestaltung von Uferstreifen an der
Steinfurter Aa und deren Nebengewässern im
Rahmen eines Flurbereinigungsverfahrens wer-
den. Politik und Verwaltung des Kreises ziehen
hier an einem Strang und stellen 240.000 EUR
aus Ersatzgeldern für die anteilige Finanzierung
eines Millionenprojektes zur Verfügung.

Erkennbar wird aber auch, dass nicht alle Wün-
sche auf fruchtbaren Boden fallen und sich
ausnahmslos erfüllen lassen. Insbesondere die
gestiegenen Grundstückspreise im landwirt-
schaftlichen Bereich, aber auch Anforderungen
an die Fischpassierbarkeit von Stauanlagen sind

mit erheblichen Kostensteigerungen verbunden – und erfordern nicht nur Verhandlungsgeschick im Dialog mit den Betreibern von Wasserkraftanlagen, sondern auch innovatives Denken und Handeln aller Beteiligten.

Ob die zeitlich hoch gesteckten Ziele der Wasserrahmenrichtlinie mit dem verbindlichen Bewirtschaftungsplan 2016/2021 tatsächlich erreicht werden können, hängt nicht nur von der Bereitschaft und Willenskraft der Maßnahmen-träger, sondern auch von der Bereitschaft des Bürgers ab mitzumachen – und gegebenenfalls Flächen für die „Lebendigen Gewässer“ zur Verfügung zu stellen.

Anforderungen im neuen Gewand wird es ebenfalls durch das neue Landeswassergesetz geben. Insbesondere die Strukturen der Gewässerbewirtschaftung sind insbesondere hier im Münsterland neu zu überdenken – nicht zuletzt, weil Ausbau und Unterhaltung voneinander untrennbar sind. Inwieweit dieser Spagat zwischen aktivem Handeln vor Ort und der Neugestaltung der lokalen Verantwortlichkeiten gelingt, bleibt abzuwarten.

Neben der morphologischen Umgestaltung der Gewässer ist ebenfalls die Frage des guten chemischen Zustandes oder chemischen Potenzials zu klären. Wo sind für die hiesigen Gewässer die Zielmarken und welche Verbesserungspotenziale sind für die Zielerreichung erforderlich? Ohne diese Vorgaben sind die anstehenden Maßnahmenplanungen ggfs. schon mit der Fertigstellung Makulatur.

Hier sind eindeutige Vorgaben, die sich an verbindlichen Rahmenbedingungen und sich nicht an idealtypischen Verhältnissen orientieren, festzumachen. Ich gehe davon aus, dass hier die Regionen in den Prozess eingebunden werden, damit die Planungen fristgerecht entwickelt werden können.

Im Kreis Coesfeld mit seiner grünen Parklandschaft treffen diese Planungen auf einen passenden Gesamtrahmen. Wir haben uns in vielen Bereichen der ökologischen Nachhaltigkeit verschrieben – von der Biodiversität über energetische Sanierungen bis hin zu alternativen Energien. Es gibt hier viel Vorzeigbares; auch davon können Sie sich in der Kreisstadt inspirieren lassen.

Ich wünsche den Tagungsteilnehmern daher anregende Vorträge, gute Gespräche und Diskussionen und einen übergreifenden Gedankenaustausch – ganz zum Wohle unserer lebendigen Fließgewässer.

Vielen Dank!

Anschrift des Verfassers:

Dr. Christian Schulze Pellengahr
Landrat des Kreises Coesfeld
Friedrich-Ebert-Straße 7
48653 Coesfeld

info@kreis-coesfeld.de
www.kreis-coesfeld.de

Grußwort

Dorothee Feller

Regierungsvizepräsidentin des Regierungsbezirks Münster

Sehr geehrter Herr Dr. Leuchs,
sehr geehrter Herr Niemeyer - Lüllwitz,
sehr geehrter Herr Dr. Schulze Pellengahr,
sehr geehrte Damen und Herren,

ich freue mich, ein Grußwort auf Ihrer Fachtagung „Lebendige Gewässer“ sprechen zu dürfen. In der Konzeption dieser Tagung wird das Zusammenwirken des gleichlautenden NRW-Programms „Lebendige Gewässer“ zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit dem Strukturförderungsprogramm des Landes NRW, der REGIONALE 2016, deutlich.

Flüsse und Bäche sollen nicht nur sauber, sondern auch naturnah sein. Darum startete das Land 2009 das Programm „Lebendige Gewässer in Nordrhein-Westfalen“. Es bündelt alle Maßnahmen zur ökologischen Gewässerentwicklung und das Land NRW wird bis 2027 gut 2 Mrd. Euro in die naturnahe Entwicklung unserer Gewässer investieren. Allein im Regierungsbezirk Münster wurden hierzu über 20 regionale Kooperationen gegründet.

Im Strukturförderungsprogramm des Landes NRW, der REGIONALE 2016, wurden seit Anfang 2010 zahlreiche Projekte aufgenommen, die in weiten Bereichen vielfältige und gute wasserwirtschaftliche und gewässerökologische Entwicklungen fördern und die jetzt, im Präsentationsjahr der REGIONALE – und in den Folgejahren – umgesetzt werden.

Stichwortartig möchte ich an dieser Stelle die Projekte

- 2Stromland, zwischen Lippe, Stever und Dortmund-Ems-Kanal
- BerkelSTADT Coesfeld,
- KuBAal (Kulturquartier Bocholter Aa und Industriestraße),
- Stadtlohn: An die Berkel! Leben mit dem Fluss und
- WasserWege - Stever

nennen.

Folgerichtig ist die REGIONALE 2016 Zukunfts-

LAND Mitausrichter dieser Tagung und in den 3 Themenblöcken dieser Veranstaltung finden Sie neben den Fachthemen auch die entsprechenden Vorträge aus den Bereichen Regionale 2016 und EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Sehr geehrte Damen und Herren,

die genannten Projekte verbinden in der Regel gleichermaßen die Ansprüche an städtebauliche Entwicklung, Hochwasser- und Naturschutz und sind wichtige Elemente zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Am Beispiel BerkelStadt Coesfeld wären dies zum einen die Urbane BERKEL im innerstädtischen Bereich, zum anderen wäre dies die NaturBERKEL sowohl im Bereich der Fürstenwiese als auch im weiteren Verlauf der sogenannten „Fegetasche“ und der „Umflut“. Die Details werden Ihnen Frau Poth und Herr Hackling auf Ihrem heutigen, abendlichen Spaziergang erläutern.

Die REGIONALE 2016 befindet sich nunmehr in ihrem Präsentationsjahr. Viele weitere Projekte warten darauf von Ihnen entdeckt zu werden. Besuchen Sie doch vielleicht einmal den Alten Hof Schoppmann in Nottuln oder radeln Sie auf der BahnLandLust-Radroute von Coesfeld über Reken nach Dorsten. Dort und an vielen anderen Orten des „ZukunftsLANDES“ können Sie sehen, wie die baulichen, sozialen, ökonomischen und ökologischen Herausforderungen im ländlich geprägten Raum bewältigt werden.

Ihnen, meine Damen und Herren, wünsche ich anregende Vorträge, einen spannenden Erfahrungsaustausch und gute Impulse bei Ihrer weiteren Arbeit zur ökologischen Verbesserung unserer Bäche und Flüsse.

Vielen Dank!

Anschrift der Verfasserin:

Dorothee Feller
Regierungsvizepräsidentin
Bezirksregierung Münster
Domplatz 1 - 3
48143 Münster
poststelle@brms.nrw.de
www.brms.nrw.de



Renaturierte Ruhr bei Wickede (Foto: NZO-GmbH)

Erreichen wir die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie bis 2017?

Monika Raschke

Zunächst ist klarzustellen, welche Ziele im genannten Zusammenhang angesprochen sind. Wenn es darum geht, ob bis 2027 der gute Zustand für die Gewässer der Gemeinschaft erreicht wird, ist die Frage klar zu verneinen. Die Entfernung vom Ziel ist heute, fast 16 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie noch so groß, dass absehbar ist, dass in der Restlaufzeit der Richtlinie eine weitere Annäherung, nicht aber eine (vollständige) Zielerreichung möglich ist.

1. Ziele der Wasserrahmenrichtlinie

Die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sind in Artikel 4 der Richtlinie sowie in den §§ 27 bis 31 und 47 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) festgelegt.

Zunächst sind folgende Ziele (§§ 27 und 47 WHG) anzustreben:

- für Oberflächengewässer der gute chemische und der gute ökologische Zustand;
- für das Grundwasser der gute mengenmäßige und der gute chemische Zustand;
- bei signifikant steigenden Schadstofftrends im Grundwasser ist die Trendumkehr ein weiteres Ziel;
- generell gilt ein Verschlechterungsverbot für alle Wasserkörper.

Das Grundwasser ist nicht Gegenstand der Tagung und soll an dieser Stelle nicht weiter betrachtet werden.

Von den genannten Zielen sind Ausnahmen zulässig:

§ 28 WHG

Einstufung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer

Wenn Oberflächengewässer künstlich hergestellt wurden oder sie aufgrund morphologischer Veränderungen und bestimmter Nutzungen als erheblich verändert eingestuft wurden, sind „nur“ das gute ökologische Potenzial und der gute

chemische Zustand zu erreichen. In NRW sind bereits für rund 60 % der Bäche, Flüsse und Seen diese abgesenkten Ziele festgelegt.

§ 29 WHG

Fristen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele
Falls der gute Zustand nicht bis 2015 (!) – der ursprünglich für die Zielerreichung geforderten Frist – erreicht werden kann, können mit entsprechenden, nachvollziehbaren Begründungen Fristverlängerungen um 2 x 6 Jahre bis maximal 2027 in Anspruch genommen werden. In NRW sind Fristverlängerungen bis 2027 bereits vielfach vorgesehen.

§ 30 WHG

Abweichende Bewirtschaftungsziele
Unter bestimmten Umständen (s. u.) können weniger strenge Bewirtschaftungsziele festgelegt werden. Hiervon hat NRW bereits im Braunkohlenrevier Gebrauch gemacht, da dort für viele Grund- und Oberflächenwasserkörper (OFWK) der gute Zustand auf keinen Fall bis 2027 erreicht werden kann.

§ 31 WHG

Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen
Ausnahmen vom Verschlechterungsverbot nach § 31 können nur bei vorübergehenden Verschlechterungen, z. B. bei höherer Gewalt oder Unfällen geltend gemacht werden oder wenn ein gesellschaftliches Ziel höherrangig als die Ziele der EG-WRRL einzustufen ist.

Da also die Möglichkeiten der §§ 28 und 29 bereits ausgeschöpft sind, können als Ultima Ratio nur noch weniger strenge Bewirtschaftungsziele ausgewiesen werden, um die gesetzten Ziele fristgerecht zu erreichen.

Hierzu sind nach § 30 WHG einige Anforderungen zu erfüllen:

„Abweichend von § 27 können die zuständigen Behörden gemäß § 30 WHG für bestimmte oberirdische Gewässer weniger strenge Bewirtschaftungsziele festlegen, wenn

1. die Gewässer durch menschliche Tätigkeiten so beeinträchtigt oder ihre natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass die Erreichung der Ziele unmöglich ist oder mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden wäre,
2. die ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, denen diese menschlichen Tätigkeiten dienen, nicht durch andere Maßnahmen erreicht werden können, die wesentlich geringere nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt hätten und nicht mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden wären,
3. weitere Verschlechterungen des Gewässerzustands vermieden werden und
4. unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Gewässereigenschaften, die infolge der Art der menschlichen Tätigkeiten nicht zu vermeiden waren, der bestmögliche ökologische Zustand oder das bestmögliche ökologische Potenzial und der bestmögliche chemische Zustand erreicht werden.“

Außerdem darf die Festlegung weniger strenger Ziele die Verwirklichung der in den §§ 27 und 47 Absatz 1 festgelegten Bewirtschaftungsziele in anderen Gewässern derselben Flussgebietseinheit nicht dauerhaft ausschließen oder gefährden.

De facto bedeutet die Inanspruchnahme weniger strenger Bewirtschaftungsziele eine Anpassung an das bei angemessen hohem Aufwand bis 2027 Erreichbare.

2. Der Zustand der Gewässer

Die Bewertung des chemischen Zustands ist vergleichsweise einfach: Wenn in der Umweltqualitätsrichtlinie (RL 2008/105/EG und 2013/39/EG) bzw. Anlage 8 der aktuellen Oberflächenverordnung (OGewV v. 23. Juli 2016) festgelegte Grenzwerte – Umweltqualitätsnormen (UQN) – überschritten werden, ist der gute chemische Zustand verfehlt.

Eine Reihe der Stoffe, deren UQN einzuhalten sind, ist den sogenannten ubiquitären Stoffen zugeordnet. Diese Stoffe kommen überall in der Umwelt vor und gelangen z. T. auf dem Luftpfad oder über „alte“ Sedimentbelastungen in das Oberflächenwasser. Es ist bei vielen dieser Stoffe schon technisch nicht möglich, den guten



Abb. 1: Chemischer Zustand für die OFWK in NRW - gesamt (BWP 2015)

chemischen Zustand bis 2027 zu erreichen. In diesen Fällen ist – bundesweit einheitlich – vorgesehen, weniger strenge Bewirtschaftungsziele in Anspruch zu nehmen. Allerdings bedeutet das nicht, dass keine weiteren Maßnahmen mehr erforderlich sind. Vielmehr ist nach § 30 Absatz 4 WHG der bestmögliche Zustand zu erreichen, das heißt, dass alle Regelungen, die z. B. im Rahmen einer wasserwirtschaftlichen Zulassung getroffen werden können, auch ergriffen werden müssen.

Außerdem beinhaltet die Festlegung weniger strenger Bewirtschaftungsziele, dass dieses weniger strenge Ziel benannt wird. Das heißt, es muss berechnet oder abgeschätzt werden, welche Konzentration (größer UQN) des fraglichen Stoffes nach Wirksamwerden der Maßnahmen erreicht wird.

Bei den übrigen Stoffen des chemischen Zustands (Abbildung 2) mit UQN-Überschreitungen muss für jeden Stoff und für jeden betroffenen Wasserkörper einzeln geprüft werden, ob die im Maßnahmenprogramm zu diesem Zweck festgelegten Maßnahmen für die Erreichung der Ziele ausreichen.

Sollte das aus den in § 30 Absatz 1 WHG genannten Gründen nicht der Fall sein, sind wie bei den ubiquitären Stoffen Begründungen für die Zielverfehlung zu liefern. Weiter ist darzulegen, welches Ersatzziel mit den machbaren Maßnahmen eingehalten wird. Solche Maßnahmen, mit denen der bestmögliche Zustand erreicht wird, sind fristgerecht zu ergreifen.

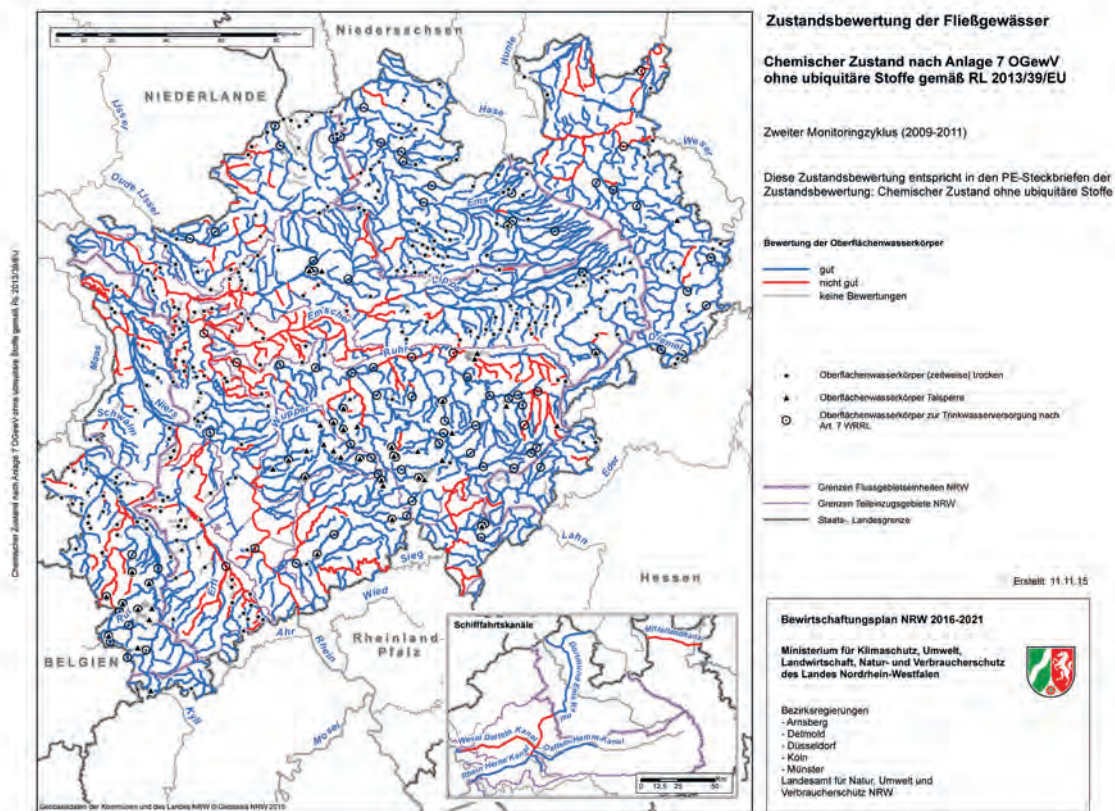


Abb. 2: Chemischer Zustand für die OFWK in NRW ohne ubiquitäre Stoffe (BWP 2015)

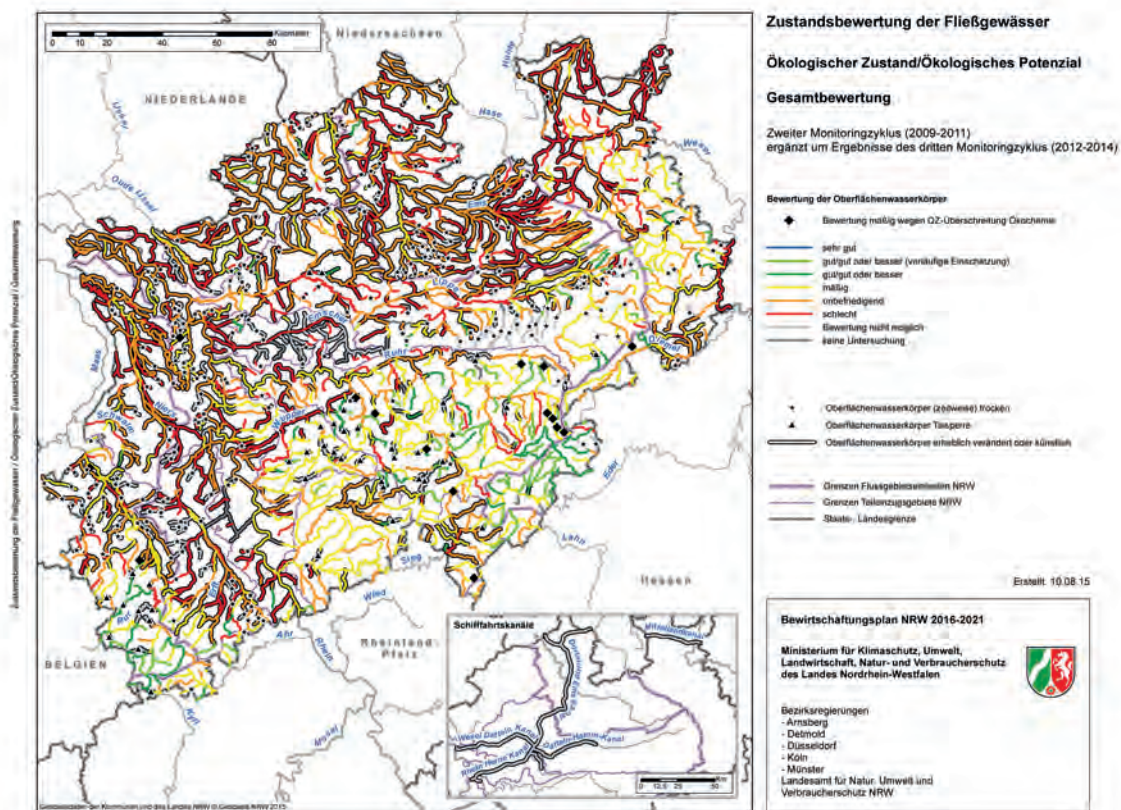


Abb. 3: Ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial für die OFWK in NRW (BWP 2015)

Für den ökologischen Zustand ist die Bewertung ungleich komplexer als für den chemischen Zustand. Zunächst müssen alle biologischen Qualitätskomponenten – Fische, Kleintiere (das Makrozoobenthos, MZB) und die Pflanzenkomponenten – einzeln den guten Zustand erreichen. Hierfür müssen als Grundvoraussetzung die allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter, die Gewässerstruktur und der Wasserhaushalt adäquate Lebensbedingungen bieten. Diese Parameter sind als unterstützende Qualitätskomponenten bekannt.

Außerdem gehen mit den flussgebietspezifischen Stoffen weitere chemische Stoffe mit den in Anlage 6 der OGewV festgelegten Grenzwerten unmittelbar in die Bewertung ein. Last not least müssen Maßnahmen ergriffen werden, wenn gesetzlich nicht geregelte aber lokal auf die Gewässerbiozönose einwirkende Stoffe die Zielerreichung verhindern. Abbildung 3 zeigt den Zustand aus dem 2. Bewirtschaftungsplan 2015.

Wenn der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial verfehlt werden, ist also zunächst zu prüfen, welche Komponente(n) betroffen und wo die Ursache(n) zu suchen sind, bevor zielgerichtete Maßnahmen ergriffen werden. Das ist in der Defizitanalyse im Vorfeld der Erarbeitung des 2. Maßnahmenprogramms bereits weitgehend erfolgt.

Wenn weniger strenge Bewirtschaftungsziele in Anspruch genommen werden sollen, um das dann abgesenkte Ziel bis 2027 erreichen zu können, müssen die Ersatzziele für jede betroffene Komponente benannt und die Inanspruchnahme der Ausnahme begründet werden. Weiter ist darzulegen, dass und welche Maßnahmen ergriffen werden, um den bestmöglichen Zustand zu erreichen. Im Folgenden befasst sich der Artikel nur noch mit dem ökologischen Zustand.

3. Bestehende Defizite beim ökologischen Zustand

Im ersten Bewirtschaftungsplan wurde die oft naturferne Gewässerstruktur als eine der Hauptursachen für die Verfehlung des guten ökologischen Zustands identifiziert. Obwohl inzwischen eine Reihe von kleineren und größeren Renaturierungen und ökologischen Verbesserungen an den Gewässern in NRW durchgeführt wurden, sind die Erfolge in den einzelnen Wasserkörpern bisher überschaubar.

Was also sind die Ursachen dafür, dass wir beim ökologischen Zustand bzw. beim ökologischen Potenzial nicht schneller Erfolge aufweisen können? Die nachfolgende Aufzählung kann nur die wichtigsten Punkte aufzeigen:

1. *Kein Wasser im Gewässer*

Immer häufiger lässt sich beobachten, dass Gewässer trocken fallen – auch solche, die noch bis vor wenigen Jahren ständig Wasser geführt haben. Ursache ist häufig die zunehmende Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen, sei es über die direkte Entnahme von Wasser aus Bächen und Flüssen, sei es durch Entnahmen aus dem Grundwasser. Hierdurch wird den Oberflächengewässern mittelbar der Zufluss entzogen. Anhaltende Trockenperioden verstärken das Problem. Ohne Wasser ist die Gewässerbiozönose nicht lebensfähig. Auch geringe Restwassermengen führen wegen der Aufkonzentration von Schadstoffen zu einer Verschlechterung der Gewässerqualität; wenig Wasser erwärmt sich schneller, beides Faktoren, die die Gewässerbewohner zumindest schädigen.



Abb. 4: Trockene Lenne (Foto: M. Raschke)

2. *Stoßbelastungen / hydraulischer Stress*

Große Regenwassereinleitungen ohne Rückhaltung können allein aufgrund der Kraft des Wassers das Gewässerbett und damit den Lebensraum für Pflanzen und Tiere zerstören (Abb. 5)

3. *Fehlende Durchgängigkeit*

Barrieren wie Wehre, Pumpwerke u. a. unterbrechen nicht nur die Wandermöglichkeiten für Fische und das Makrozoobenthos. Sie stören auch den Geschiebehalt. Das kann dazu führen, dass Gewässer sich unterhalb von Stauanlagen massiv in das Gelände eingraben und den Kontakt zur Aue verlieren. Große Rückstaubereiche akkumulieren Nährstoffe und begünstigen dadurch ein verstärktes Algenwachstum.



Abb. 5: Einleitung / ausgeräumtes Gewässerbett (Fotos: StUA Hagen)

Das gestaute Wasser erwärmt sich stärker als der frei fließende Fluss. Beides wirkt sich ungünstig auf den Sauerstoffhaushalt und damit auf die Lebensgemeinschaft aus.

4. Keine Verbindung zur Aue

Wenn die Verbindung zur Aue fehlt, verändert sich der Wasserhaushalt sowohl des Gewässers als auch der Aue. Viele Gewässerorganismen, darunter mehrere Fischarten, benötigen die Anbindung an die Aue zur Reproduktion.



Abb. 6: Keine Verbindung zur Aue (Foto: M. Raschke)

5. Keine (ausreichende) Lebensraumqualität

Der gute ökologische Zustand wird durch die Lebensgemeinschaft abgebildet, die natürlicherweise in Gewässern des vorliegenden Typs vorkommen. Dabei haben die typspezifischen Pflanzen, Fischnährtiere und Fische sehr unterschiedliche Ansprüche an die Habitate.

In naturnahen Gewässern kommen z. B. sandige, kiesige und schlammige Sohlabschnitte vor. Laub und Totholz sind zu finden. Breite, Tiefe und Strömungsverhältnisse variieren über den Querschnitt und im Längsverlauf. Es gibt Unterstände für bestimmte Fischarten und Flachwasserbereiche für Jungfische.

Sobald einzelne Bausteine eines intakten „Gewässerwohnraums“ entfallen, z.B. durch Ausbau, unsachgemäße Gewässerunterhaltung oder Schlammeinträge beseitigt oder bedeckt werden, fallen Tier- und Pflanzenarten aus. Die dadurch entstehenden Lücken in der Nahrungskette lassen weitere Organismen verschwinden.



Abb. 7: Bausteine für naturnahe Gewässerlebensräume (Foto: M. Raschke)

6. Wärmebelastung

Vor allem im Tiefland fehlt den Gewässern häufig die Beschattung, weil Gehölzsäume nicht mehr existieren. Dazu kommen lokal Wärmeeinleitungen. Anspruchsvolle Gewässerbewohner können in zu warmem Wasser nicht leben oder sich nicht mehr erfolgreich fortpflanzen.

7. Einleitungen

Auch gereinigtes Abwasser enthält noch Nähr- und Schadstoffe. Ob sich diese Restbelastung negativ auf die Gewässerlebensgemeinschaft auswirkt, hängt von der verbleibenden Konzentration der Stoffe im Wasser ab. Diese ist wiederum abhängig von der Wasserführung des Gewässers. In NRW entwässern viele Kläranlagen in kleine Bäche und Flüsse, so dass der Anteil an gereinigtem Abwasser weit über dem natürlichen Abfluss liegen kann (Abb. 8).

In NRW liegt der Anteil der Kläranlagen mit einem Abwasseranteil von mehr als einem Drittel des MNQ des Gewässers bei etwa 50 %. Auch die Mischwassereinleitungen führen bei kleinen Gewässern oft zu zu hohen Schadstoffkonzentrationen.

8. Diffuse Stoffeinträge

Hinzu kommen diffuse Stoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Verkehrsflächen, Altlasten und aus dem Grundwasser, das die Gewässer speist. Bei den qualitativen As-

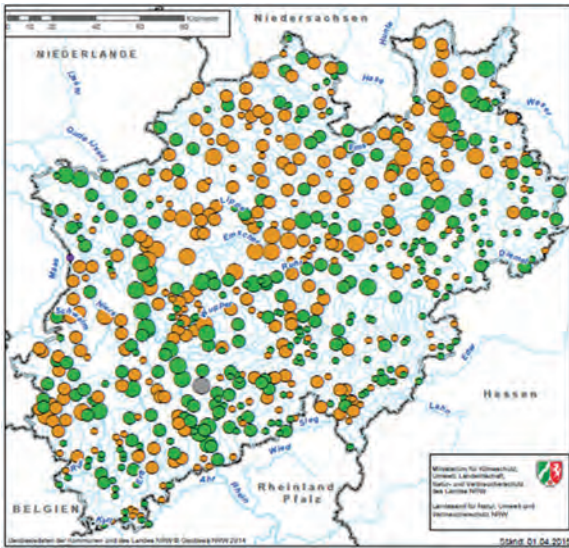


Abb. 8: Kläranlagen mit Abwasseranteil über 1/3 MNQ (orangefarbene Darstellung; BWP 2015)

pekten gilt wie bei der Gewässerstruktur: Wenn z. B. einzelne Arten durch Insektizide eliminiert werden, hat das Auswirkungen auf die gesamte Nahrungskette. Es kann also sein, dass Fisch- oder Vogelarten verschwinden – nicht weil sie direkt von einem Pflanzenschutzmittel geschädigt werden, sondern weil ihre Nahrungsgrundlage nicht mehr existiert.

9. *Zu geringes Wiederbesiedlungspotenzial im Einzugsgebiet*

In NRW sind einige Gewässersysteme bereits so lange und so massiv degradiert, dass sich selbst wenn größere Gewässerabschnitte sachgerecht renaturiert werden, die gewünschten Pflanzen und Tiere nicht einstellen. Insbesondere die empfindlichen Arten lassen z. T. sehr lange auf sich warten (s. Strahlwirkungs- und

Trittsteinkonzept in der Planungspraxis, Kapitel 3.5 Typspezifisches Arteninventar, und Darstellung auf ELWAS).

10. *Zu kleine/zu schlechte Renaturierungen*
Die praktischen Erfahrungen aus den Renaturierungen der letzten 20 Jahre zeigen, dass es notwendig ist, größere zusammenhängende Abschnitte wieder in einen naturnahen Zustand zu versetzen, bevor Erfolge zu erwarten sind. Im Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept sind die notwendigen Mindestlängen und Maximalabstände von naturnahen Gewässerabschnitten beziffert. Niemand kann von 50m-Abschnitten eine durchgreifende Verbesserung erwarten. Diese kurzen Renaturierungen können allenfalls als Trittstein zwischen längeren Renaturierungsabschnitten fungieren.

Auch die Qualität einer Renaturierungsmaßnahme spielt eine entscheidende Rolle für den Erfolg. Sie muss sich an den Ansprüchen der typspezifischen Lebensgemeinschaft des Gewässers orientieren (s. 5.)

Last not least muss die Gewässerunterhaltung gesetzeskonform umgestellt werden. Nur mit einer gewässerverträglichen Unterhaltung wird sichergestellt, dass die Renaturierungsbemühungen nicht konterkariert werden.

11. *Nur ein Problem behoben – keine ganzheitliche Planung*

Viele Bäche und Flüsse in NRW sind nicht nur durch den naturfernen Ausbau der Vergangenheit degradiert. Auch die unter den übrigen Punkten der o. a. Liste aufgeführten Zusammenhänge können dazu führen, dass Erfolge aus-

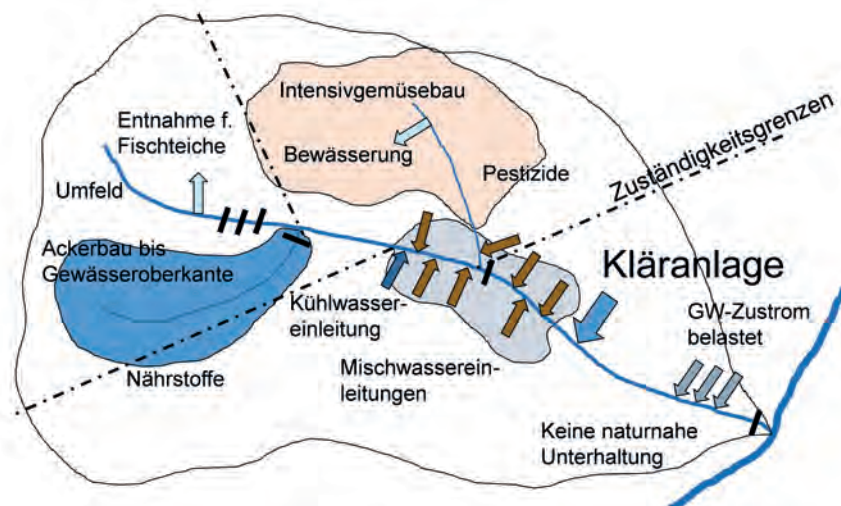


Abb. 9: Potenzielle Einflüsse auf Gewässer (Grafik: M. Raschke)

bleiben. Gewässersanierungsplanung kann nur dann erfolgreich sein, wenn alle Aspekte berücksichtigt und gleichzeitig angegangen werden.

Dabei ist die vielerorts zersplitterte Zuständigkeit für Ausbau und Unterhaltung der Fließgewässer oft hinderlich. Eine ganzheitliche Planung erfordert eine Zusammenarbeit der Handlungsträger über Verwaltungs- und Zuständigkeitsgrenzen hinweg.

Zusammengefasst: Die Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands/des guten ökologischen Potenzials stellt eine erhebliche Herausforderung dar. Es erscheint unwahrscheinlich, dass diese Ziele auch bei deutlich vergrößerter Anstrengung bis 2027 erreicht werden können.

4. Mögliche Auswege aus dem Dilemma

Die Wasserrahmenrichtlinie sieht in Artikel 19 ein Review der Richtlinie bis spätestens 2019 vor. Die engagierten Mitgliedsstaaten streben an, dem guten Zustand der Gewässer möglichst nahe zu kommen, ganz im Sinne des Leitsatzes in der Präambel der EG-WRRL „Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss“ und der daraus abgeleiteten nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung.

Eine Verlängerung der Laufzeit der EG-WRRL um weitere Zyklen wäre eine Lösung. Hierdurch würde den Mitgliedsstaaten mehr Zeit für die Umsetzung der Richtlinie eingeräumt.

Allerdings darf nach den bisherigen Erfahrungen angezweifelt werden, dass die Europäische Kommission das vorgesehene Review fristgerecht abschließt.

Sollte die EG-WRRL unverändert bestehen bleiben, müssten im 3. Bewirtschaftungsplan 2021 Ausnahmen gemäß Artikel 4.5 bzw. § 30 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in Anspruch genommen werden. Der Entwurf hierfür ist bereits Ende 2020 zu erstellen.

Ausnahmen gemäß § 30 WHG sind ausführlich zu begründen. Dabei ist u. a. darzulegen

- welches Teilziel (Stoff, Biologische Qualitätskomponente) für welchen Wasserkörper verfehlt wird,
- warum es verfehlt wird,

- welche Anstrengungen unternommen werden, um den bestmöglichen Zustand zu erreichen
- welches Ziel (bestmöglicher Zustand) ersatzweise bis 2027 erreicht wird.

Der letztgenannte Punkt ist äußerst anspruchsvoll. Die Abschätzung des Ersatzziels, dem sich die verantwortlichen Maßnahmenträger bei größter Anstrengung an den Zielzustand annähern, erfordert höchste Sorgfalt, denn

die EG-WRRL sieht keine Zielverfehlung vor.

Sollten auch die abgesenkten, bis 2027 erreichbaren Ziele verfehlt werden, müsste mit Vertragsverletzungsverfahren gerechnet werden.

5. Fazit

Es ist nachhaltiger, das zusätzlich benötigte Personal in die verstärkte Umsetzung von Maßnahmen zu stecken als in das Ableiten und Schreiben von Begründungen.

Zur Ausgangsfrage:

Wir erreichen die Ziele bis 2027, nicht aber den guten Zustand.

Literatur:

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts - Wasserhaushaltsgesetz - WHG - vom 31. Juli 2009

MKLUNV 2016: Bewirtschaftungsplan 2016 -2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas, www.flussgebiete.nrw.de

MKULNV 2016: Maßnahmenprogramm, 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas, www.flussgebiete.nrw.de

MKULNV 2016: Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas, www.flussgebiete.nrw.de,

MKULNV 2015: Unser Wasser, unsere Gewässer, Broschüre zur Bestandsaufnahme

LANUV 2011: Strahlwirkungs- und Trittschallkonzept in der Planungspraxis; LANUV Arbeitsblatt 16; Recklinghausen 2011, ISSN: 1864-3930 1. Auflage

Anschrift der Verfasserin:

Monika Raschke
(bis April 2016 Leiterin des Referats „Flussgebietsmanagement, Gewässerökologie, Hochwasserschutz“ im Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW)
Bürgerstraße 54
58097 Hagen

raschke.monika@t-online.de

Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf Lebensgemeinschaften in Gewässer-Aue-Ökosystemen

Dr. Kathrin Januschke

Einleitung

Gewässer und deren Auen zählen weltweit zu den artenreichsten Ökosystemen. In der Realität sind bundesweit jedoch nur noch ca. 21 % der Gewässer und ca. 10 % der Auen hinsichtlich ihrer Habitatausstattung in einem sehr guten oder guten ökologischen Zustand. Aufgrund der menschlichen Nutzung in Form von Begradigung der Gewässer im Zuge von Hochwasserschutz, Schifffahrt oder Landwirtschaft sind

eng miteinander verzahnte Einheit bilden. Anhand von Ergebnissen verschiedener Studien, an denen die Universität Duisburg-Essen in den letzten 8 Jahren beteiligt war, werden die Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf Gewässer- und Auenlebensgemeinschaften auf verschiedenen räumlichen Ebenen (Gewässerabschnitte, großräumig und europaweit) zusammenfassend dargestellt. Zudem erfolgt ein kritischer Blick auf das biologische Monitoring in Deutschland, das gerade im Hinblick auf die zunehmende Anzahl



Abb. 1: Renaturierter Abschnitt der Ruhr bei Arnsberg nach Umsetzung der Maßnahme im 2. Bauabschnitt im Sommer 2009 (Foto: K. Januschke).

naturnahe Habitate für Gewässer-, Ufer- und Auenlebensgemeinschaften nur noch selten vorhanden. In Folge der Umsetzung verschiedener Richtlinien (z. B. Wasser-Rahmenrichtlinie, Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) finden jedoch zunehmend Gewässerrenaturierungen statt, meist mit dem Ziel, einen naturnahen Zustand im Hinblick auf die Habitat- und Artausstattung wiederherzustellen. Diese Maßnahmen bewirken in der Regel Veränderungen im gesamten Gewässer-Aue-Ökosystem, in dem das Gewässer, seine Ufer und die Aue eine funktionale und

von Renaturierungsmaßnahmen und deren Erfolg eine zentrale Bedeutung bekommt.

Effekte von Renaturierungen auf Gewässer-, Ufer und Auenlebensgemeinschaften

Fallstudien an den Flüssen Ruhr und Lahn

Am Beispiel morphologischer Renaturierungen der Mittelgebirgsflüsse Ruhr (NRW) und Lahn (Hessen) wurde die Pionierbesiedlung und Sukzession von Gewässer- und Auenlebensgemein-

Januschke: Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf Lebensgemein...

schaften analysiert.

Die Ruhr bei Arnsberg wurde zwischen 2008 und 2010 in drei Bauabschnitten auf einer Gesamtlänge von 2,7 km renaturiert (Bsp. Bauabschnitt 2 in Abb. 1). Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Fische und der Makrophyten sowie der Laufkäfer und der Auenvegetation erfolgten jeweils im ersten Sommer nach Abschluss der Maßnahmen und in den darauffolgenden Jahren (Januschke 2014a). In den ersten Jahren nach Fertigstellung der Renaturierungsmaßnahmen zeigte sich, im Vergleich zu einem oberhalb gelegenen begradigten Abschnitt, ein deutlich erhöhter Artenreichtum bei den Laufkäfern, gefolgt von den Makrophyten und der Auenvegetation als Reaktion auf die verbesserten Habitatbedingungen (Abb. 2).

Die neu geschaffenen Habitate, wie z. B. Kiesbänke, wurden direkt von Uferspezialisten und Rote-Liste-Arten der Laufkäfer besiedelt (Januschke in Vorbereitung), die aufgrund ihrer Flugfähigkeit ein hohes Ausbreitungspotenzial besitzen.

Die Erstbesiedler bei der Auenvegetation waren weitverbreitete Pionier- und Graslandarten, die



Abb. 2: Renaturierungseffekte auf Laufkäfer, Makrophyten, Auenvegetation, Fische und Makrozoobenthos in den renaturierten Abschnitten der Ruhr bei Arnsberg 1 bis 5 Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen.

im direkten Umfeld der renaturierten Abschnitte zahlreich vorhanden waren. Bei den Makrophyten profitierten vor allem Helophyten (Sumpfpflanzen) von der Schaffung flacher Überschwemmungsbereiche. Bei den Fischen stieg die Anzahl an Jungfischen. Dagegen zeigte das Makrozoobenthos keine Unterschiede in der Artenzusammensetzung im Vergleich zu dem oberhalb gelegenen Vergleichsabschnitt.

Die Lahn bei Cölbe, Wallau und Ludwigshütte (Abb. 3) wurde in den Jahren 2000, 2001 und 2002 auf jeweils 200 m renaturiert.



Abb. 3: Renaturierter Abschnitt der Lahn bei Ludwigshütte im Sommer 2005 (Foto: S. Jähmig)

Untersuchungen der Laufkäfer, der Auenvegetation und des Makrozoobenthos erfolgten 3 bis 5 Jahre und 7 bis 9 Jahre nach Abschluss der Maßnahmen (Januschke et al. 2014b) in den renaturierten Abschnitten sowie oberhalb gelegenen begradigten Vergleichsabschnitten. Laufkäfer zeigten die stärksten Reaktionen auf die Renaturierungen und die deutlichsten zeitlichen Veränderungen, das Makrozoobenthos die geringsten (Abb. 4).



Abb. 4: Renaturierungseffekte auf Laufkäfer, Auenvegetation und Makrozoobenthos in den renaturierten Abschnitten der Lahn bei Cölbe, Wallau und Ludwigshütte 3 bis 5 Jahre und 7 bis 9 Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen.

Der Artenreichtum der Pflanzen und Laufkäfer war in den renaturierten Abschnitten deutlich höher als in den begradigten Abschnitten. 3 bis 5 Jahre nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen wurden durch die verbesserte Habitatvielfalt vor allem Laufkäferarten gefördert, die für dynamische Uferbereiche, frühe Sukzessionsstadien und feuchte Überschwemmungsbereiche typisch sind, sowie eine Vielzahl von Pflanzenarten, die als Pionierbesiedler und feuchtigkeitsliebend gelten. 7 bis 9 Jahre nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen erweiterte sich die Laufkäfergemeinschaft um Arten, die das Vorkommen späterer Sukzessi-

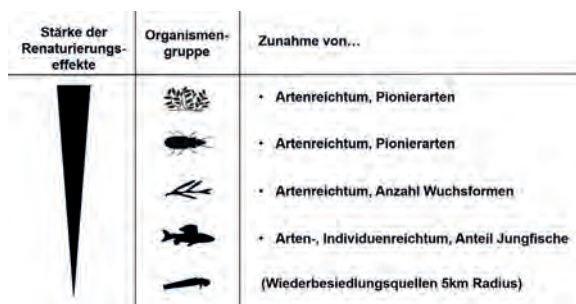


Abb. 5: Renaturierungseffekte auf Auenvegetation, Laufkäfer, Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos in 30 renaturierten Abschnitten (Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz).

onsstadien widerspiegeln. Bei der Auenvegetation nahm der Artenreichtum ab zugunsten konkurrenzstarker Arten. Das Auftreten späterer Sukzessionsstadien kann unter anderem durch das Alter der Maßnahmen, aber auch durch das Fehlen von Hochwasserereignissen im Jahr vor Durchführung der Untersuchungen begründet sein.

Trotz der insgesamt geringen Reaktionen des Makrozoobenthos konnten in beiden Zeitspannen nach Renaturierung Arten ausgemacht werden, die ausschließlich in renaturierten Abschnitten vorhanden waren. Dies deutet auf eine langsam ablaufende Wiederbesiedlung renaturierter Abschnitte hin. Das Auftreten von Zerkleinerern und Phytalarten (Besiedler von Wasserpflanzen) spiegelt den zunehmenden Laubeinfall von Ufergehölzen sowie die sich über die Zeit entwickelnden Wasserpflanzenbestände wider.

Großräumige Studie von Renaturierungseffekten

Im Rahmen der Projekte „Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen“ (gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie die Lennart-Bernadotte-Stiftung) und „Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten, als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes“ (gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz), wurden in Kooperation mit der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Gewässer- und Auenlebensgemeinschaften in ca. 30 renaturierten Gewässerabschnitten (NRW, Hessen und Rheinland-Pfalz) untersucht. Die deutlichste Zunahme des Artenreichtums zeigte sich für die Auenvegetation und die Laufkäfer, gefolgt von den Makrophyten und den Fischen (Abb. 5; Januschke et al. 2009). Die Artengemeinschaften der Laufkäfer und der Auenvegetation in den renaturierten Abschnitten zeichneten sich vor allem durch das Auftreten von Uferspezialisten (Januschke et al. 2011) aus. Bei den Makrophyten nahm die Anzahl an Wuchsformen zu (Lorenz et al. 2012), bei den Fischen stieg der Individuenreichtum und die Anzahl der Jungfische deutlich an (Lorenz et al. 2013). Für das Makrozoobenthos hatten die Maßnahmen nur dann positive Effekte, wenn Quellpopulationen im Umkreis von 5 km vorhanden waren (Sundermann et al. 2011).

Europaweite Studie von Renaturierungseffekten

Im Rahmen des EU-Projektes REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management; <http://www.reformrivers.eu/>) wurden Gewässer- und Auenlebensgemeinschaften in 20 renaturierten Gewässerabschnitten, verteilt über Europa, im Hinblick auf Effekte von Renaturierungsmaßnahmen untersucht (Muhar et al. 2016). Auch hier zeigten die Laufkäfer deutlich positive Reaktionen in Form einer Zunahme des Artenreichtums und des Auftretens von Uferspezialisten (Januschke & Verdonschot 2016). Die Auenvegetation, die Makrophyten, die Fische und das Makrozoobenthos zeigten schwächere Effekte als Folge der Maßnahmen, die abhängig von der Verbesserung der Substratvielfalt im Gewässer waren (Hering et al. 2016).

Biologisches Monitoring in Deutschland

Ein biologisches Monitoring von Gewässer- und Auenlebensgemeinschaften wird in der Regel durchgeführt: 1. für die Abschätzung des Ist-Zustands von Gewässern, 2. für die Abschätzung negativer Folgen von menschlichen Eingriffen, und 3. für die Erfolgskontrolle von Renaturierungen. Für die Bestimmung des ökologischen

Zustands anhand von Gewässerorganismen im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie existieren standardisierte Erfassungs- und Bewertungsmethoden. Bundesweit existiert ein Messstellennetz und die Daten werden zentral bei den Bundesländern gesammelt.

Für Auenlebensgemeinschaften liegt ein derartiges Verfahren zur Ableitung des Auenzustandes und zentrale Datensammlungen nicht vor. Um erstmalig einen Überblick über das biologische Auenmonitoring in Deutschland zu geben, wurde im Rahmen des Kooperationsprojektes „Entwicklung der Biodiversität von Flussauen“ der Universität Duisburg-Essen, des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) und der Katholischen Universität Eichstätt-Ingolstadt, gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz, eine Metadatenbank zu Projekten mit biologischem Auenmonitoring erstellt (Januschke et al. in Vorbereitung).

Anhand von 138 Projekten (Abb. 6) wurden die Gründe für biologisches Auenmonitoring sowie die Erfassungs- und Bewertungsmethoden von Gewässer- und Auenlebensgemeinschaften betrachtet. Zudem wurden anhand der Metadaten räumliche und zeitliche Trends der Entwicklung von Biodiversität in Folge von Renaturierungsmaßnahmen abgeleitet. Die Projekte wiesen eine hohe Datenheterogenität auf und waren teils nur schlecht oder unter hohem Zeitaufwand verfügbar. Erfassungsmethoden sowie Bewertungsparameter, anhand derer der Auenzustand und Renaturierungseffekte ermittelt wurden, unterschieden sich sehr deutlich. Insgesamt zeigte sich jedoch, dass Renaturierungsmaßnahmen die Biodiversität von Gewässer-Aue-Ökosystemen räumlich und zeitlich in starkem Maß fördert.

Zwischen den untersuchten Organismengruppen zeigen sich deutliche Unterschiede im Hinblick auf die Besiedlungsgeschwindigkeit. Im Gegensatz zu Organismengruppen im Gewässer, wie z. B. das Makrozoobenthos, reagieren Organismengruppen der Aue (Laufkäfer, Auenvegetation, Vögel) schon in den ersten Jahren nach Umsetzung der Maßnahmen. Der Faktor Zeit und die natürliche Variabilität, die in dynamischen Gewässer-Aue-Ökosystemen herrscht, sowie deren Auswirkung auf Gewässer- und Auenlebensgemeinschaften sind bislang noch wenig untersucht.

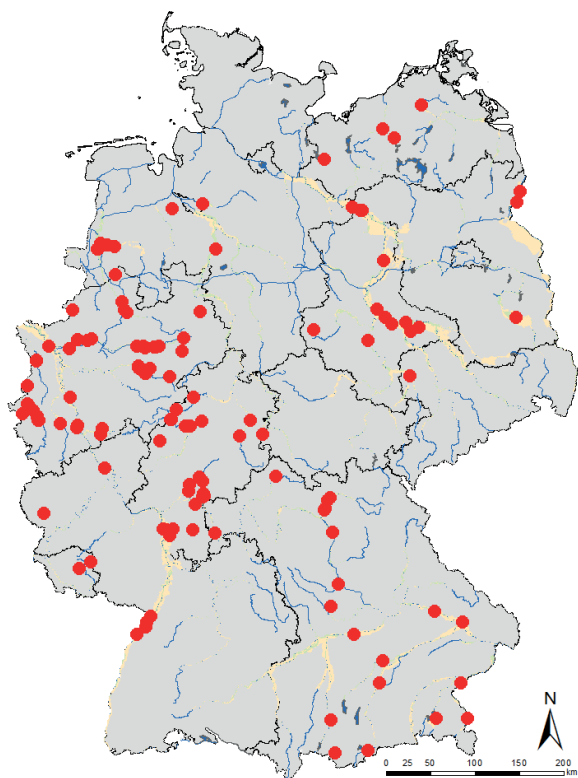


Abb. 6: Projekte mit biologischem Auenmonitoring in Deutschland (Januschke et al., in Vorbereitung).

Schlussfolgerungen

Auf allen betrachteten räumlichen Skalen reagieren Auenlebensgemeinschaften meist schneller und deutlicher auf die Habitatverbesserungen als Lebensgemeinschaften im Gewässer. Dies kann durch die unterschiedlichen Ausbreitungsmöglichkeiten der Organismengruppen begründet werden: Laufkäfer dynamischer Ufer sind flugfähig und breiten sich über viele Kilometer aus, Auenpflanzen besitzen eine Vielzahl von passiven Verbreitungsstrategien. Dagegen ist die Ausbreitung des Makrozoobenthos mehr oder weniger an den Wasserkörper gebunden und typische Arten naturnaher Gewässer sind aufgrund der ehemaligen, über Jahrzehnte bestehenden Habitatarmut und schlechten Wasserqualität oft großräumig nicht oder nur in größerer Distanz zu renaturierten Gewässerabschnitten vorhanden. Demnach müssen in Bezug auf den Erwartungshorizont von Renaturierungseffekten, je nach Organismengruppe, unterschiedliche Zeiträume angesetzt werden.

Darüber hinaus machen die wenigen, bisher durchgeführten Zeitreihen-Untersuchungen deutlich, dass das Wissen in Bezug auf die Wirkung von Zeit nach der Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen nur rudimentär vorhanden ist. Bislang kann kaum abgeschätzt werden, ob Renaturierungseffekte über die Zeit erhalten bleiben oder sich erst nach längeren Zeiträumen als bisher untersucht einstellen. Damit besteht ein großer Bedarf an Zeitreihen-Monitoring und Analysen des Faktors Zeit bzw. der Wirkung von Einflussfaktoren über die Zeit. Da Renaturierungen in der Regel das gesamte Gewässer-Aue-Ökosystem verändern, wäre eine ganzheitliche Betrachtung des Gewässer-Aue-Ökosystems wünschenswert.

Trotz einer Vielzahl an Forschungsansätzen im Hinblick auf Auenorganismen weist das biologische Auenmonitoring in Deutschland einige Defizite auf. Um eine Vergleichbarkeit von Daten zu gewährleisten, wären einheitliche und standardisierte Erfassungsmethoden wünschenswert. Zudem sollten Metadaten zum Auenmonitoring zentral gesammelt werden, damit diese für übergeordnete, bundesweite Analysen zur Ableitung des biologischen Auenzustandes und genereller Entwicklungstrends der Biodiversität zur Verfügung stehen.

Gerade im Hinblick auf die Erfolgskontrolle von Renaturierungen fehlt für Gewässer- und Auen-

organismen ein einfach anwendbares, standardisiertes Bewertungssystem. Erste Ansätze eines modularen Systems für Gewässerorganismen, das auf den Verfahren der EG-WRRL und der zugrunde liegenden Gewässertypologie aufbaut, wurde bereits entwickelt (Dahm et al. 2014) und sollte zukünftig unter Integration von Ufer- und Auenlebensgemeinschaften ausgebaut werden.

Literatur:

Dahm, V., Döbbelt-Grüne, S., Haase, P., Hartmann, Ch., Kappes, H., Koenzen, U., Kupilas, B., Leps, M., Reuvers, Ch., Rolaufts, P., Sundermann, A., Wagner, F., Zellmer, U., Zins, C. & Hering, D. (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Schriftenreihe des Umweltbundesamtes, Reihe Texte, 43/2014, S. 152-170.

Hering, D., Aroviita, J. Baattrup-Pedersen, A., Brabec, K., Buijse, T., Ecke, F., Friberg, N., Gielczewski, M., Januschke, K., Köhler, J., Kupilas, B., Lorenz, A., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M., Schmidt, T., Schmutz, S., Vermaat, J., Verdonschot, P. & Verdonschot, R. (2015): Contrasting the role of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: A field study on 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology* 52: 1518-1527. DOI: 10.1111/1365-2664.12531.

Januschke, K., Sundermann, A., Antons, C., Haase, P., Lorenz, A.W. & Hering, D. (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82: Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen, 23-39.

Januschke, K., Brunzel, S., Haase, P. & Hering, D. (2011): Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. *Biodiversity and Conservation* 20: 3147-3164.

- Januschke, K. (2014a): Morphological effects on colonization and succession of aquatic and riparian organism groups. Dissertation, Universität Duisburg-Essen. (urn:nbn:de:hbz:464-20140711-092900-9). 163 S.
- Januschke, K., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W. & Hering, D. (2014b): Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators* 38: 243-255. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.10.031.
- Januschke, K. (in Vorbereitung): Pionierbesiedlung und Sukzession in renaturierten Fließgewässerabschnitten der Ruhr. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & G. Egger (Hrsg.): *Entwicklung der Biodiversität von Flussauen, NaBiv-Schriftenreihe*.
- Januschke, K., G. Ledesma-Krist, M. Scholz, M. Gelhaus, B. Stammel & Hering, D. (in Vorbereitung): Metadaten - aktueller Bestand zum Monitoring in Auen. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & G. Egger (Hrsg.): *Entwicklung der Biodiversität von Flussauen, NaBiv Schriftenreihe*.
- Lorenz, A.W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K. & Haase, P. (2012): Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology* 49(1): 202-212. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02082.x.
- Lorenz A.W., Stoll S., Sundermann A. & Haase P. (2013): Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures? *Ecological Engineering* 61, 174–181. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.027.
- Muhar, S., Januschke, K., Kail, J. Poppe, M., Hering, D. & Buijse, A.D. (2016): Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. *Hydrobiologia* 769: 3-19. DOI: 10.1007/s10750-016-2652-7.
- Januschke, K. & Verdonschot, R. (2016): Effects of river restoration on riparian ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Europe. *Hydrobiologia* 769: 93-104. DOI: 10.1007/s10750-015-2532-6.
- Sundermann A., Stoll S. & Haase P. (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21, 1962–1971. DOI: 10.1890/10-0607.1.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Kathrin Januschke
Universität Duisburg-Essen
Abteilung Aquatische Ökologie
Universitätsstraße 5
45141 Essen
kathrin.januschke@uni-due.de
www.uni-due.de/aquatisc_oe_kologie

Aktuelle Maßnahmen am Beispiel von Lippemündung und Co.

Sylvia Junghardt

Gewässerunterhaltung und Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) werden auf den unteren rund 147 Flusskilometern durch den Lippeverband im Auftrag des Landes NRW durchgeführt. So hat der Lippeverband im Mündungsbereich der Lippe bei Wesel eine umfangreiche Gewässerrenaturierung, finanziert durch das Land NRW und mit Unterstützung vieler Beteiligten wie dem Kreis und der Stadt Wesel, dem Landesbetrieb Stra-

Flussmündungslandschaft entstanden. Die Lippe ist um rund 200 m nach Süden in den freien Auenraum hinein verlegt worden. Die neue Gewässertrasse ist flacher und wesentlich breiter, die Aue ist als Sekundäraue um rund 1 - 2 m tiefer gelegt. In der Lippe sind flache Mittenbänke sowie Inseln vorhanden, die für weitere Strukturen und Strömungsvarianzen sorgen. Je nach Wasserstand von Rhein und Lippe sind die flachen Inseln und Bänke sehr häufig



Abb.1: Lippemündung bei Wesel im Mai 2014 (Foto: Lippeverband 2014 - Luftbild Blossey).

ßen NRW, der RAG sowie der Kiesabbaufirma (gleichzeitig Grundeigentümerin) umgesetzt. Die verschiedenen Interessen in diesem Raum wurden im Rahmen eines öffentlich-rechtlichen Vertrages geregelt, so dass eine Verlegung der Bundesstraße 58 als Südumgehung Wesel auf die Trasse der damaligen Lippe – der eigentliche Planungsanlass – und gleichzeitig eine Fortsetzung des Bodenabbaus unter Einbeziehung der Massen aus dem Bau der Lippemündung möglich wurden.

Auf rund 2,5 km Länge ist eine neue naturnahe

und große Teile der Aue mit rd. 60 Tagen im Jahr immer noch häufig überflutet. Am Südrand sind ausgedehnte Seen des früheren Bodenabbaus verblieben, die ebenfalls naturnah gestaltet und über Flutrinnen mit der neuen Lippe verbunden sind. Über dem alten, dann zugeschütteten Flussverlauf im Norden ist die Bundesstraße B 58 n als Südumgehung Wesel geplant.

Nachdem die Lippe im Jahre 2014 in ihr neues Bett gelegt wurde, darf sie Aue und Gewässerbett frei gestalten. Die Entwicklung wird mit einem Monitoring verfolgt. Erste Ergebnisse

Junghardt: Aktuelle Maßnahmen am Beispiel von Lippemündung und Co.

hierzu liegen vor und bestätigen die hohe Wertigkeit des Raumes. Insbesondere die intensive hydraulische Kommunikation zwischen Haupt- und Nebenfluss ist wie geplant auch eingetreten. Im Jahre 2016 hat zum Beispiel fast die gesamte Aue bis Anfang Juli unter Wasser gestanden, im Vorjahr hat bis in den Mai hinein ein hoher Wasserstand vorgeherrschet.

Ein entsprechend vielgestaltiges Bild zeigt auch die Vegetationsentwicklung. Große Flächen sind heute noch weitgehend offen und zeigen feuchte bis trockene Annuellenfluren mit Pionierarten wie Rotem Wasserehrenpreis, Kleinem Flohkraut, Gänsefuß oder Geruchloser Kamille. An anderen Stellen breiten sich Flutrasen, Rohrglanzgrasröhrichte, Queckenfluren und Weiden- und Pappelsämlinge aus.

Inwieweit sich bei den gegebenen Verhältnissen ein Auenwald großflächig ausbreiten kann, bleibt abzuwarten. Im Moment überwiegen die Offenflächen, die von Flussregenpfeifer, Austernfischer und Co. genutzt werden. Mit ersten Erhebungen und bei einem GEO-Tag der Artenvielfalt im Juni 2016 ist insgesamt ein gutes Artenspektrum bei Fischen, Brut- und Rastvögeln sowie Fledermäusen festgestellt worden. Auch das Lippeprofil hat sich weiter entwickelt und zeigt unterschiedlichsten Auf- und Abtrag mit einer deutlich verbesserten Gewässerstrukturgüte gegenüber dem Urzustand.

Neben der erfolgreichen Renaturierung der Mündung sind auch weitere Abschnitte in Bearbeitung. Im Bereich zwischen Datteln und Olfen läuft derzeit eine weitere Baumaßnahme im Rahmen des Regionale-Projektes 2Stromland. Mit einer Gewässeraufweitung ist der erste Bauabschnitt hierzu abgeschlossen. Oberhalb sind mehrere große Flutrinnen, eine Laufverlängerung, die Anlage von Sekundärauen und Extensivflächen sowie 3 Dünen vorgesehen.

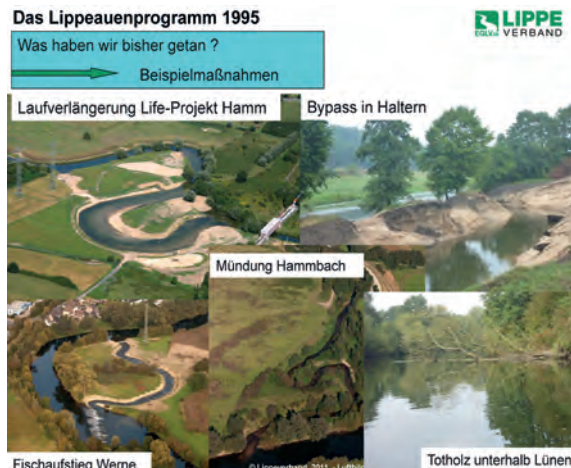


Abb. 2: Beispielmaßnahmen von Emschergenossenschaft/Lippeverband bisher.

Weiter lippeaufwärts wird zwischen Lünen-Beckinghausen und Lünen-Werne auf 11 Kilometern eine weitere Flussrenaturierung mit Sohlenanhebung, Wehrrückbau und größerer Laufverlängerung vorgesehen. Derzeit läuft die Entwurfsplanung. Darüber hinaus sind viele weitere Maßnahmen im Rahmen des Lippeprogramms bereits umgesetzt worden. Hierbei sind insbesondere die Uferentfesselungen ein großer Erfolg, die sich mittlerweile insgesamt über rund 50 Uferkilometer erstrecken. Fischwege an den Wehren, naturnahe Nebengewässereinmündungen und zum Beispiel Auenentwicklungen auf Erwerbsflächen sind ebenfalls Teil des Umsetzungsprogrammes.

Anschrift der Verfasserin:

Sylvia Junghardt
Emschergenossenschaft/Lippeverband
Kronprinzenstr. 24
45128 Essen

info@eglv.de
www.eglv.de

GIS-gestützte Bestimmung des Lebensraumgewinns durch Rückbau von Querbauwerken in NRW

Dr. Thomas Euler, Dr. Andreas Müller

1 Einführung

Die Herstellung der Durchgängigkeit für Fließgewässerorganismen und Sedimente ist ein wichtiges Teilziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. Aufgrund des hohen Ausbaugrades der Fließgewässer in NRW gibt es zehntausende Bauwerke, die die Durchgängigkeit beeinträchtigen. Bei der Planung von Rück- oder Umbaumaßnahmen dieser Bauwerke ist daher eine Priorisierung durch die zuständigen Behörden sinnvoll. Bislang existiert in NRW kein einheitliches Verfahren für diese Aufgabe. Eine derartige Vorgehensweise könnte nicht nur wichtige Grundlagen zur Entscheidungsfindung liefern, sondern auch die ökologische Bedeutung des Rückbaus eines Bauwerks in einem Fließgewässer bemessen.

Als Grundlage für die Priorisierung des Rückbaus von Querbauwerken in NRW wurde daher vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) ein GIS-gestütztes Verfahren entwickelt. Es wurde zunächst in zwei Piloteinzugsgebieten angewendet und anschließend mit einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe weiterentwickelt sowie landesweit umgesetzt. Mit der praktischen Durchführung wurde eine Arbeitsgemeinschaft der Büros chromgruen, umweltbüro essen und DIE GEWÄSSER-EXPERTEN! durch das LANUV NRW beauftragt.

Das Verfahren berücksichtigt für die Priorisierung zwei Komponenten:



Abb. 1: Beispiel für ein Durchgängigkeitshindernis (Absturz im Kreuzau-Niederrau-Dürener Mühlenteich bei Düren; Foto: LANUV NRW)

In der ersten Komponente werden die Längen der durch Rückbau von Durchgängigkeitshindernissen (DH) zu erzielenden, zusammenhängenden Fließstrecken ermittelt. Unter Durchgängigkeitshindernissen werden solche Bauwerke verstanden, die die Passierbarkeit von Organismen und Sediment einschränken. Dabei wird hypothetisch davon ausgegangen, dass diese Strecken nach dem Rückbau der Bauwerke uneingeschränkt durchgängig sind. Der ‚Lebensraumgewinn‘ ergibt sich dann aus der Summe der oberhalb und unterhalb eines Durchgängigkeitshindernisses gelegenen, vollständig durchgängigen Gewässerstrecken.

Die zweite Komponente des Verfahrens ist die Zuordnung ökologisch bedeutsamer Attribute zu den betrachteten Bauwerken und deren Bewertung nach einem standardisierten, transparenten Schema.

Durch Verknüpfung dieser beiden Komponenten lässt sich anhand dieser Attribute und den ermittelten Streckenlängen ein bauwerksbezogener Index errechnen, welcher die Priorisierung ermöglicht.

2 Stand der Technik: Literaturrecherche

Zur Vorbereitung der Verfahrensentwicklung erfolgte zunächst eine Bestandsaufnahme bestehender Priorisierungsverfahren für Querbauwerke im deutschsprachigen Raum (Tabelle 1). Die Ergebnisse der Recherche wurden in ein Literaturverwaltungsprogramm eingepflegt. In die Datenbank konnten 47 Titel aus den in Tabelle 1 aufgeführten Staaten, Bundesländern und Institutionen aufgenommen und fachlich kategorisiert werden.

Die Verfahren wurden hinsichtlich der jeweils herangezogenen Kriterien analysiert und nach Relevanz für das aktuelle Verfahren geprüft. Potenziell relevante Kriterien sind mit der in NRW vorliegenden Datengrundlage abgeglichen worden, um ihre Anwendbarkeit abschätzen zu können.

Die Zielsetzungen der Konzepte zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit unterscheiden sich generell dadurch, dass einige ausschließlich die Ausweisung von Vorranggewässern zum Ziel haben, während andere eine Priorisierung der Querbauwerke vornehmen. Ein Teil der Konzepte führt auch beide Schritte durch (Tabelle 1).

In der Regel wird nur die biologische Qualitätskomponente „Fischfauna“ betrachtet, meist differenziert in diadrome (Meer- und Süßwasser) und potamodrome (Süßwasser) Wanderfische. In einigen Fällen werden gebietsspezifische Zielarten benannt. Die aufwärtsgerichtete Durchgängigkeit steht in der Regel stärker im Fokus der Betrachtung.

Die Ausrichtung der recherchierten Priorisierungsstrategien orientiert sich primär an den fachlichen Anforderungen an die Durchgängigkeit und berücksichtigt dabei fischökologische, räumliche und zeitliche Aspekte. Die Mehrzahl der Konzepte zielt darauf ab, die Durchgängigkeit für diadrome und potamodrome Wanderfische wieder herzustellen. Dafür werden in der Regel zunächst Vorranggewässer ausgewiesen, z. T. unterteilt in regionale und überregionale Vorranggewässer.

Häufig verwendete Kriterien für die Ausweisung der Vorranggewässer sind:

- ökologische Funktionen (Verbindungsfunktion für Wanderrouen, Laichgewässer, Erschließung von Laichgebieten)
- allgemeine Habitatbedingungen (fließgewässertypische hydromorphologische Strukturen, gute Wasserqualität)
- historische und aktuelle Verbreitung der Zielarten
- Lage in Schutzgebieten
- Zahl und Lage bzw. Dichte von Querbauwerken

Das hier vorgestellte Verfahren geht hypothetisch von einem vollständigen Rückbau des Querbauwerks aus. Demzufolge ist die spezifische Auswahl von Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit oder die Ableitung von Handlungsempfehlungen nicht Gegenstand des Verfahrens. Weiterhin werden in NRW alle Gewässer mit Einzugsgebieten (EZG) > 10 km² betrachtet und es findet keine Fokussierung auf Vorranggewässer statt. Die in den verschiedenen Konzept-

ten verwendeten Kriterien zur Priorisierung von Querbauwerken wurden dennoch mit denen des Pilot-Verfahrens abgeglichen und so mögliche zusätzliche Kriterien ermittelt. Auf Grundlage dieser Arbeiten wurde das Kriterium „Intaktheit von Gewässerstrecken“ anhand des ‚Habitatindex‘ (siehe Kap. 3.3) für das aktuelle Priorisierungsverfahren zusätzlich aufgenommen.

3 Methode

Durchgängigkeitshindernisse werden im hier vorgestellten Verfahren definiert als:

Technische Bauwerke im Gewässer, die die aufwärts und/oder abwärts gerichtete Durchgängigkeit für Lebewesen und/oder die abwärts gerichtete Durchgängigkeit für Geschiebe beeinträchtigen oder ganz unterbinden.

Folgende fließgewässerbezogene Bauwerke werden als Durchgängigkeitshindernisse eingestuft:

- Verrohrungen oder Durchlässe
 - mit mehr als 5 m Länge, mit fehlenden Sedimenten in der Verrohrung bzw. im Durchlass
 - mit mehr als 20 m Länge
 - > 10 cm Niveaudifferenz (Wasserspiegeldifferenz)
- Abstürze mit Absturzhöhen von mehr als 10 cm
- bewegliche Wehre, mit einer Absturz- oder Verschlusshöhe von mehr als 10 cm
- Streichwehre mit Bauhöhen von mehr als 10 cm
- Wasserkraftanlagen (WKA) mit Fallhöhen von mehr als 10 cm, sofern diese im Hauptschluss des stationierten Fließgewässers liegen und kein zugehöriges Querbauwerk erfasst wurde
- Rampen mit einer Neigung von < 1:10
- Gleiten und Sohlwellen, wenn diese einen Rückstau von > 100 m verursachen
- Düker, die aufgrund ihrer Bauform die Durchgängigkeit verhindern
- Talsperren, Schöpfwerke und Pumpwerke

Talsperren, Schöpfwerke und Pumpwerke stellen zwar Durchgängigkeitshindernisse dar, werden aber im Rahmen dieser Untersuchung als unveränderbar angesehen.

Tab. 1: Übersicht über die Zielsetzungen der Konzepte („Ziel A“: Ausweisung von Vorranggewässern, „Ziel B“: Priorisierung von Querbauwerken)

Bundesland, Land, Institution	Konzept	Ziel A	Ziel B
Baden-Württemberg	Leitlinien zur Maßnahmenplanung an Fließgewässern. – Teil Hydromorphologie - (2006)	X	
Bayern	Priorisierungskonzept Fischbiologische Durchgängigkeit in Bayern (2011)	X	X
Brandenburg	Landeskonzept zur ökologischen Durchgängigkeit der Fließgewässer Brandenburgs. – Ausweisung von Vorranggewässern - (2010)	X	
	Landeskonzept zur ökologischen Durchgängigkeit der Fließgewässer Brandenburgs (Teil II). – Bewertung und Priorisierung der Querbauwerke in Brandenburger Bundeswasserstraßen - (2012)		X
Mecklenburg-Vorpommern	Fortschreibung des Prioritätenkonzeptes zur Planung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (2013)	X	X
Niedersachsen	Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer. Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Empfehlungen zu Auswahl, Prioritätensetzung und Umsetzung von Maßnahmen zur Entwicklung niedersächsischer Fließgewässer (2008)	X	
Nordrhein-Westfalen	Leitlinie Hydromorphologie, Vers. 2.0. Konzept zur Priorisierung von Gewässern und Maßnahmen zur ökologischen Entwicklung des Gewässerzustands (2008)	X	
WKA Werre (NRW)	Nutzung regenerativer Energieressourcen unter Berücksichtigung eines nachhaltigen Gewässer- und Fischschutzes im Einzugsgebiet der Werre (2015)		X
Rheinland-Pfalz	Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz. Bewertung der rheinland-pfälzischen Wanderfischgewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung – Phase 2 (2008)		X
	Entwicklungskonzept zur ökologischen Durchgängigkeit der Gewässer in Rheinland-Pfalz (2012)	X	
Saarland	Durchgängigkeitskataster Saarland (Erfassung der sedimentologischen und faunistischen Durchgängigkeit) (2011)		X
Sachsen	Programm zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit sächsischer Fließgewässer. – Gewässerdurchgängigkeitsprogramm Sachsen – (2002)	X	
Sachsen-Anhalt	Konzeption zur Umsetzung der ökologischen Durchgängigkeit in den Fließgewässern in Sachsen-Anhalt. Ermittlung von Vorranggewässern (2008)	X	X
Schleswig-Holstein	Ermittlung der Kosteneffizienz und Prioritätensetzung für Maßnahmen in Schleswig-Holstein. Erläuterungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein (2014)	X	
Thüringen	Fachliche Anforderungen zur Herstellung der Durchgängigkeit in Thüringer Fließgewässern (2009)	X	
BfG	Herstellung der Durchgängigkeit an Staustufen von Bundeswasserstraßen (2010)		X
LAWA	Strategiepapier Fischdurchgängigkeit (2008)		
FGG Elbe	Ermittlung überregionaler Vorranggewässer im Hinblick auf die Herstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler im Bereich der FGG Elbe sowie Erarbeitung einer Entscheidungshilfe für die Priorisierung von Maßnahmen (2009)	X	X
FGG Weser	Gesamtstrategie Wanderfische in der Flussgebietseinheit Weser (2009)		X
Österreich	Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich (2007)		X
Schweiz	Gewässerentwicklungskonzept Bern - GEKOB.2014 Strategische Planungen nach GSchG/GSchV. Planung Wiederherstellung Fischwanderung (2014).		X

Alle im Projekt verwendeten Datensätze wurden in eine PostgreSQL-Geodatenbank übernommen und dort zentral weiterverarbeitet. Die Priorisierungsschritte wurden als Datenbank-Views (also gespeicherte Abfragen) in der Geodatenbank implementiert. Dies ermöglicht zum einen eine sehr leichte Anpassbarkeit der Kriterien zum anderen auch eine sehr schnelle Aktualisierung der Ergebnisse nach Einpflegen neuer bzw. geänderter Daten.

Die räumliche Bezugsebene bei der Verfahrensanwendung und damit der Priorisierung sind die 26 hydrologischen Teileinzugsgebiete in NRW. Datengrundlage für die Durchgängigkeitshindernisse ist der parallel zur landesweiten Gewässerstrukturkartierung 2011-2013 erhobene Querbauwerksdatensatz. Es wurden insgesamt 12894 Durchgängigkeitshindernisse im Verfahren verwendet (Tabelle 2).

Tab. 2: Verteilung der Durchgängigkeitshindernisse auf die Bauwerkstypen

Bauwerkstyp	Anzahl
Absturz	6073
bewegliches Wehr	1410
Durchlass	3484
Rampe	500
Sohlgleite	84
Sohlschwelle	6
Streichwehr	107
Verrohrung	1091
Wasserkraftanlage	139
Summe	12894

3.1 Manuelle Datenprüfung

Bevor die Bauwerke und deren Lageinformationen GIS-technisch weiterverarbeitet werden konnten, wurden umfassende manuelle Datenprüfungen durchgeführt, um Fehlerquellen bereits im Vorfeld zu minimieren. Für die manuelle Datenprüfung wurden getrennt nach den o. g. hydrologischen Teileinzugsgebieten und Bauwerkstypen PDF-Dateien mit Prüfformularen der zu untersuchenden Bauwerke erstellt. Darin sind jeweils ein Kartenausschnitt sowie das jeweilige Bauwerkfoto zusammen mit den relevanten Kartierdaten auf einer Seite dargestellt.

Die Prüfergebnisse und die daraus resultierenden Änderungen wurden in Excel-Dateien doku-

mentiert, deren Inhalte nach erfolgter Prüfung in die Datenbank importiert wurden. Die Prüfungen umfassten:

- Bauwerke mit fehlenden Lageinformationen
- Bauwerke mit ungültigen Lageinformationen
- Bauwerke mit einem Abstand von mehr als 20 m von der Gewässerlinie
- Plausibilisierung der metrischen Angaben wie z .B. Bauwerks-, Absturzhöhe, Länge der Verrohrung oder des Durchlasses sowie Sedimentführung
- ggf. eine Einstufung, dass ein Bauwerk nicht als Durchgängigkeitshindernis relevant ist

Da sich jedoch selbst durch diese umfassenden manuellen Prüfungen nicht alle Fehler beseitigen lassen, wurde zusätzlich anhand statistischer Sensitivitätsprüfungen die Empfindlichkeit des Gesamtergebnisses gegenüber Datenfehlern abgeschätzt. Somit ließen sich besondere „Schwachstellen“ durch gezielte Prüfungen weiter minimieren. Als Ergebnis konnte anschließend allen echten Durchgängigkeitshindernissen eine eindeutige Position auf dem Gewässernetz mittels räumlicher Abfragen zugewiesen werden.

3.2 Streckenberechnung

Zur Berechnung der Lebensraumgewinne nach Rückbau von Durchgängigkeitshindernissen sind verschiedene Strecken entlang der Gewässer zu bestimmen, z. B.:

- zwischen Bauwerken desselben Gewässers
- zwischen Bauwerken innerhalb eines Teileinzugsgebietes
- von einem Bauwerk zur Mündung des Gewässers, in dem es sich befindet
- von einem Bauwerk zur Quelle des Gewässers, in dem es sich befindet
- von einem Bauwerk zur Quelle eines erreichbaren Zulaufs

Um derartige Berechnungen möglichst effizient durchführen zu können, wurde das auf der Geodatenbank implementierte Verfahren des „routings“ verwendet. Darunter wird die Streckenfindung in einem aus Knoten und Kanten gebildeten Netz verstanden, welches bestimmte Anforderungen erfüllen muss. Daher wurde zunächst das bereitgestellte Gewässernetz (NRW Gewässerstationierungskarte, Auflage 3C) analysiert und,

falls erforderlich, korrigiert. Anschließend wurden die Gewässerachsen anhand der Positionen der Durchgängigkeitshindernisse in „Kanten“ zerlegt. Durchgängigkeitshindernisse sowie Quellen und Mündungen der Gewässer bilden entsprechend die „Knoten“ in dem so erhaltenen topologischen Modell.

Die auf der Geodatenbank implementierte Software („pgRouting“) ermöglichte es, von jedem Bauwerk aus die erreichbaren Fließstrecken zu bestimmen und als Geometrien auszugeben. Das Routingnetz wurde auf die berichtspflichtigen Gewässer (NRW-Oberflächenwasserkörper, Auflage 3D) beschränkt, da nur für diese vollständige Informationen zu Querbauwerken vorliegen. Bei der Ermittlung potenziell anzubinder Gewässer wurde hingegen das gesamte Netz der stationierten Gewässer herangezogen.

Abschließend wurden die ober- und unterhalb eines Durchgängigkeitshindernisses uneingeschränkt durchgängigen Strecken den jeweiligen Bauwerken als Längenwerte zugeordnet. Die folgende Grafik (Abbildung 2) zeigt schematisch die Vorgehensweise:

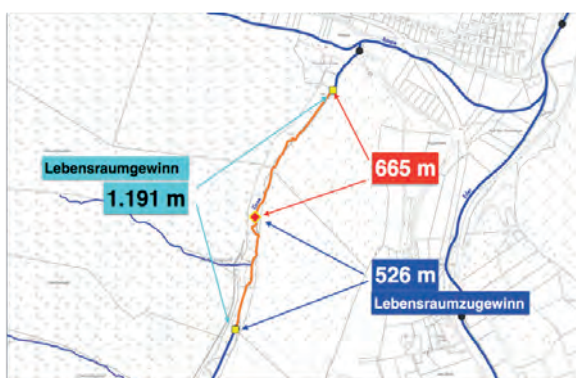


Abb. 2: Gewinnbarer Lebensraum durch Rückbau eines Durchgängigkeitshindernisses

3.3 Attributzuweisung

Neben der Streckenberechnung wurden jedem Durchgängigkeitshindernis Priorisierungskriterien aufgrund von Bauwerkeigenschaften oder der erreichbaren Fließstrecken zugeordnet. Diese sind in Tabelle 3 aufgelistet. Jedes dieser Kriterien wurde mit ganzzahligen Punkten bewertet, die später in die Priorisierung als Gewichtung eingingen. Je höher der ganzzahlige Wert, desto höher ist dabei die Priorität für den Rückbau.

Diese Kriterien wurden ausschließlich anhand landesweit vorliegender Datenbestände ermittelt,

die initial in die Geodatenbank überführt wurden.

Höhenangaben

Bei Bauwerken vom Typ „Absturz“ wurde hier das Attribut „Absturzhöhe“ ausgewertet.

Bei Bauwerken vom Typ „Streichwehr“ wurde das Attribut „Bauwerkshöhe“ ausgewertet. Allerdings fehlten hier häufig die Angaben und eine sichere Abschätzung anhand der Fotos war nur sehr selten möglich. Da es sich bei den meisten Streichwehren um recht hohe Bauwerke handelt, wurden sie, soweit keine andere Angabe im Feld „Bauwerkshöhe“ vorlag, der Kategorie „> 100 cm“ zugeordnet.

Bei Bauwerken vom Typ „Bewegliches Wehr“ wurde der größere der beiden Werte in den Attributen „Absturzhöhe“ und „Verschlusshöhe“ verwendet.

Bei Bauwerken vom Typ „Wasserkraftanlage“ und „Pumpwerk“ wurde die Absturzhöhe pauschal mit „> 100 cm“ angenommen. Bei Wasserkraftanlagen war die Fallhöhe im Rahmen der Kartierung oft nicht erkennbar, bei Pumpwerken wurde keine Höhenangabe erhoben.

Länge der Verrohrung / des Durchlasses

Bei Bauwerken vom Typ „Verrohrung“ und „Durchlass“ wurde das Attribut „Bauwerkslänge“ ausgewertet. Da bei Dückern die Länge nicht erhoben wird, wurde diese pauschal auf „> 20 m“ gesetzt, soweit sie aufgrund ihrer Bauweise als Durchgängigkeitshindernis eingestuft wurden.

Neigung Rampe / Gleiten

Rampen mit sehr steilem Gefälle ($\geq 1 : 10$) oder Gleiten, die Rückstaulängen von > 100 m verursachen, stellen ebenfalls Barrieren in Fließgewässern dar. Zu ihrer Charakterisierung wurde das Attribut „Neigung“ verwendet. Sohlschwellen mit Rückstaulängen von > 100 m wurden wie Gleiten behandelt (0 Punkte).

Lage in Schutzgebiet

Die Bauwerkskoordinaten wurden mit den Schutzgebieten (Polygone) verschnitten. Um Digitalisierungsfehler zu kompensieren, wurde um die Koordinate ein Puffer von 100 m Radius gelegt.

Zustandsbewertung MZB und Fische

Anhand der Verknüpfung mit den Oberflächenwasserkörpern wurden den Bauwerken die Zustandsbewertungen der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos (MZB) und

Euler und Müller: GIS-gestützte Bestimmung des Lebensraumgewinns...

Tab. 3: Priorisierungskriterien mit Gewichtungen (ganzzahlige Punktevergabe)

Kriterium	Ausprägungen	Punkte
Absturzhöhe/Verschlusshöhe/Bauwerkshöhe (je nach Bauwerkstyp)	< 30 cm	0
	≥ 30 cm	3
Länge der Verrohrung / des Durchlasses	< 20 m ohne Sediment	1
	≥ 20 - 50 m ohne Sediment	2
	≥ 20 - 50 m mit Sediment	1
	> 50 m	3
Neigung der Rampe oder Gleite	< 1 : 10	0
	≥ 1 : 10	3
Lage in wasserabhängigen Natura 2000 Gebieten (FFH/VSG) oder Naturschutzgebieten	ja	1
	nein	0
Zustandsbewertung Makrozoobenthos (MZB)	sehr gut	0
	gut	0
	mäßig	3
	unbefriedigend	2
	schlecht	1
	keine Bewertung	0
Zustandsbewertung Fische	sehr gut	0
	gut	0
	mäßig	3
	unbefriedigend	2
	schlecht	1
	keine Bewertung	0
Zielartengewässer Lachs und/oder Aal und/oder Schutzkulisse Äsche	Ja	3
	nein	0
Zielartengewässer potamodrome Arten	Ja	3
	nein	0
Länge der Rückstau Strecke	> 50 – 100 m	2
	> 100 – 250 m	3
	> 250 m	4
Mittlerer Habitatindex der erschließbaren Fließstrecken	sehr gut	3
	gut	3
	mäßig	2
	unbefriedigend	1
	schlecht	0
	keine Bewertung	2
DH ist artenschutzrelevant (Astacus astacus) (Ausschlusskriterium)	Ja	-45
	Nein	0
Absturz im Kerbtal	Ja	-25
	Nein	0
Anzahl der potenziell angebundenen stationierten Gewässer	Gering	0
	Mäßig	2
	Hoch	5

Fischfauna des aktuellen Bewirtschaftungszyklus zugeordnet und gemäß Tabelle 2 gewichtet. Die Ausprägung „mäßig“ erhält den höchsten Wert, da hier das größte Entwicklungspotenzial besteht, das durch Herstellung der Durchgängigkeit erreicht werden könnte.

Zielartengewässer Lachs / Aal, potamodrome Arten, Schutzkulisse Äsche

Die Bauwerke wurden anhand der Gewässerkennzahl und der Stationierungswerte mit den Zielartengewässern und/oder den Gewässern der Schutzkulisse Äsche verknüpft. Liegt ein Bauwerk innerhalb eines dieser Gewässer, steigt die Gewichtung.

Habitatindex

Der Habitatindex wurde im Rahmen des noch nicht abgeschlossenen Projekts „Auswertung der Ergebnisse aus dem biologischen WRRL-Monitoring der Fließgewässer in NRW“ des LANUV NRW entwickelt. Er wird gebildet aus Einzelparametern der Gewässerstruktur, die unmittelbar und direkt die Habitatsituation im Gewässerabschnitt abbilden. Dies sind die Einzelparameter:

- „Sohlsubstrat“, „Substratdiversität“, „Besondere Sohlstrukturen“ und „Besondere Sohlbelastungen“, die die Sohlbeschaffenheit beschreiben,
- „Rückstau“, „Querbänke“, „Strömungsdiversität“ und „Tiefenvarianz“, die die Strömungsverhältnisse charakterisieren sowie
- „Uferbewuchs“, „Besondere Uferstrukturen“ und „Beschattung“, von denen auf den Uferbewuchs geschlossen werden kann.

Der Habitatindex wird aus den Indexwerten dieser Einzelparameter berechnet. Er korreliert deutlich stärker mit den Bewertungsergebnissen der biologischen Qualitätskomponenten als z. B. die Gesamtbewertung der Gewässerstruktur. Im vorliegenden Verfahren wurde der Habitatindex zunächst für die Kartierabschnitte der Gewässerstrukturkartierung 2011 – 2013 berechnet. Die Kartierabschnitte wurden dann den ermittelten Strecken zwischen den Durchgängigkeitshindernissen zugeordnet, so dass der Median des Habitatindex für diese Strecken berechnet und den jeweiligen Bauwerken zugeordnet werden konnte.

Artenschutzrelevanz

Bauwerke unterhalb eines Edelkrebsvorkommens (*Astacus astacus*) wurden im Priorisierungsverfahren nicht berücksichtigt, um die Edelkrebs-

Populationen in NRW vor dem Konkurrenzdruck invasiver Krebsarten und der damit einhergehenden Übertragung der Krebspest zu schützen.

Absturz im Kerbtal

Der Querbauwerkstyp „Absturz“ wurde nicht berücksichtigt, wenn dieser in einem Kerbtal liegt, da Abstürze in Kerbtalgewässern natürlicherweise vorkommen können. Da jedes Bauwerk einem Kartierabschnitt der Gewässerstrukturkartierung zugeordnet ist, können die erforderlichen Informationen entsprechend ausgewertet werden. Hat das Kartierattribut „Talform“ den Wert „Kerbtal“ oder ist der NRW-Typ des Abschnittes „Kerbtalbach des Grundgebirges“ wird das Attribut „Absturz im Kerbtal“ auf „Ja“ gesetzt, ansonsten auf „Nein“.

Angebundene Gewässer

Das Kriterium „Anzahl der potenziell angebundenen stationierten Gewässer“ berücksichtigt den eventuell möglichen Lebensraumgewinn, der sich dadurch ergibt, dass nach Entfernung eines Durchgängigkeitshindernisses der Zugang zu weiteren – nicht berichtspflichtigen und damit nicht in die Streckenberechnung einfließenden – Nebengewässern (oberhalb oder unterhalb des DH) möglich wird.

Folgende Vorgehensweise wurde angewandt:

1. Ermittlung der potenziell angebundenen, nicht berichtspflichtigen stationierten Gewässer
2. Ermittlung der Länge dieser Gewässer
3. Klassifizierung der Gewässer nach ihrer Länge (≥ 10 km, < 10 km, < 5 km, < 1 km)
4. Ermittlung der Anzahl von Gewässern je Klasse
5. Gewichtung der Anzahlen:
 < 1 km: Faktor 1, < 5 km: Faktor 2, < 10 km: Faktor 3, ≥ 10 km: Faktor 5
6. Berechnung des Ergebnisses:

$$F = n_{<1\text{ km}} + 2 \times n_{<5\text{ km}} + 3 \times n_{<10\text{ km}} + 5 \times n_{\geq 10\text{ km}}$$
7. Klassifizierung des Ergebnisses

F	Klasse	Punkte
< 5	gering	0
5 – 15	mäßig	2
> 15	hoch	5

Rückstaulängen und Sedimentdurchgängigkeit
 Da zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung noch kein anerkanntes Verfahren zur Bewertung der Sedimentdurchgängigkeit existierte, das auf Grundlage der in NRW vorliegenden Daten zuverlässig angewendet werden konnte, wurde ersatzweise das Attribut „Rückstaulänge“ zur Bewertung der Geschiebedurchgängigkeit herangezogen. Eine alternative Berechnungsmethode auf Basis von Gewässerstrukturdaten wurde getestet, hat sich aber als nicht geeignet erwiesen. Da die Rückstaulänge auch die Passierbarkeit für Organismen erheblich einschränkt, werden die Ausprägungen dieses Kriteriums entsprechend stark gewichtet.

3.4 Indexberechnung

Nach Ermittlung der relevanten Streckenlängen und der Attributbewertungen für jedes Bauwerk erfolgt die eigentliche Priorisierung anhand eines Index. Je größer sein Wert ausfällt, desto höher sind die Priorität und die ökologische Bedeutsamkeit eines Bauwerks. Der Durchgängigkeitshindernis-Index (DH-Index) berechnet sich wie folgt:

DH-Index = Faktor A (Lebensraumzugewinn) × Faktor B (Attributbewertungen)

Faktor A errechnet sich aus der Länge des Lebensraumzugewinns (in m) geteilt durch 100.

Faktor B ergibt sich aus der Summe der Bewertungen der in der Tabelle 2 aufgeführten Kriterien mit einer ganzzahligen Punkteskala.

Die Berechnung wird an einem fiktiven Beispiel veranschaulicht:

Bauwerkstyp: Absturz

Streckenlängen:
 Strecke unterhalb = 10.000 m
 Strecke oberhalb (Lebensraumzugewinn) = 8.000 m
 Strecke gesamt (Lebensraumzugewinn) = 18.000 m
 Rückstaulänge = 500 m

Attributbewertungen (>0):
 Absturzhöhe = 3; Zustandsbewertung Fische = 3;
 Zielarten Lachs/Aal = 3; Zielart potamodrom = 3;
 Rückstau = 4; Habitatindex = 2; angebundene Gewässer = 5

DH-Index:
Faktor A = 80 [8.000/100]
Faktor B = 23 [Summe Bewertungen]
80 × 23 = 1.840 [Indexwert]

4 Ergebnisse und Ausblick

Die folgenden Grafiken stellen die Häufigkeitsverteilung des mittleren Abstandes der Durchgängigkeitshindernisse in Bezug auf die Oberflächenwasserkörper (Abbildung 3) sowie die statistische Verteilung der Lebensraumzugewinne und berechneten Indexwerte relativ zum Bauwerkstyp (Abbildung 4 und 5) dar.

Die Ergebnisse der Priorisierung werden zwar zunächst pro Teileinzugsgebiet berechnet, sie sind jedoch räumlich frei skalierbar. Das bedeutet, je nach räumlicher Einheit kann eine ganzzahlige Nummerierung oder Klassifizierung anhand der Indexwerte vorgenommen werden. Die Berechnung der Indexwerte bezieht sich immer auf die Teileinzugsgebiete, es können aber z. B. auch Prioritäten bezogen auf Oberflächenwasserkörper (vgl. Abbildung 3), Planungseinheiten oder Gebietskörperschaften ermittelt werden.

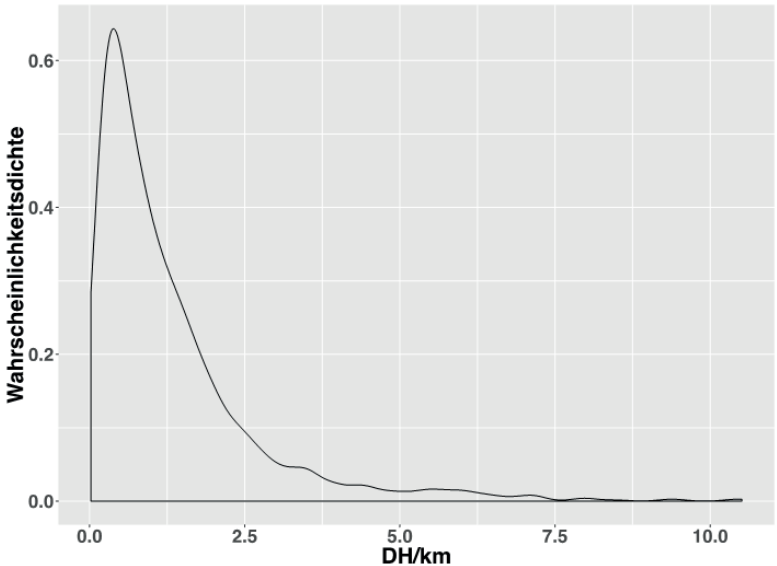


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung des mittleren Abstands der DH bezogen auf Oberflächenwasserkörper (DH = Durchgängigkeitshindernis).

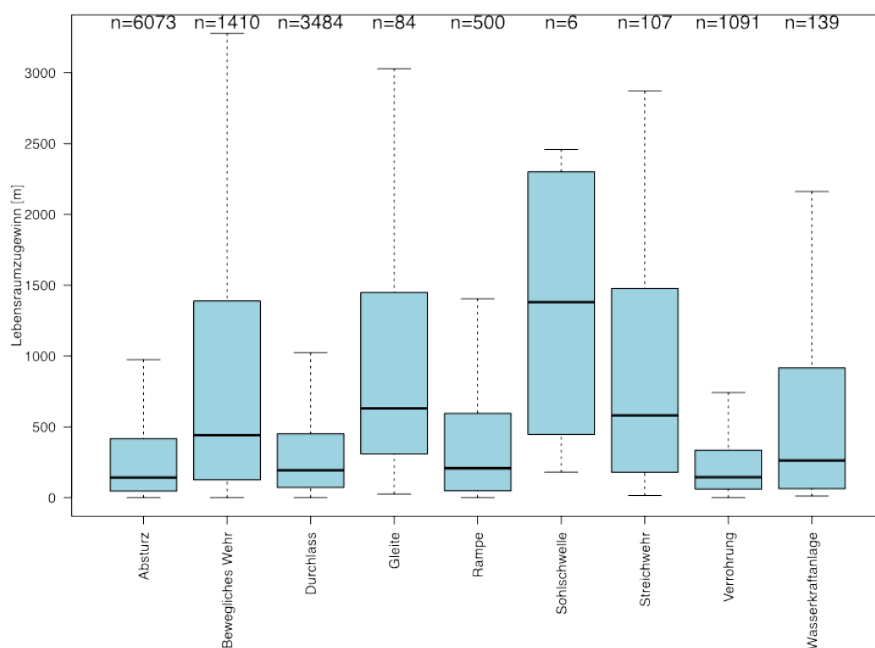


Abb. 4: Verteilung des Lebensraumzugewinns für die verschiedenen Bauwerkstypen

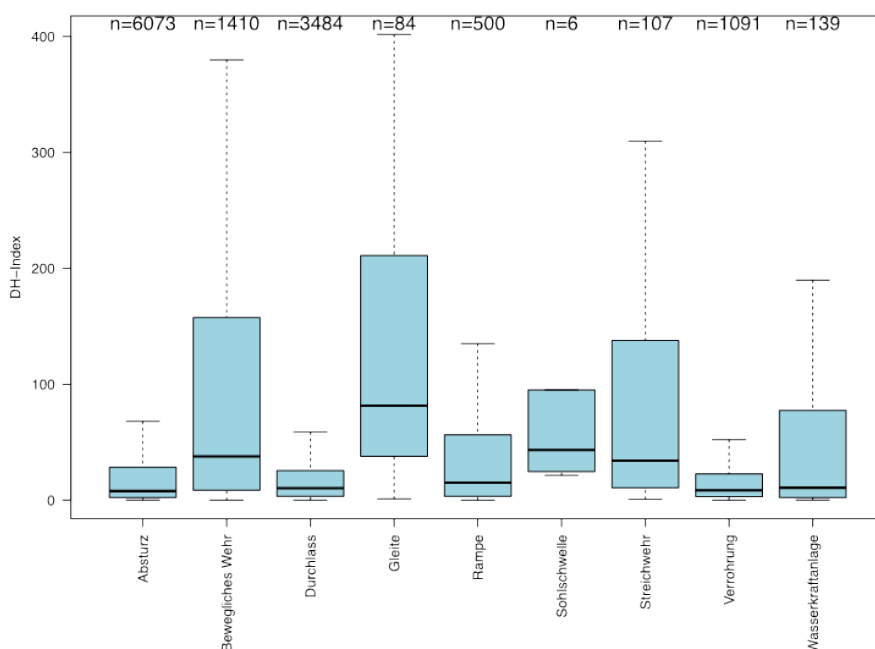


Abb. 5: Verteilung des berechneten Index für die verschiedenen Bauwerkstypen

Die Projektergebnisse werden den zuständigen Behörden als GIS-Dateien, Tabellen, Übersichtskarten und in Form von übersichtlichen Steckbriefen zu jedem Durchgängigkeitshindernis (mit Stammdaten, Foto, Kartenausschnitt sowie Ausprägung und Bewertung der Priorisierungskriterien) zugänglich gemacht. Es ergeben sich u. a. folgende Anwendungsmöglichkeiten:

- Unterstützung bei der Entscheidungsfindung zur Priorisierung von Maßnahmenplanungen zur Herstellung der (longitudinalen) Durchgängigkeit in Fließgewässern;
- Überprüfung von Durchgängigkeitshindernissen mit hohen Indexwert und vorhandener Fischaufstiegsanlage hinsichtlich des technischen Standes und der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegsanlage (falls ein Rückbau ausgeschlossen wird);
- Schaffung einer Datengrundlage zur Bewertung der (longitudinalen) Durchgängigkeit von Oberflächenwasserkörpern und Gewässersystemen in NRW.

Euler und Müller: GIS-gestützte Bestimmung des Lebensraumgewinns...

Die Projektergebnisse berücksichtigen keine Restriktionen und sind nicht geeignet Detailplanungen von Maßnahmen vor Ort zu ersetzen. Weiterhin haben die Ergebnisse der Datenprüfung dazu beitragen, die Qualität des Datenbestandes zu Querbauwerken in NRW weiter zu verbessern.

Es ist vorgesehen, die verwendeten Algorithmen zukünftig in der zugehörigen Landesdatenbank dauerhaft und automatisiert zu implementieren.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Thomas Euler
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV)
Leibnizstr. 10
45659 Recklinghausen

thomas.euler@lanuv.nrw.de
www.lanuv.nrw.de

Dr. Andreas Müller
chromgruen Planungs- und Beratungs-GmbH & Co KG
Gröndelle 3
42555 Velbert

info@chromgruen.de
www.chromgruen.de

Der Verbund zwischen Gewässer und Aue

Dr. Thomas Ehlert

Einleitung

Bundesumweltministerin Barbara Hendricks hat unlängst in einem Interview verkündet, dass man „Fluss, Ufer und Aue wieder zusammenbringen“ müsse (DEMO 2016). Diese politische Botschaft fasst die fortdauernden Bestrebungen von Wasserwirtschaft und Naturschutz zusammen, umfassende Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern und deren Auen umzusetzen. Aus fachlicher Sicht stellen sich dabei die folgenden drei Fragen:

- Was versteht man unter einem Verbund von Gewässer und Aue?
- Warum ist ein solcher Verbund von Gewässer und Aue fachlich notwendig?
- Wo stehen wir bei der Umsetzung entsprechender Maßnahmen?

Kennzeichen naturnaher Fließgewässer

Fließgewässer, die mit ihrer Aue eine Einheit bilden, zeichnen sich durch ein Mosaik unter-

schiedlicher Biotope aus. Verschiedene Lebensräume wie Auengewässer, Pionierstandorte, Hochstaudenfluren, Nassgrünland, Ufergehölze und Auwald sind eng miteinander und mit dem Fließgewässer verzahnt (Abb. 1). Auch extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen haben die Landschaft über Jahrhunderte bereichert. Das macht naturnahe Bach- und Flussauen zu artreichen Lebensräumen mit vielen spezialisierten und aktuell oftmals gefährdeten Pflanzen- und Tierarten.

Neben der Vielfalt an Strukturen und Lebensräumen spielt der Wasserhaushalt für die Naturnähe einer Aue eine entscheidende Rolle. Bei Hochwasser werden Teile der Aue überflutet. Dabei kommt es zu Sedimentumlagerungen, der Entstehung von Rohboden und neuen Gewässern; Tiere, Pflanzenteile und Samen werden mit dem Hochwasser verbreitet und Arten, die nicht an wechselnde Wasserstände angepasst sind, zurückgedrängt. Viele Renaturierungsvorhaben zielen deshalb heute darauf ab, dass schon kleinere Hochwasser wieder in die Aue ausufernd. Von zentraler Bedeutung sind aber auch die Verteilung des Wassers, die Dauer der Wasserbede-



Abb. 1: Hochstaudenfluren, Nassgrünland und Ufergehölze sind eng miteinander und mit dem Fließgewässer verzahnt und bilden ein kleinräumiges Mosaik verschiedener Feuchtlebensräume (Foto: T. Ehlert).

ckung bzw. des Grundwassereinflusses und die Qualität des Wassers außerhalb der Hochwasserzeiten. Im naturnahen Zustand speisen kleine Zuflüsse oder Hangwasser aus dem seitlichen Einzugsgebiet die sumpfigen Bereiche, Stillgewässer und Rinnen, Feucht- und Nasswiesen in der Aue (Abb. 2). Sie stützen damit auch einen hohen Grundwasserstand. Die Folge ist eine längere Wasserführung in den o. g. Lebensräumen, insbesondere im Frühjahr und Frühsommer, auch bei mittleren und niedrigen Abflüssen des Hauptfließgewässers.



Abb. 2: Hangwasser und kleine Quellbäche speisen den bachbegleitenden Auwald, der Lebensraum vieler feuchtigkeitsliebender Arten ist (Foto: T. Ehlert).

Abkopplung der Aue von den seitlichen Einzugsgebieten

Vielfältige Ausbau- und Meliorationsmaßnahmen, u. a. der Bau gradliniger Entwässerungsgräben und von Drainagen, die das Grund- und Oberflächenwasser der Zuflüsse auf direktem Wege zum „Hauptvorfluter“ ableiten, führen dazu, dass das Wasser der seitlichen Einzugsgebiete nicht mehr in der Fläche wirken kann. In der Folge verlieren Rinnen, Tümpel, Feuchtgrünland und Feuchtwälder den Anschluss an das Grundwasser und trocknen bereits im Frühjahr aus. Durch das frühe Austrocknen der Aue sinkt der Bruterfolg wassergebundenen Vogelarten z. B. vieler Entenarten

und von Feuchtwiesenbrütern wie Kiebitz und Großem Brachvogel. Für Amphibien und viele wirbellose Tierarten (u. a. Insekten) sowie Pflanzen der Stillgewässer und Feuchtwiesen wird der Lebensraum stark reduziert. Die entwässerten Auenbereiche können intensiv landwirtschaftlich genutzt werden.

Der ökologische Wert einer Aue wird neben der Vielfalt an Strukturen und Lebensräumen im Wesentlichen von den auetypischen Wasserverhältnissen bestimmt, wozu die naturnahe Anbindung von Auenflächen bei Hochwasser sowie die naturnahe Anbindung an das Grundwasser und die seitlichen Einzugsgebiete außerhalb von Hochwasserzeiten gehören.

Biologische Vielfalt von Gewässern und Auen

Oftmals wird festgestellt, dass naturnahe Flusslandschaften „Hotspots der Artenvielfalt“ seien. Das heißt, es muss eine Beziehung geben zwischen den charakteristischen Standortbedingungen dieses Lebensraumes und der Besiedlung durch Pflanzen und Tiere. Diesem Zusammenhang wird im Folgenden nachgegangen.

An einem 4 km langen Abschnitt eines naturnahen Mittelgebirgsbaches im Niederbergischen Land in NRW wurden 77 verschiedene Köcherfliegenarten nachgewiesen (Ehlert 2010). Das ist ein Drittel der Köcherfliegen-Fauna des Landes auf weniger als 1 Promille der Landesfläche. Voraussetzung für die Artenvielfalt ist neben einer guten Wasserqualität eine naturnahe Gewässerstruktur und die damit einhergehende Vielfalt der Strömungsverhältnisse sowie die räumlich enge Verzahnung des Baches mit anderen aquatischen und semiaquatischen Habitaten im Gewässerumfeld z. B. Zuflüsse, Quellstandorte, permanente und periodische Auengewässer.

Köcherfliegen weisen ein artspezifisches Eiablageverhalten auf. Die Eiablage erfolgt z. B. auf Steinen in starker Strömung, auf Totholz im Gewässer, im Flug über Kolken oder stärker strömendem Wasser sowie terrestrisch auf Blättern von Ufergehölzen oder in beschatteten Uferpartien (Ehlert 2009). Während an naturnahen Mittelgebirgsbächen viele dieser Ansprüche auf engstem Raum erfüllt werden, finden an ausgebauten Bächen nicht mehr alle Köcherfliegen geeignete Eiablage- und Larvenhabitate vor (Abb. 3). Insbesondere Arten, die auf Totholz, langsam durchströmte Abschnitte, quellnahe Standorte



Abb. 3: Eiablageorte von Köcherfliegen an Mittelgebirgsbächen (rote Kreise, nach Ehlert 2009). Köcherfliegen zeigen ein artspezifisches Eiablageverhalten. Während an naturnahen Mittelgebirgsbächen die Ansprüche vieler Arten auf engstem Raum erfüllt werden, finden an ausgebauten Bächen nicht mehr alle Köcherfliegen geeignete Eiablage- und Larvenhabitate vor.

und Stillgewässer in der Aue angewiesen sind, haben in solchen stark veränderten Bachläufen kaum Chancen, langfristig stabile Populationen aufzubauen. So führt das Fehlen naturnaher Gewässer-, Ufer und Auestrukturen zum Ausbleiben einer Reihe charakteristischer Köcherfliegenarten (und von Arten weiterer aquatischer Gruppen) an Fließgewässern.

Durch Studien von Karaus et al. (2013) ist bekannt, dass an Flüssen nur rund die Hälfte der Wasserinsektenarten als Larve im eigentlichen Fließgewässer lebt, 50 % der Arten aber in wassergefüllten Nebenrinnen, Altarmen, Stillgewässern in der Aue und in Zuflüssen. Für die biologische Vielfalt einer Flusslandschaft ist es also essentiell, dass diese aquatischen Lebensräume in der Aue in ausreichender Anzahl und Qualität vorhanden sind. Die vielfältigen Wechselbeziehungen zwischen Gewässer und Umland spiegeln sich auch im Nahrungsnetz wider. Der Schlupf merolimnischer Wasserinsekten zu den geflügelten Imagines geht einher mit dem gehäuften Auftreten von terrestrischen Räubern wie Fledermäusen, Spinnen und Laufkäfern. Es erfolgt ein erheblicher Biomassetransfer aus dem aquatischen Lebensraum in die terrestrische Nahrungskette (Muehlbauer et al. 2014).

Ein Verbund von Gewässer und Aue fördert somit neben einer großen Vielfalt gewässer- und auentypischer Arten auch vielfältige biologische Wechselwirkungen zwischen Fluss und Aue, z. B. über das Nahrungsnetz.

Auenzustand und Auenrenaturierung

Gemäß Auenzustandsbericht sind noch etwa 10 % der Flussauen in Deutschland ökologisch funktionsfähig, ein Drittel ist deutlich verändert und etwa die Hälfte der Flussauen ist stark bis sehr stark verändert (BMU & BfN 2009). Die veränderten Standortverhältnisse in Auen haben Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Die aktuelle Bestandsentwicklung der Gewässer- und Auen-Biotope verläuft nur für 7 % positiv, aber für 44 % negativ. Als Folge sind aktuell mehr als 80 % der Auen- und Gewässerbiotope in ihrem Bestand gefährdet (Ellwanger et al. 2012).

Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz sind in den letzten Jahren systematisch positive Beispiele von Auenrenaturierungen zusammengetragen worden. Deutschlandweit wurden im Zeitraum von 1979 bis 2014 etwa 170 größere Auenrenaturierungen an Flüssen umgesetzt (BMUB & BfN 2015). Dabei wurden Gewässerbetten und Ufer naturnah gestaltet, Altarme und Flutmulden wieder an das Gewässer angebunden, Auwälder, Feuchtwiesen, Röhrichte und Auengewässer wiederhergestellt, Deiche zurückverlegt, künstliche Rückstau aufgehoben und die land- und forstwirtschaftliche Nutzung extensiviert. Allerdings ist die Wirkung der bislang umgesetzten Maßnahmen insgesamt begrenzt. Die wenigen großflächigen Projekte besitzen noch Modellcharakter. Eine Trendwende im Auenschutz ist, anders als bei der Verbesserung der Wasserqualität, noch nicht erreicht. Ande-

rerseits zeigen die Erfahrungen, dass auf Grund der großen Regenerationsfähigkeit auch aus ehemals landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen innerhalb kurzer Zeit wieder naturnahe Lebensräumen entwickelt werden können. Selbst in Ortslagen sind weitreichende Entwicklungsmaßnahmen möglich und werden von der Bevölkerung als attraktive Naherholungsräume angenommen.

Die Entwicklung naturnaher Gewässer und Auen leistet einen wesentlichen Beitrag zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbundes und bei der Wiedervernetzung von Lebensräumen. Neben den zahlreichen kleinen Fließgewässern können hierbei insbesondere renaturierte Bundeswasserstraßen als „Blaues Band“ eine wichtige Rolle einnehmen. Das zukünftige Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ bietet daher die Chance, Synergien zwischen verkehrlichen Aufgaben und ökologischen Zielsetzungen zu nutzen (BMVI 2016).

Danksagung

Joachim Drüke danke ich für die Bereitstellung von Informationen und Bildmaterial zum Thema „Wasserhaushalt in Auen“.

Literatur:

- BMU & BfN – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Berlin, 35 S.
- BMUB & BfN – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2015): Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland. Berlin, 59 S.
- BMVI – Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2016): <http://www.blaues-band.bund.de/>. Aufgerufen am 14.11.2016.
- DEMO (2016): Das sozialdemokratische Magazin für Kommunalpolitik. Ausgabe 11.07.2016. <http://www.demo-online.de/artikel/barbara-hendricks-fluss-ufer-ae-zusammenbringen>. Aufgerufen am 14.11.2016.
- Ehlert, T. (2009): Flugaktivität, Eiablage und Habitatbindung von Köcherfliegen (Trichoptera) an Fließgewässern. Essener Ökologische Schriften Bd. 27: 169 S., Westarp Wissenschaften, Hohenwarleben.
- Ehlert, T. (2010): Die Eintagsfliegen-, Steinfliegen- und Köcherfliegen-Fauna (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) des Felderbachs (Nordrhein-Westfalen). *Lauterbornia* 71: 157-167, Dinkelscherben.
- Ellwanger, G., Finck, P., Riecken, U. & Schröder, E. (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. *Natur und Landschaft* 87 (4): 150-155.
- Karaus, U., Larsen, S. Guillon, H. & Tockner, C. (2013): The contribution of lateral aquatic habitats to insect diversity along river corridors in the Alps. *Landscape Ecology* 28 (9): 1755-1767.
- Muehlbauer, J.D., Collins, S.F., Doyle, M.W. & Tockner, C. (2014): How wide is a stream? Spatial extent of the potential “stream signature” in terrestrial food webs using meta-analysis. *Ecology* 95 (1): 44-55.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Thomas Ehlert
Bundesamt für Naturschutz
Fachgebiet II 3.2 „Binnengewässer, Auenökosysteme, Wasserhaushalt“
Konstantinstraße 110
53179 Bonn

thomas.ehlert@bfn.de
www.bfn.de

Die Rolle des Bibers bei der Gewässerentwicklung

Dr. Lutz Dalbeck

Rückkehr eines Wasserbauers

Nachdem der Biber für mehr als 100 Jahre aus dem jetzigen NRW verschwunden war, kehrt er dank Wiederansiedlungen in der Eifel und am Niederrhein mit Macht zurück. Aus den kaum 40 in NRW freigelassenen Tieren hat sich, unterstützt durch einwandernde Biber aus Wiederansiedlungen in den Niederlanden, eine vitale Biberpopulation von ca. 750 Tieren entwickelt, die weiter wächst und sich ausbreitet (Abb. 1).

Biber - Verbreitung in NRW (Stand 2014)

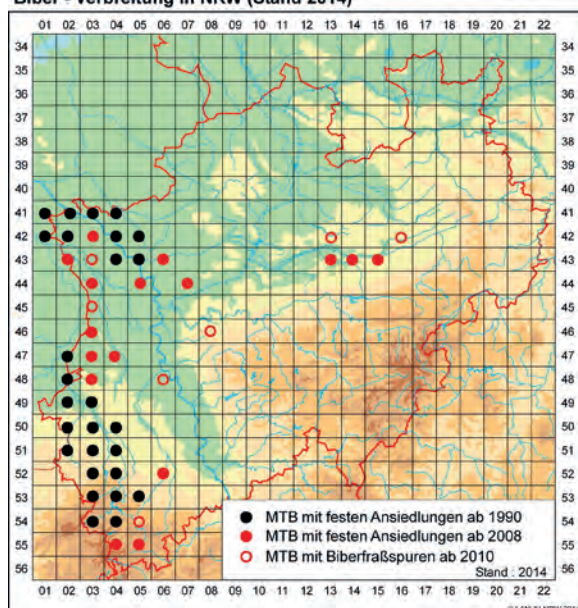


Abb. 1: Verbreitung des Bibers in NRW (Daten: LANUV NRW)

Inzwischen ist klar, dass nicht nur die linksrheinischen Gebiete in nicht allzu ferner Zukunft flächenhaft vom Biber besiedelt sein werden, auch rechtsrheinisch ist eine deutlich Zunahme und flächenhafte Ausbreitung absehbar. Aufgrund der zu erwartenden Einwanderung aus Hessen und Niedersachsen wird der Biber früher oder später in Gegenden auftauchen, in denen jetzt kaum jemand damit rechnet.

Doch ist der Biber eine Tierart, die wie keine zweite ihre Umwelt nach eigenen Bedürfnissen gestaltet, und er kehrt in moderne Landschaften

zurück, die sich in vielfältiger Hinsicht von denen unterscheiden, in denen er einst ausgerottet wurde. Das betrifft in besonderer Weise die Gewässer. Die aktuelle, absehbar flächenhafte, Ausbreitung des Bibers in Mitteleuropa fällt in eine Zeit eines grundsätzlichen Wandels der Betrachtungsweise der Gewässer und ihrer Auen, in der erstmals ökologischen Aspekten ein wesentlicher Stellenwert beigemessen wird. Dies findet seinen Ausfluss in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), nach der die Gewässer in einen „guten ökologischen Zustand“ überführt werden sollen.

Durch seine Aktivitäten greift der Biber tief in Morphologie, in das Abflussverhalten, in die Geschiebeführung und in die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften insbesondere kleinerer Fließgewässer und ihrer Auen ein und verändert sie auf ganz eigene Weise. Andererseits führen Biberaktivitäten in der modernen Landschaft zu Konflikten mit dem Menschen, für deren Lösungen wir Konzepte brauchen, wollen wir ernsthafte gesellschaftliche Spannungen vermeiden.

An dieser Stelle möchte ich einen ersten Eindruck davon geben, was Biber in der Landschaft bewirken und wie sich dies auf eine ausgewählte Artengruppe, die Libellen, auswirkt. Bezugsraum ist das Wiederansiedlungsgebiet der Biber im Hürtgenwald in der Nordeifel, ein Gebiet, das für große Bereiche in NRW und darüber hinaus Leitbild und Referenzgebiet für den Einfluss des Bibers sein kann.

Dabei ist es nicht möglich, auf alle wichtigen Effekte einzugehen, die Biber auf Gewässer und ganze Gewässersysteme haben können, z. B. auf Grundwasser und Wasserhaushalt auf Landschaftsebene (z.B. Bayley & Hood, 2008), auf Abflussverhalten (z.B. Nyssen, Ponzele & Billy 2011), auf Geschiebeführung (z.B. Naimann, Johnston & Kelley 1988) oder verschiedene Artengruppen innerhalb und außerhalb der Gewässer (z. B. Fische: Hägglund & Sjöberg, 1999; Amphibien: Dalbeck, Lüscher & Ohlhoff 2007; Makrozoobenthos: Rolaufts, Hering & Lohse 2001, Heuschrecken: Dalbeck 2011).

Der Biber und der Bach – Beispiele aus der Nordeifel

Eine der wesentlichen Eigenarten der Biber ist ihre Fähigkeit, Dämme zu bauen und so Fließgewässer zu „Biberteichen“ anzustauen. Dies machen Biber dort, wo der Wasserstand nicht die ca. 30 cm Tiefe aufweist, die nötig ist, um den Eingang der Wohnbauten vollständig unter Wasser zu halten, eine Voraussetzung für die Besiedlung durch den Biber (Zahner, Schmidt-bauer & Schwab 2005). Dementsprechend sind Biberteiche typisch für kleine bis mittelgroße Bäche in den Quellgebieten der Gewässersysteme (Stevens, Paszkowski & Foote 2006). An größeren Flüssen beschränken sich die auffälligen Aktivitäten oft weitgehend auf Baumfällungen (Abb. 2).



Abb. 2: An größeren Gewässern beschränken sich Biberaktivitäten oft auf Baumfällungen (Rur bei Heimbach, 26.12.2011; Foto: L. Dalbeck)

Ein typisches Gebiet, in dem Biber Dämme bauen, ist das Wiederansiedlungsgebiet im Hürtgenwald in der Nordeifel. Hier wurden in den 1980er Jahren die ersten Biber in NRW von der Landesforstverwaltung in einem großen, zusammenhän-

genden Waldgebiet freigelassen (Dalbeck 2012). Kleine Gewässer des Typs „Kleiner Kerbtalbach im Grundgebirge“ und „Kleiner Talauenbach im Grundgebirge“ sind die bei weitem dominierenden Gewässer dieser Mittelgebirgslandschaft. Die Biber haben sich im Gebiet etabliert und fast alle Bäche besiedelt. Die ältesten Kolonien (Familienreviere) haben inzwischen ein Alter von mehr als 25 Jahren erreicht.

Da ständig neue Kolonien gegründet, andere aufgegeben werden, gibt es im Hürtgenwald das komplette Spektrum der für Mittelgebirge typischen Biberteiche: Neue Biberteiche sind noch deutlich von der vom Biber unbeeinflussten Ausgangssituation geprägt (Abb. 3), sind aber durch oft umfangreiche Baumfällungen der Biber rasch von offenen schlagflurartigen Flächen umgeben.

Abhängig von den örtlichen Bedingungen erreichen die Biberteiche über ein intermediäres Stadium (Abb. 4) nach ca. 4 - 8 Jahren einen als „Altteich“ bezeichneten Zustand, der durch die Ausbildung deutlicher Verlandungsufer und sich ausbreitende submerse Vegetation geprägt ist. Bäume, die in den Biberteichen stehen, sind dann größtenteils abgestorben, das Umfeld im Laufe der Jahre soweit entwaldet, dass Ufer und Gewässer weitgehend sonnig sind (Abb. 5). Werden die Teiche aufgegeben, z. B. weil die lebenswichtige Ressource „Gehölze“ verbraucht ist, verfallen die Dämme, so dass die Biberteiche allmählich wieder den Charakter eines Fließgewässers annehmen. Die im Biberteich akkumulierten Sedimente bleiben weitgehend erhalten (Abb. 6). Auf ihnen entwickelt sich rasch eine dichte Vegetation, die sog. „Biberwiesen“. Sobald sich auf diesen aufgegebenen Flächen wieder Gehölze angesiedelt haben, können die Biber die Flächen erneut besiedeln. Allerdings gibt es solche Flächen im Hürtgenwald bisher noch nicht.

Tab. 1: Anzahl und mittlere Größe von Biberteichen auf einer 24,3 km² großen Stichprobenfläche im Hürtgenwald, NRW (aus Dalbeck, Janssen & Völsger, 2014)

	Biberteichtyp	Anzahl	Anteil	mittlere Größe	± Standardabw.	Teiche / km ²
I	neu (bis 3 Jahre)	36	24,2 %	106 m ²	± 113 m ²	1,49
II	lintermediär (bis 8 Jahre)	18	12,1 %	101 m ²	± 169 m ²	0,74
III	alt (ab 8 Jahre)	32	21,5 %	294 m ²	± 339 m ²	1,32
IV	frisch aufgegeben	26	17,4 %	62 m ²	± 89 m ²	1,10
V	weitgehend zerfallen	37	24,8 %	26 m ²	± 96 m ²	1,52
Σ		149	100 %	118 m ²	± 207 m ²	6,13



Abb. 3: Neue Biberteiche (Typ I, bis ca. 3 Jahre) zeichnen sich durch weitgehend fehlende Vegetation und eine anfangs noch vorhandene Beschattung aus. Der Gewässergrund besteht wie bei diesem ca. 4 Monate alten Biberteich anfangs aus dem frisch überstauten Waldboden (Hürtgenwald, 07.01.2012; Foto: L. Dalbeck)



Abb. 4: Biberteiche sind häufig kaskadenförmig angeordnet, wie hier Teiche des intermediären Typs II (ca. vierjährig; Hürtgenwald, 28.03.2014; Foto: L. Dalbeck)



Abb. 5: Alte Biberteiche (Typ III, ab ca. 8 Jahre) haben offene Ufer, hohe Totholzanteile, Verlandungszonen und häufig Schwimmblattvegetation. Sie weisen oft eine besonders hohe Artenvielfalt auf (Hürtgenwald, 26.04.2012; Foto: L. Dalbeck)



Abb. 6: Geben Biber Teiche auf (Typ IV, V), fällt allmählich der Wasserstand, die zurückbleibenden Sedimente wachsen rasch zu und sog. „Biberwiesen“ entstehen (Hürtgenwald, 26.08.2016; Foto: M. Rutishauser)

Der Biberteich im Bach: Einzelfall oder Regel?

Im Jahr 2013 wurden in einem Untersuchungsgebiet (UG) von 24,3 km² im Hürtgenwald alle Biberteiche erfasst und nach ihrem Sukzessionszustand in fünf Typen (von Neuteichen über intermediäre Biberteiche und Altteiche bis zu frisch aufgegebenen und weitgehend zerfallenen Biberteichen klassifiziert, Tab. 1). Mit insgesamt 12 Biberkolonien betrug die Siedlungsdichte ca. 0,5 Kolonien pro km², was Dichten entspricht, die auch anderenorts in Europa erreicht werden. So liegen die Siedlungsdichten in Litauen landesweit bei 0,41 Kolonien / km² (Ulevicius et al. 2009).

Im Hürtgenwald betrug die Zahl der Biberdämme pro Kolonie zwischen einem und 23. Insgesamt

fanden wir im Untersuchungsgebiet 112 aktive und 37 aufgegebene Dämme (Tab. 1), was 4,6 aktiven Biberteichen pro km² des UG entspricht. Die Zahl der Biberteiche pro km² ist ebenfalls mit denen anderer Untersuchungen vergleichbar. So entspricht die Gewässerdichte mit 4,6 intakten Biberteichen pro km² etwa der einer borealen Hügellandschaft in Alberta, Kanada (4,1 Biberteiche pro km²; Stevens, Paszkowski & Foote 2006). Allerdings waren dort die Biberteiche im Durchschnitt deutlich größer (Alberta: 2091 m²; Hürtgenwald 149 m²), was mit den unterschiedlichen Breiten der Talböden in den beiden Untersuchungsgebieten zusammenhängt (Dalbeck, Janssen & Völschen, 2014).

Bezogen auf alle Fließgewässer kamen im Hürtgenwald 3,9 aktiv von den Bibern unterhaltene

Dämme auf einen Kilometer Bachlauf. Betrachtet man nur die „Kleinen Talauebäche“, die vom Biber bevorzugt besiedelt wurden, waren es 10,0 Dämme pro Bachkilometer oder im Durchschnitt alle 100 m Bachlauf ein Damm.

Diese Zahlen machen bereits klar, dass der Biber – zumindest in den quellnahen Bereichen des Rheinischen Schiefergebirges und somit auf mehr, als 25 % der Landesfläche NRW – eine erhebliche Bedeutung als Gestalter der Fließgewässer und ihrer Auen hat, wenn er sich in Zukunft weiter ausbreiten wird. Es geht hier um eine Größenordnung, die auch im Hinblick auf Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern nicht ignoriert werden kann.

Typisch für vom Biber gestaltete Landschaften ist die große Dynamik, der sie unterliegen. So waren ca. ¼ der Biberdämme im Hürtgenwald drei Jahre alt oder jünger, gleichzeitig ebenfalls etwa ¼ der Dämme vom Biber aufgegeben (Tab. 1). Die ältesten Biberteiche hatten ein Alter von > 20 Jahren, wobei die Mehrzahl der Biberteiche nach deutlich kürzerer Zeit aufgegeben wird. Auch das Umfeld der Biberteiche verändert sich durch die Baumfällungen und die Sukzession ständig. Dennoch bleiben in allen Bachtälern des Hürtgenwaldes trotz der dichten Besiedlung durch Biber Abschnitte erhalten, die nicht direkt vom Biber verändert werden. Damit steigt das Spektrum der verfügbaren amphibischen Lebensraumtypen erheblich an. Hier stellt sich die Frage, wie sich dies auf die Artengemeinschaften dieser kleinen Fließgewässer auswirkt.

Biber schaffen Artenvielfalt

Untersuchungen zur Libellenfauna geben interessante Einblicke in die Vielfalt aquatischer Lebensräume einer Landschaft, denn Libellen bilden eine vergleichsweise artenreiche Gruppe, mit vielen Arten, die spezielle Ansprüche an ihre Entwicklungsgewässer haben. Zudem sind Libellen so mobil, dass sie, anders als viele andere Arten, neu entstehende Gewässer rasch besiedeln können und so über die Artenzusammensetzung Rückschlüsse auf das Lebensraumangebot erlauben (Chovanec et al., 2014). In der Eifel haben sich die Biberteiche im Vergleich zu vom Biber unbeeinflussten Gewässerabschnitten der Bäche als deutlich artenreicher erwiesen (Schloemer, 2013; Schloemer, Haese & Dalbeck 2016): In den vom Biber unbeeinflussten Gewässerabschnitten lebt eine charakteristische artenarme Libellengemeinschaft, die typisch ist

für schmale, beschattete Mittelgebirgsbäche und aus vier Arten besteht (*Cordulegaster boltonii*, *C. bidentata*, *Calopteryx virgo* und die eurytrophe *Phyrosoma nymphula*). Demgegenüber waren es in den Biberteichen des gleichen Gebiets insgesamt 29 Arten, davon 24 Arten sicher oder wahrscheinlich bodenständig. Die alten Biberteiche erwiesen sich als besonders artenreich, wie auch die Ergebnisse einer Transektbegehung in einem der Täler im Hürtgenwald zeigen (Abb. 7). Alle Biberteichtypen – auch aufgegebene und neue Biberteiche – wiesen mehr Arten auf, als die vom Biber unbeeinflussten Bachabschnitte.

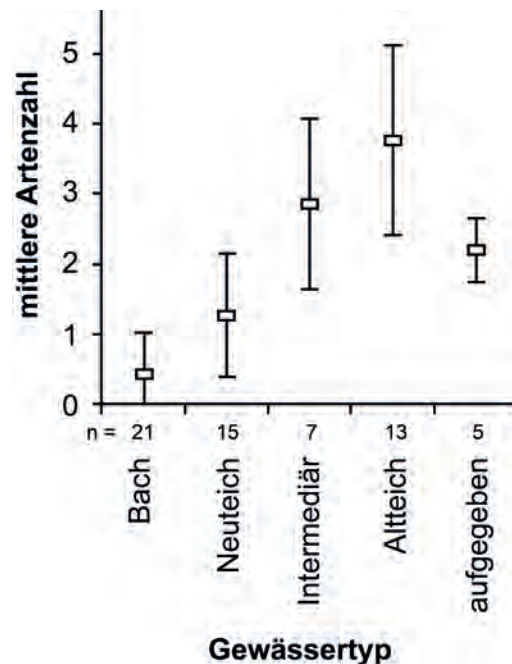


Abb. 7: Mittlere Artenzahl (\pm Standardabweichung) der Libellen in einem Tal des Hürtgenwaldes während einer Transektbegehung am 07. Juli 2013. Die Länge der Transektstrecken betrug 25 m (eigene Daten).

Bemerkenswert ist dabei, dass nicht nur die Arten lenitischer (strömungsarmer) Gewässer, sondern auch die Charakterarten der kleinen Fließgewässer in den Biberteichen häufiger waren als in den frei fließenden Gewässerabschnitten. Eine Art – *Calopteryx splendens* – konnte sogar ausschließlich an Biberteichen nachgewiesen werden (Schloemer 2013). Die Arten, die in den Biberteichen vorkommen, aber bisher nicht als typisch für kleine Fließgewässer der Mittelgebirge gelten, wie z.B. *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum danae*, *Aeshna juncea*, *Orthethrum coerulescens*, *Lestes viridis*, *Platycnemis pennipes*, haben sehr unterschiedliche Ansprüche an ihre Larvalgewässer hinsichtlich Besonnung, Temperatur, Vegetation, Substrat oder Strömung. All diese Arten sind

bodenständig und kommen in teilweise hohen Individuendichten vor (Schloemer 2013).

Der Artenreichtum der Libellengemeinschaften macht zusammen mit der erheblichen quantitativen Bedeutung, die Biberteiche auf Landschaftsebene haben können, deutlich, dass das natürliche Lebensraumspektrum der kleinen Fließgewässer einschließlich ihrer Auen bei weitem größer und heterogener ist, als bisher angenommen. Zudem sind unsere Vorstellungen der Artenspektren solcher Fließgewässer offensichtlich revisionsbedürftig – sie sind ungleich mannigfaltiger als wir bisher dachten und umfassen Arten, die wir nicht mit Fließgewässern in Zusammenhang bringen – nicht nur bei den Libellen.

Biber in der modernen Landschaft

Inzwischen ist der Biber nicht mehr nur in abgelegenen Tälern der Eifel heimisch. Längst besiedelt er die Tieflagen des Niederrheins oder der Lippe. Er besiedelt intensiv genutzte Agrarlandschaften (Abb. 8) ebenso wie große Städte. Für die Regionen des Landes NRW ist es nicht die Frage, ob der Biber kommen wird, sondern lediglich wann, sofern er nicht schon da ist. Die Rückkehr der Biber wird nicht ohne Folgen bleiben – nicht für die Gewässer, die er besiedeln wird, nicht für die Verantwortlichen der Gewässerunterhaltung, nicht für die Gewässeranlieger – und nicht für die Umsetzung der EG-WRRL.

So können angenagte Bäume eine Gefahr für Straßen, Wege oder Leitungen darstellen. Biberdämme können Flächen vernässen und Biberbauten können Deiche oder Straßen unterhöheln. Derartige Konflikte zwischen Mensch und Biber sind aufgrund der Erfahrungen aus Ländern mit hohen Biberdichten gut bekannt und auch prognostizierbar. So hängen Art und Umfang der Konflikte im Wesentlichen von der Bebauungsdichte, der Nutzungsintensität der Landschaft, den vorherrschenden Gewässertypen und deren Ausbaugrad, vom Relief oder von Grundwasserständen ab.

Auf der anderen Seite ist der Biber seit Millionen Jahren Teil der europäischen Landschaften und wäre unter natürlichen Bedingungen flächenhaft und in hoher Dichte verbreitet. Kleine bis mittelgroße Gewässer wären in erheblichem Umfang durch den Biber verändert. Diese bibertypischen hydromorphologischen, funktionalen und strukturellen Eigenschaften der Gewässer müssen wir berücksichtigen, wollen wir den „guten ökologi-

schen Zustand“ im Sinne der EG-WRRL erreichen (Törnblom et al. 2011). Es ist naheliegend, den Biber selbst diese Maßnahmen umsetzen zu lassen. Biber machen dies schnell, effektiv, kostengünstig und per Definition natürlich. Darüber hinaus sorgen Biber auch selber für die Unterhaltungsmaßnahmen.

Zukunft des Bibers in NRW

Für einen artgerechten Umgang mit dem Biber ist es wesentlich, Rahmenbedingungen zu schaffen, die beide Aspekte – Mensch-Biber-Konflikte ebenso, wie den Biber als Renaturierer – berücksichtigen. Hierzu sind geeignete Konzepte notwendig.

Auf der regionalen Ebene haben sich Arbeitsgruppen, in denen die Akteure vor Ort zusammenarbeiten und konkret Maßnahmen organisieren und umsetzen, als zielführend erwiesen. Ein Beispiel ist die Arbeitsgruppe Biber Eifel-Rur, in der Vertreter der Landwirtschaft, des Forstes, der Wasserverbände und des Naturschutzes mit den zuständigen Behörden zusammen konkrete Lösungen bei Konflikten suchen und umsetzen. Die Biologische Station im Kreis Düren hat die Aufgabe der Koordination übernommen.



Abb. 8: In intensiv genutzten Landschaften kommt es durch Biberbauten, Baumfällungen und Dämmen zu Konflikten mit dem wirtschaftenden Menschen (Jülicher Börde bei Düren, 08.09.2013; Foto: L. Dalbeck)

Inzwischen wird aber deutlich, dass die Arbeit auf der regionalen Ebene zwar wesentlich ist, jedoch einen konzeptionell durchdachten, landesweit geltenden Unterbau benötigt. Solche Konzepte, in denen grundsätzliche Fragen geklärt werden müssen, sollten jetzt entwickelt werden. Die Ausgangslage dafür ist günstig, da einerseits die Zahl der Biber in NRW noch vergleichsweise gering ist, so dass die Zeit noch nicht drängt. Al-

lerdings breitet sich der Biber weiter aus, so dass es sinnvoll ist, sich der Herausforderung frühzeitig zu stellen. Aus anderen (Bundes-)Ländern gibt es zahlreiche Erfahrungen und Experten, von denen wir in NRW profitieren können.

Ebenso ist es wichtig ist das notwendige Wissen rund um den Ökosystem-Ingenieur Biber bei allen mit dem Wasserbau und der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen Betrauten zu fördern. Die bereits vorhandenen Bildungsangebote zum Thema Biber, z. B. der Natur- und Umweltakademie sollten daher flexibel an den entstehenden Bedarf angepasst werden.

Literatur:

- Chovanec, A., Schindler, M., Waringer J. & M. Wimmer (2014): The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – a tool for the type-specific assessment of lowland rivers.– *River Research and Applications*: DOI: 10.1002/rra.2760.
- Dalbeck, L. (2011): Biberlichtungen als Lebensraum für Heuschrecken in Wäldern der Eifel.– *Articulata* 26: 97-108.
- Dalbeck, L. (2012): Die Rückkehr der Biber – eine Erfolgsgeschichte des Artenschutzes.– *Zeitschrift des Kölner Zoos* 55: 167-179.
- Dalbeck, L., Janssen, J. & S. Völsger (2014): Beavers (*Castor fiber*) increase habitat availability, heterogeneity and connectivity for common frogs (*Rana temporaria*).– *Amphibia-Reptilia* 35: 321-329.
- Dalbeck, L., Lüscher, B., & D. Ohlhoff (2007): Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland.– *Amphibia-Reptilia*, 28: 493-501.
- Hägglund, Å., & G. Sjöberg (1999). Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams.– *Forest Ecology and Management* 115: 259-266.
- Hood, G.A., & S.E. Bayley (2008): Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada.– *Biol. Conserv.* 141: 556-567.
- Naimann, R.J., Johnston, C.A. & J.C. Kelley (1988): Alteration of North American Streams by Beaver.– *Bioscience* 38: 753-762.
- Nyssen, J., Pontzele, J., & P. Billi (2011): Effect of beaver dams on the hydrology of small mountain streams: example from the Cheval in the Ourthe Orientale basin, Ardennes, Belgium.– *Journal of Hydrology*, 402: 92-102.
- Rolhauffs, P., Hering, D. & S. Lohse (2001): Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison other stream habitat types.– *Hydrobiologia* 459: 201-212.
- Schloemer, S. (2013): Die Libellenfauna (Odonata) naturnaher Bäche des Hürtgenwaldes (Nordeifel/NRW) – Vergleich von Standorten, mit und ohne Besiedlung durch den europäischen Biber (*Castor fiber*).– Diplomarbeit der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn: 164 S.
- Schloemer, S., Haese, U. & L. Dalbeck (2016): Biberteiche in der Eifel.– In: Menke, N., Göcking, C., Grönhagen, N., Joest, R., Lohr, M., Olthoff, M. & K.-J. Conze: Die Libellen Nordrhein-Westfalens. LWL Museum für Naturkunde, Münster: 413-416
- Stevens, C.E., Paszkowski, C.A. & A.L. Foote (2006): Beaver (*Castor canadensis*) as a surrogate species for conserving anuran amphibians on boreal streams in Alberta, Canada.– *Biol. Conserv.* 134: 1-13.
- Törnblom, J., Angelstam, P., Hartman, G., Henrikson, L., & G. Sjöberg (2011): Toward a research agenda for water policy implementation: Knowledge about beaver (*Castor fiber*) as a tool for water management with a catchment perspective.– *Baltic Forestry* 17: 154-161.
- Ulevičius, A., Jasiulionisa, M., Jakštienė, N. & V. Žilys (2009): Morphological alteration of land reclamation canals by beavers (*Castor fiber*) in Lithuania.– *Estonian Journal of Ecology* 58: 126-140.
- Zahner, V., Schmidtbauer, M. & G. Schwab (2005): Der Biber – Die Rückkehr des Burgherren. Buch & Kunstverlag Oberpfalz, Amberg.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Lutz Dalbeck
Biologische Station im Kreis Düren e.V.
Zerkaller Straße 5
52385 Nideggen

Lutz.Dalbeck@biostation-dueren.de
www.biostation-dueren.de

Gewässerentwicklung im Rahmen von EU-Wasserrahmenrichtlinie und Regionale 2016

Gerhard Jasperneite

Es gibt in NRW zu wenig intakte Gewässerlebensräume für Tiere, Pflanzen und Menschen. Ein natürlicher oder naturnaher Zustand der Gewässer wird derzeit nur für weniger als zehn Prozent der Fließgewässer in NRW erreicht. Die Maßnahmen zur ökologischen Gewässerentwicklung sind gebündelt im NRW-Landesprogramm „Lebendige Gewässer“, das 2009 gestartet wurde. Diese Maßnahmen tragen nicht nur zur ökologischen Verbesserung der Gewässerlebensräume bei, sie stabilisieren diese Lebensräume und machen sie weniger anfällig für die Folgen von Belastungen wie z. B. des Klimawandels. Es ist geplant, in NRW im Zeitraum 2010 bis 2027 gut 2 Mrd. Euro in die ökologische Gewässerentwicklung zu investieren.

Im Strukturförderungsprogramm des Landes NRW, der REGIONALE 2016, wurden seit Anfang 2010 zahlreiche Projekte aufgenommen, die in weiten Bereichen vielfältige, gute wasserwirtschaftliche und gewässerökologische Entwicklungen fördern und die jetzt, im Präsentationsjahr der REGIONALE – und in den Folgejahren – umgesetzt werden. Dies sind zum Beispiel die Projekte 2Stromland, zwischen Lippe, Stever und Dortmund-Ems-Kanal, BerkelSTADT Coesfeld, KuBAal (Kulturquartier Bocholter Aa und Industriestraße), Stadtlohn: An die Berkel! Leben mit dem Fluss und WasserWege – Stever.

Ökologische Gewässermaßnahmen werden in NRW – je nach örtlicher Zuständigkeit – von Kreisen, Kommunen, Wasser- und Bodenverbänden oder den sondergesetzlichen Wasserverbänden durchgeführt. Im Regierungsbezirk Münster wurden hierzu über 20 regionale Kooperationen gegründet, die in den sog. Umsetzungsfahrplä-

nen die konkreten Einzelmaßnahmen beschreiben. Mit dem neuen Landeswassergesetz NRW (LWG NRW) gibt es u. a. die neuen Gewässer zweiter Ordnung (Berkel, Bocholter Aa, Dinkel und Issel), die damit verstärkt in die Bewirtschaftungsverantwortung der Bezirksregierungen fallen. Und es gibt mit dem neuen § 74 LWG NRW Regelungen für die morphologisch Pflichten, die einen wichtigen Baustein zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele darstellen. Diese für Gewässerunterhaltung, -ausbau und Ausgleich der Wasserführung Pflichten haben bis zum 22. Dezember 2018 in noch festzulegenden wasserwirtschaftlichen Einheiten koordinierte und abgestimmte Maßnahmenübersichten, die sich an die bisherigen Regelungen zu den Unterhaltungskonzepten und den freiwilligen Umsetzungsfahrplänen orientieren, den zuständigen Bezirksregierungen vorzulegen. Eine konkretisierende Handlungsanleitung wird zur Zeit erarbeitet.

Hinweis: Bei dem vorstehenden Text handelt es sich um einen Auszug aus dem Programmheft zur Tagung.

Anschrift des Verfassers:

Gerhard Jasperneite
Bezirksregierung Münster
Domplatz 1-3
48143 Münster

gerhard.jasperneite@bezreg-muenster.nrw.de
www.brms.nrw.de



Renaturierte Ruhr bei Arnsberg (Foto: NZO-GmbH)

Strategien zur Erfolgskontrolle und zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen

Dr. Andrea Sundermann, Prof. Dr. Daniel Hering, Michael Nohl und Dr. Armin Lorenz

Einleitung

Fließgewässerrenaturierungen haben heute das primäre Ziel, den „guten ökologischen Zustand“ nach Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zu erreichen. Der „Erfolg“ von Renaturierungen wird daher über die biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos) gemessen. Die bisherigen Erfahrungen zeigen jedoch, dass diese Komponenten oftmals, wenn überhaupt, zeitverzögert auf Maßnahmen reagieren. Letzteres bedeutet jedoch nicht, dass eine Maßnahme erfolglos war. Mögliche Erfolge liegen in einem Beitrag zur Etablierung naturnaher hydromorphologischer Prozesse, der Schaffung lokaler hochwertiger Habitats 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 bzw. in einem ursächlichen Zusammenhang mit dem übergeordneten Ziel des guten ökologischen Zustandes stehen. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Projektes mit dem Titel „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“ (UBA 2014) ein Verfahren für eine Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen entwickelt, das sich als Ergänzung zum

operativen Monitoring versteht. Es hat folgende Ziele: a) Schnelle und kostengünstige Bewertung der Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen wenige Monate bis wenige Jahre nach Durchführung der Maßnahmen; b) Einsatz unmittelbar „vor Ort“ in einem renaturierten Gewässerabschnitt, unabhängig von der Lage von Messstellen des operativen Monitorings; c) Bewertung der unmittelbaren Wirkung von Maßnahmen und der langfristigen Erfolgsaussichten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes; d) frühzeitige Identifikation von Faktoren, die einen langfristigen Erfolg im Sinne der Erreichung des guten ökologischen Zustandes behindern, um ggf. Maßnahmen optimieren zu können.

Im Rahmen des auf der Fachtagung „Lebendige Gewässer – Sohle, Ufer, Aue“ gehaltenen Vortrags wurde das Bewertungsverfahren vorgestellt und erste Ergebnisse einer Testphase gezeigt. Weitere Informationen und alle Bewertungsbögen sind im Abschlussbericht erhältlich: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-flieessgewaesser>

Aufbau und Struktur des Bewertungsverfahrens

Das Verfahren ist modular aufgebaut (Abb. 1). Modul 1a dient der Erfolgskontrolle anhand

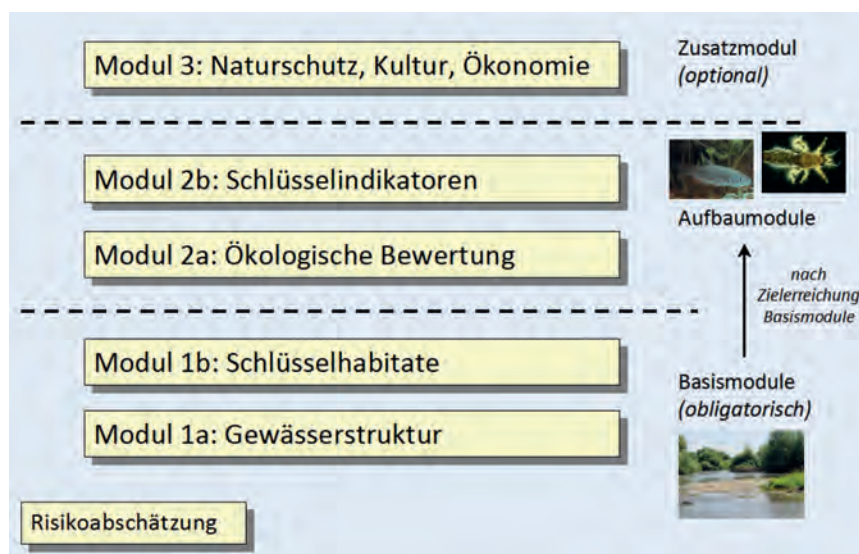


Abb. 1: Modularer Aufbau des Bewertungsverfahrens

gewässermorphologischer Parameter, Modul 1b anhand der Habitatzusammensetzung in Gewässer und Aue. Beide Module können mit geringem Aufwand an jedem renaturierten Abschnitt angewandt werden. Sie ermöglichen eine Schnellansprache der morphologischen Wirkung durchgeführter Maßnahmen, aus der sich in engen Grenzen auch auf die potenzielle ökologische Wirksamkeit Rückschlüsse ziehen lassen. Modul 2a umfasst die zentralen Ergebnisse der Standardverfahren ökologischer Bewertung sowie ergänzende biologische Indizes des Makrozoobenthos (MZB). Modul 2b beinhaltet die Ergebnisse der ökologischen Bewertung sowie ergänzende Metrics der Qualitätskomponente Fische und dient der Absicherung der morphologischen Ergebnisse anhand der Überprüfung von Vorkommen und Abundanz ausgewählter Zielarten. Das optionale Modul 3 beleuchtet naturschutzfachliche, soziokulturelle sowie sozioökonomische Aspekte und damit sehr individuelle Fragestellungen, die sich kaum oder nur sehr schwer mittels eines standardisierten Verfahrens messen lassen.

Im Folgenden werden Struktur und Inhalt der Module 1 und 2 näher erläutert. Die Ausführungen entsprechen im Wesentlichen denen im Abschlussbericht zum Forschungsprojekt (UBA 2014, Kapitel 9).

Modul 1a: Gewässerstruktur

Die Gewässerstrukturkartierung umfasst eine Vielzahl an Parametern, aber nur ein Teil von ihnen steht in einem direkten empirischen Zusammenhang mit den Organismen, dem ökologischen Zustand oder der Nachhaltigkeit hydromorphologischer Maßnahmen. Modul 1a befasst sich genau mit diesen Parametern. Zum überwiegenden Teil wurden sie den hydromorphologischen Steckbriefen entnommen. Um das Verfahren nicht zu überfrachten, wurden nicht alle der in den Steckbriefen herausgestellten Parameter berücksichtigt, sondern nur jene, deren Einfluss auf die Ökologie am zwingendsten ist (Details siehe UBA 2014, Kapitel 9.6). Die Bewertung erfolgt anhand einer Tabelle, mittels derer die Verbesserungen in Richtung auf das hydromorphologische Entwicklungsziel klassifiziert werden. Es werden sowohl die hydromorphologische Situation vor und nach der Maßnahmenumsetzung als auch das Entwicklungsziel (d. h. die Ausprägungen im Kernlebensraum) bewertet, d. h. es wird folgendes notiert: Wie war die Ausgangssituation? Wie ist die aktuelle Situation? Und ist das Entwicklungsziel erreicht?

Modul 1b: Schlüsselhabitate

Die potenzielle Wirkung hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen auf den ökologischen Zustand basiert in erster Linie auf der Schaffung von Habitaten für anspruchsvolle Arten bzw. auf der Herstellung von Bedingungen, unter denen diese Habitate entstehen. Ob diese Habitate in der Folge tatsächlich von den angestrebten Lebensgemeinschaften besiedelt werden, ist auch von anderen Faktoren abhängig (z. B. vom Wiederbesiedlungspotenzial). Vor diesem Hintergrund analysiert Modul 1b unter anderem Änderungen in der Habitatzusammensetzung mit dem Fokus auf Habitate, die eine besondere Bedeutung für anspruchsvolle Fisch- und Makrozoobenthosarten haben. Es erfolgt jeweils ein Vergleich der Habitatzusammensetzung vor und nach der Renaturierung (bzw. in dem renaturierten Abschnitt und einem nahe gelegenen nicht renaturierten Abschnitt) unter Berücksichtigung der in den Steckbriefen genannten hydromorphologischen Entwicklungsziele. Das bedeutet, auch hinsichtlich der Schlüsselhabitate wird notiert, wie die Ausgangssituation war, wie die aktuelle Situation ist und ob das Entwicklungsziel erreicht ist.

Modul 2a: Ökologische Bewertung

Es sind die Standardverfahren zur ökologischen Bewertung anzuwenden, die auch für das operationelle Monitoring zum Einsatz kommen. Dies sind Perlodes (MZB) und fiBS (Fischfauna). Um nicht nur die Entwicklung des Gesamtzustandes einer Lebensgemeinschaft im Auge zu behalten, sondern auch Informationen über jene Indizes zu dokumentieren, die für das Gesamtergebnis entscheidend sind, sollten, ergänzend zum ökologischen Zustand, auch alle Core Metrics (Perlodes) bzw. Qualitätsmerkmale (fiBS) separat nachgehalten werden. Darüber hinaus wurden weitere Indizes in das Verfahren aufgenommen, die den Zustand wichtiger funktionaler Teilzönosen bzw. Gilden abbilden (Details siehe UBA 2014, Kapitel 9.6). Analog zum Modul 1 wird folgendes notiert: Wie war die Ausgangssituation? Wie ist die aktuelle Situation? Und ist das Entwicklungsziel erreicht?

Modul 2b: Schlüsselindikatoren

Unter Schlüsselindikatoren sind solche Spezies zu verstehen, von denen bekannt ist, dass sie schnell auf morphologische Veränderungen reagieren, die gleichzeitig aber auch charakteristisch für bestimmte Fließgewässertypen sind. Für das MZB eignen sich insbesondere Arten, die auf „hochwertige“ Kleinlebensräume angewiesen sind; zu nennen wären hier Totholz (alle

Gewässer) und Kies (Tieflandgewässer). Bei den Fischen steht u. a. das Jungfischauftreten ausgewählter Arten im Fokus. Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen den Reproduktionserfolg vieler Arten direkt und führen bereits im Jahr nach der Maßnahmen zu einem verstärkten Auftreten von Jungtieren (z. B. durch verbesserte Laichsubstrate). Aufgrund der genannten Eigenschaften sind diese Arten (MZB und Fische) in besonderer Weise für eine frühzeitige Diagnose morphologischer Veränderungen geeignet. Für die Auswahl der Schlüsselarten des MZB wurde größtenteils auf die in den Typsteckbriefen genannten Spezies zurückgegriffen. Dies kann natürlich nur ein erster Entwurf sein, der einer späteren Überarbeitung bedarf. Ziel der Überarbeitung muss es sein, bestehende Artenträge zu überprüfen, aber auch die Liste deutlich zu erweitern. Die Auswahl der Schlüsselarten bei den Fischen geschah im Wesentlichen auf der Grundlage der entsprechenden Referenzlisten. Es wird notiert, welche der Schlüsselindikatoren in welcher Häufigkeit vor der Renaturierung vorhanden waren, welche nach der Renaturierung vorhanden sind und wie die bisherige Entwicklung ist.

Das vorgestellte Verfahren wurde in der Praxis getestet. Entsprechende Ergebnisse wurden von Lorenz et al. (in press) vorgestellt und sollen im Folgenden dargestellt werden. Die Testbausteine entsprechen hierbei im Wesentlichen denen im Tagungsbeitrag von Lorenz et al. (in press).

Testgrundlage des Bewertungsverfahrens

Für den Test wurden Daten von 29 renaturierten Abschnitten, hauptsächlich aus den Bundesländern Hessen und NRW verwendet. Die Abschnitte gehörten den Fließgewässertypen 5, 9 und 15

an. Es handelte sich jeweils um große Renaturierungsmaßnahmen, bei denen auf mehreren hundert Metern der Gewässerverlauf und die Ufer signifikant verbessert wurden (Haase et al. 2013). Da vor Umsetzung der Renaturierung keine Datenaufnahme erfolgte, wurde jeweils der Zustand eines renaturierten Gewässerabschnitts mit einem oberhalb liegenden, nicht renaturierten Abschnitt verglichen. An den Abschnitten wurden das MZB nach der Vorgabe des Handbuchs zur Fließgewässerbewertung (Meier et al. 2006) und die Fische nach Vorgabe zur Bewertung nach EG-WRRL (Diekmann et al. 2005) standardisiert beprobt. Des Weiteren wurden die neuesten Gewässerstrukturgütekartierungen der beiden Bundesländer für die Auswertung verwendet.

Ergebnisse

Im Modul 1a zeigten die 29 Renaturierungsmaßnahmen, im Abgleich mit dem hydromorphologischen Entwicklungsziel, eine insgesamt hohe Zielerreichungsquote. Besonders die Gewässerstrukturparameter Laufentwicklung, Uferstruktur und Gewässerumfeld erfüllten bei einem überwiegenden Anteil der renaturierten Gewässerabschnitte die Vorgaben (Tab. 1). Demgegenüber zeigen die Parameter Substratdiversität und Uferbewuchs bei vielen Maßnahmen noch Defizite auf. Bei diesen beiden Parametern wurden auch die geringsten Verbesserungsquoten im Vergleich zum oberhalb liegenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitt festgestellt.

Die niedrige Zielerreichungsquote bei der Substratdiversität spiegelt sich auch in der Zielerreichung bei den Schlüsselhabitaten wider (Modul 1b, Tab. 2). Nur knapp ein Drittel der Maßnahmen erreicht das hydromorphologische Entwicklungsziel bei den Habitaten Psammopelal, Xylal und

Tab. 1: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der GSG-Einzelparameter in % nach Gewässertyp und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer benennen die Probenanzahl. Gew. MW: gewichteter Mittelwert.

	Typ 5 (8)		Typ 9 (20)		Typ 15 (1)		gew. MW (29)	
	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
Laufkrümmung	100	62,5	100	20	100	100	100	34,5
bes. Laufstrukturen	100	50,0	100	20	100	100	100	31,0
Strömungsdiversität	75,0	37,5	80	10	100	100	79,3	20,7
Substratdiversität	25,0	25,0	30	5	100	100	31,0	13,8
bes. Sohlstrukturen	87,5	0,0	70	10	100	100	75,9	10,3
Breitenvarianz	87,5	50,0	25	40	100	100	44,8	44,8
Uferbewuchs	37,5	0,0	25	10	0	0	27,6	6,9
bes. Uferstrukturen	87,5	12,5	80	25	100	100	82,8	24,1
Gew.-Randstreifen	100	0,0	65	20	100	100	75,9	17,2

Phytal. Auch die Verbesserungsquote ist ähnlich gering.

Im Modul 2a, bei der Beurteilung der Ergebnisse der biologischen Metrics des Makrozoobenthos, zeigte sich, dass für die Zielerreichung entscheidend war, in welchem Fließgewässertyp eine Maßnahme durchgeführt wurde (Tab. 3). Fast die Hälfte der Maßnahmen in den silikatischen Mittelgebirgsbächen (Typ 5) erreichten die Ziele des guten ökologischen Zustandes, wohingegen die Maßnahmen in den silikatischen Mittelgebirgsflüssen (Typ 9) nur in einem von 10 Fällen

die Ziele erreichten. Besonders die Metrics zur Zonierung (bei den Typ 9 Gewässern ist das der Metric % Metarhithralbesiedler) zeigten bei allen untersuchten Maßnahmen Defizite auf. Desgleichen war die Verbesserungsquote bei den meisten Metrics gering. Nur beim Fauna Index in den Untersuchungsabschnitten der Mittelgebirgsflüsse und bei der Anzahl der Plus-2-Taxa des Fauna Index (besonders an naturnahe morphologische Strukturen gebunden) in den Mittelgebirgsbächen verbesserten sich in mehr als die Hälfte der Untersuchungen.

Tab. 2: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der Schlüsselhabitate in % nach Fließgewässertyp und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an.

	Typ 5 (12)		Typ 9 (36)		Typ 15 (3)		gew. MW (51)	
	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
Psammopelal	16,7	33,3	36,1	38,9	33,3	33,3	29,7	37,3
Akal	Keine Zielvorgabe	41,7	Keine Zielvorgabe	38,9	33,3	0,0	/	37,3
Xylal	0,0	33,3	36,1	16,7	0,0	33,3	25,5	21,6
CPOM	Keine Zielvorgabe	25,0	Keine Zielvorgabe	22,2	Keine Zielvorgabe	0,0	/	21,6
Phytal	25,0	16,7	5,6	41,7	66,7	33,3	10,6	35,3

Tab. 3: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der Core Metrics des Makrozoobenthos-Bewertungssystems PERLODES in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an. MMI = Multimetrischer Index der allgemeinen Degradation, Rheo = Rheoindex für Typ 5, EPTCBO = Anzahl EPTCBO Taxa für Typ 9 und T = Anzahl Trichoptera Taxa für Typ 15.

Metrics	Typ 5 (12)		Typ 9 (36)		Typ 15 (3)		gew. MW (51)	
	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
MMI	50	30	5,3	36,8	66,7	33,3	25,0	34,4
Fauna Index	50	30	10,5	57,9	33,3	0,0	25,0	43,8
EPT-Taxa [%]	40	46,2	10,5	36,8	0,0	66,7	18,8	42,6
Zonierung	40	40	0,0	36,8	100	66,7	21,9	40,6
Rheo/ EPTCBO/T	50	40	52,7	47,4	66,7	100	53,1	50,0
FI +2 Taxa	n.a.	50	n.a.	26,3	n.a.	33,3	n.a.	34,4

Tab. 4: Verbesserungsquote ergänzender Metrics des Makrozoobenthos-Bewertungssystems PERLODES in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an.

Metrics	Typ 5 (10)	Typ 9 (19)	Typ 15 (3)	gew. MW (32)
Holzfräser	30	10,5	33,3	18,7
Zerkleinerer	50	31,6	66,7	40,6
Weidegänger/Filtrierer	60	42,1	100	53,1
Akal/Psammal-Besiedler	20	31,6	66,7	31,3
CPOM-Besiedler	60	52,6	---	55,2
Phytal-Besiedler	50	19,4	33,3	30,3

Bei den ergänzenden Metrics spiegelt sich deutlich die mangelhafte Ausstattung mit den Schlüsselhabitaten in den renaturierten Abschnitten wider (Tab. 4). Da es keine Zielwerte für diese Metrics gibt, kann keine Zielerreichungsquote errechnet werden. Die Verbesserungsquote der Holzfresser, der Akal- und Psammal-Besiedler sowie der Phytal-Besiedler liegt weit unter 50 %. Nur der Anteil an Zerkleinerern und CPOM-Besiedlern zeigt einen positiven Trend, was wahrscheinlich durch die aufkommende Ufervegetation und deren Laubfall weiter verstärkt werden wird.

Die Ergebnisse der Fischerhebung (Modul 2b) zeigten, dass im Gegensatz zum MZB bereits ein Drittel der renaturierten Gewässerabschnitte den guten ökologischen Zustand erreicht hat (Tab. 5). Maßgeblich dafür ist eine Verbesserungsquote von mehr als 70 % der Maßnahmen in Mittelgebirgsflüssen. Die einzelnen Metrics weisen darauf hin, dass in den renaturierten Abschnitten das Arten- und Gildeninventar und die Altersstruktur der Fischbestände schon vielfach den guten Zustand erreicht haben. Dagegen lassen sich eindeutige Defizite bei der Artenabundanz und der Migration feststellen. Beide Metrics zeigten auch kaum Verbesserungen durch die Renaturierungsmaßnahmen.

Die ergänzenden Fischmetrics (Tab. 6) verdeutlichen, dass sich einerseits die Dominanzverhältnisse der einzelnen Arten zueinander in den renaturierten Abschnitten durch die Renaturierungsmaßnahmen klar verbessert haben, aber sich andererseits die Abundanz bzw. Präsenz der Leitarten (Leitartenindex) kaum verändert haben.

Diskussion und Zusammenfassung

Das Bewertungssystem bewertet die Struktur und die Biologie nach herkömmlichen Standards. Es erweist sich mit seinen verschiedenen Modulen als interessantes Mittel, um Effekte und noch vorhandene Defizite in renaturierten Fließgewässerabschnitten zu diagnostizieren.

Bei den untersuchten 29 Maßnahmen zeigte sich, dass die mesoskaligen Strukturen (Laufstrukturen, Längsprofil) größtenteils naturnah umgebaut wurden. Demgegenüber zeigen die kleinskaligen Strukturen (Schlüsselhabitate) bei einem Großteil der Maßnahmen noch erheblichen Abstand zum Ziel, welches durch die hydromorphologischen Steckbriefe für den guten ökologischen Zustand festgelegt sind (hydromorphologisches Entwicklungsziel). Besonders die Substratdiversität und –zusammensetzung entspricht nicht dem hydromorphologischen Entwicklungsziel. Das Makro-

Tab. 5: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der Core Metrics des Fischbewertungssystems fiBS in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an.

Metrics	Typ 5 (12)		Typ 9 (36)		Typ 15 (3)		gew. MW (51)	
	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
Gesamtbewertung	33,3	33,3	33,3	71,4	0,0	100	30,0	66,7
Arten-/Gildeninventar	50,0	33,3	52,4	38,1	100	33,3	56,7	36,7
Artenabundanz/ Gildenverteilung	16,7	16,7	4,8	38,1	0,0	0,0	6,7	30,0
Altersstruktur	50,0	16,7	61,9	47,6	0,0	100	53,3	46,7
Migration	16,7	16,7	9,5	0,0	0,0	0,0	10,0	3,3
Fischregion	33,3	0,0	66,7	19,1	100	33,3	63,3	16,7
Dominante Arten	33,3	0,0	14,3	23,8	0,0	33,3	16,7	20,0

Tab. 6: Verbesserungsquote ergänzender Metrics des Fisch-Bewertungssystems fiBS in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an. FRI = Fischregionsindex..

Metrics	Typ 5 (6)	Typ 9 (21)	Typ 15 (3)	gew. MW (30)
Abweichung vom FRI	16,7	51,1	66,7	45,8
Leitarten-Index	0,0	28,6	33,3	23,4
Community-Dominance-Index	---	76,2	66,7	75,0

zoobenthos und die Fische spiegeln die defizitäre Substratdiversität wider.

Des Weiteren ist die Zielerreichungsquote bei den meisten untersuchten Metrics schwächer als die Verbesserungsquote, was bedeutet, dass es Verbesserungen gibt, in den Metrics aber der gute ökologische Zustand (noch) nicht erreicht wird. Hauptgrund für das Nicht-Erreichen scheint, neben der defizitären Substratdiversität, eine mangelhafte Wiederbesiedlung der Probestellen zu sein. Bei den Fischen sind das größte Problem die Migrationsbarrieren, welche eine Wiederbesiedlung besonders auch mit Leitarten nahezu unmöglich machen.

Fazit

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass das Augenmerk bei künftigen Fließgewässerrenaturierungsmaßnahmen besonders auch auf eine naturnahe Verteilung der Sohlsubstrate gerichtet werden sollte. Aktives Einbringen von Totholz in adäquaten Mengen ist essentiell erforderlich. Ein aktives Einbringen von Substraten (und Substratdepots) hätte darüber hinaus durch Hochwasserereignisse den positiven Nebeneffekt, dass verschiedene Sohlstrukturen erzeugt würden, die wiederum einer diverseren Fauna und Flora als Habitat dienen. Da die Fauna sehr vieler Gewässersysteme durch anthropogene (Über-)Nutzung stark verarmt ist, sollte nach der naturnahen Umgestaltung (auch der Sohlsubstrate) über Wiederansiedlungsmaßnahmen nicht nur mit Fischen sondern besonders auch von Makrozoobenthos nachgedacht werden.

Danksagung

Besonderer Dank gilt Veronica Dahm, Benjamin Kupilas und Peter Rolauffs (Universität Duisburg-Essen), Falko Wagner (Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie), Sebastian Döbbelt-Grüne, Christian Hartmann, Uwe Koenzen, Christian Reuvers, Uwe Zellmer und Claudia Zins (Planungsbüro Koenzen) sowie Peter Haase, Moritz Leps und Heike Kappes (Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung) für die gemeinsame Bearbeitung des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Entwicklung neuer Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Revitalisierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“ (FKZ 3710 24 207). Dem Projektbegleitenden Beirat sei herzlich für seine konstruktive Unterstützung gedankt.

Literatur:

- Diekmann, M., Dußling, U., Berg, R. (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.
- Haase, P., Hering, D., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Sundermann, A. (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*: 704: 475-488.
- Lorenz, A., Hering, D., Nohl, M. (in press) Test eines Bewertungssystem zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen – bzw. wieso bleibt der Erfolg aus? DGL-Tagungsbericht, 2016, Wien.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. www.fließgewässerbewertung.de.
- UBA (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Texte 43/2014 (Vol. XXXIII). Dessau-Roßlau. (Kapitel 9: Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen) <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-fließgewässern>

Anschrift der Verfasser:

Dr. Andrea Sundermann
Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt
Clamecystraße 12
63571 Gelnhausen
Andrea.Sundermann@senckenberg.de
www.senckenberg.de/root/index.php?page_id=4335

Dr. Armin Lorenz, Michael Nohl und Prof. Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen, Abt Aquat. Ökologie
Universitätsstraße 5
45141 Essen
armin.lorenz@uni-due.de
daniel.hering@uni-due.de
www.uni-due.de/aquatisc_oe_kologie

Der Klimawandel und seine Folgen für die Gewässerentwicklung

Arndt Bock

Nach derzeitigem Kenntnisstand ist für die Bundesrepublik Deutschland zukünftig mit folgenden klimatischen Veränderungen zu rechnen:

- Erhöhung der Niederschläge in den Wintermonaten und damit größere mittlere Winterabflüsse.
- Im Mittel eine Verringerung der Niederschläge in den Sommermonaten und damit geringere mittlere Sommerabflüsse.
- Insbesondere in den Sommermonaten stärkere Amplituden und häufigeres Eintreten von Extremabflüssen.
- Verstärkter Bodenabtrag in Folge von Starkregenereignissen.
- Verdoppelung der Sommertage (Temperaturen > 25 °Celsius).
- Erhöhte Temperaturen in Gewässern und Böden mit Auswirkungen vor allem auf die biologischen Umsetzungsprozesse.
- Veränderung der Globalstrahlung als wesentliche Einflußgröße auf das pflanzliche Wachstum in Gewässern.
- Erhöhung der Verdunstungsraten.

Für das Beispielsgewässer Mittlere Altmühl wurden in den vergangenen Jahren folgende Kriterien für die Umgestaltung entwickelt:

- Bordvoller Abfluß bleibt unverändert.
- Einschnürung der Sohle bis auf ca. 50 % der ursprünglichen Breite.
- Deutliche Abflachung der Ufer, bewegte Uferlinie.

- Unterschiedliche Sohlthiefen.
- Natürliche Sukzession vorrangig.
- Neupflanzung: Flatterulmen.

Aus den bisherigen Erkenntnissen ergeben sich folgende Schlußfolgerungen:

- Gezielte Pflege- und Steuerungsmaßnahmen.
- Dokumentation der klimabedingten Änderungen von Gewässerbett und -struktur sowie der Abflußverhältnisse.
- Monitoring, um Veränderungen der Gewässerqualität festzustellen.
- Auswirkungen auf die Interaktion Oberflächen- und Grundwasser.
- Erosionsmindernde Gestaltung der Gewässerauen und Einzugsgebiete.

Hinweis: Bei dem vorstehenden Text handelt es sich um einen Auszug aus dem Programmheft zur Tagung.

Anschrift des Verfassers:

Arndt Bock
Leiter des Hauptausschusses „Gewässer und Boden“ der DWA

arndt.bock@gmx.net



Sandgewässer (Krollbach bei Hövelhof, Foto: G. Bockwinkel)

Morphologische Skalen für den guten Zustand von Fließgewässern

Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf

Die Morphologie unserer Fließgewässer hat sich über Jahrtausende ständig verändert, um den heutigen Zustand zu erreichen. Anthropogene Einflüsse wirken in den letzten zweitausend Jahren zusätzlich auf das System Fluss ein. Mit Beginn der Flussregulierungen im 19. Jahrhundert wurden dann auch die größeren Flüsse vom Menschen geprägt.

Die langfristige morphologische Entwicklung der Flussläufe ist von immenser Bedeutung für den Hochwasserschutz, die Schiffbarkeit großer Flüsse, die Unterhaltung der Binnenhäfen und der Wasserstraßen, den Zustand der verschiedenen Ökosysteme und daher auch für die deutsche Volkswirtschaft. Während kurzfristige morphologische Reaktionen durch Strömungsmodelle bereits gut abgeschätzt werden können, ist die Prognose langfristiger und großräumiger Entwicklungen noch relativ wenig erforscht. Auswirkungen von Maßnahmen am Fluss überlagern sich dabei hinsichtlich ihrer Wirkungen sowohl in der zeitlichen wie auch der räumlichen Skala.

Neben der zeitlichen Skala spielt also auch die räumliche Skala im System Fluss eine wichtige Rolle. Veränderungen spielen sich nicht nur auf der Megaskala ganzer Flusseinzugsgebiete ab, sondern auch in kleinräumigen Prozessen wie zum Beispiel Veränderungen im Interstitial. Dies erfordert ein vertieftes Verständnis der morphodynamisch wirksamen Prozesse im Flussraum

(Wechselwirkung Strömung, Sediment, Morphodynamik, Bauwerke, Ökologie) als Grundlage für die Beschreibung der Veränderungen im Flussraum.

Um den guten Zustand der Fließgewässer entsprechend der EG-WRRL zu erreichen, ist die sich ständig verändernde Morphologie eine entscheidende Randbedingung. Das System Gewässer darf dabei nicht als statisches System betrachtet werden, sondern als ein hochdynamisches System, das sich immer verändert hat und sich immer verändern wird.

Hinweis: Bei dem vorstehenden Text handelt es sich um einen Auszug aus dem Programmheft zur Tagung.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf
Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
RWTH Aachen University
Mies-van-der-Rohe-Str. 17
52056 Aachen

schuettrumpf@iww.rwth-aachen.de
www.iww.rwth-aachen.de



Kiese in der Lippe bei Paderborn (Foto: G. Bockwinkel)

Feststoffmanagement und Sedimentdurchgängigkeit

Dr.-Ing. Michael Detering

1. Problem Sedimentüberschuss bzw. -defizit

Jedes Fließgewässer führt Feststoffe mit sich – der größte Anteil hieran Sedimente – die früher oder später sedimentieren und auch wieder erodiert werden können. In frei fließenden Gewässern stehen über längere Zeit Erosion und Sedimentation mengenmäßig zumeist etwa im Gleichgewicht.

Staubauwerke stören dieses Gleichgewicht jedoch empfindlich. Oberhalb von Talsperren oder anderen Querbauwerken kommt es zu einer Sedimentation. Diese überschreitet weltweit inzwischen sogar den Neubau von Talsperren ganz erheblich und macht große Teile der internationalen Wasserwirtschaft nicht nachhaltig (siehe Abb. 1). Angesichts der mit den Bauwerken verbundenen Kosten und des jeweiligen ökologischen Eingriffs wird dies langfristig zu ganz erheblichen Problemen führen, soweit diese nicht schon eingetreten sind.

Unterhalb von Staubauwerken kommt es zum umgekehrten Effekt. Der Sedimentrückhalt oberstrom führt zu einem Sedimentmangel, den das Gewässer durch Erosion aus der Gewässersohle

wieder ausgleicht. Mitunter wird das Sedimentdefizit durch Flussbegradigungen, Fahrrinnenbildung und Schiffsverkehr noch verstärkt und dabei durch unerwünschte Sedimenteinträge insbesondere aus der Landwirtschaft nicht ausgeglichen. Alle großen Gewässer weisen heute einen Mangel an Sediment über alle Korngrößen auf, der nachteilige Auswirkungen bis in die Ästuar- und Küstengebiete hat.

Trotz dieser Problematik gibt es nur vereinzelt übergreifende Regelungen zum Umgang mit dem Thema Sediment. Zwei der wenigen Beispiele sind die HABAB-WSV (Handlungsanweisung für Baggergut im Binnenland der Bundeswasser- und Schifffahrtsverwaltung) oder das Sedimentmanagementkonzept Elbe der FGGE (Flussgebietsgemeinschaft Elbe), wobei letztere keine konkreten Vorgaben macht, sondern generelle Zielrichtungen vorgibt. Ein Großteil an Baggermaßnahmen in Deutschland wird von den Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen selbst durchgeführt, die eine entsprechende Routine in der Handhabung entwickelt haben.

Außerhalb der Bundeswasserstraßen bestehen bei Betroffenen und Behörden jedoch Unsicherheiten über Problematik, Umgang und zulässige

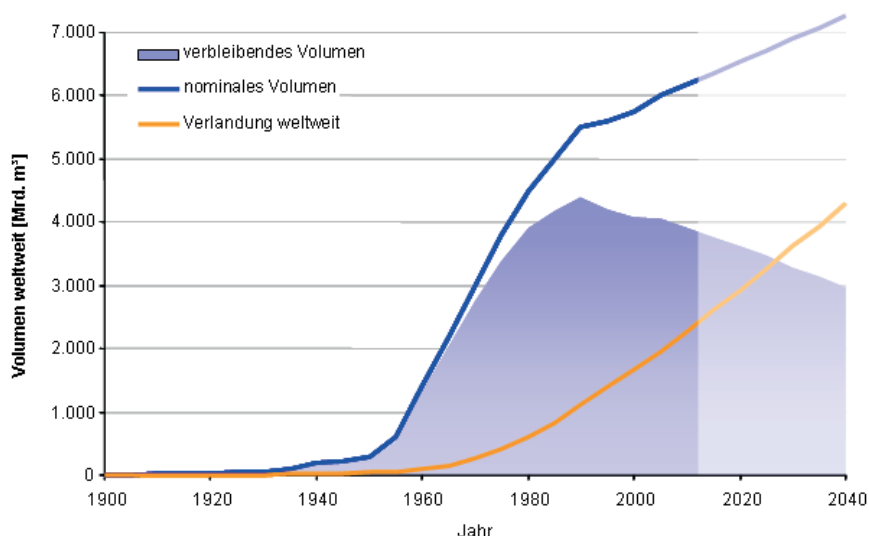


Abb. 1: Veränderung von Talsperren weltweit

Lösungsmöglichkeiten. Dieser Beitrag behandelt Aspekte des Sedimentmanagements an Staugewässern im Bereich außerhalb der Bundeswasserstraßen und zeigt dabei unterschiedliche zu beachtende Kriterien und Strategien auf.

2. Kriterien für Umlagerung und Entnahme

2.1 Begriffe und Kriterien

Da die in Diskussionen verwendeten Begriffe teilweise unterschiedlich verstanden werden und aktuelle Gesetze keine Festlegungen treffen, soll im Hinblick auf die Rechtslage und der branchenüblichen Verwendung zunächst eine kurze Klarstellung gegeben werden.

Unter „Sediment“ wird im allgemeinen der Anteil an Feststoffen verstanden, der im Unterschied zu Schwimmstoffen, nicht an der Oberfläche transportiert wird, sondern sich im Gewässer abgelagert hat und dabei zuvor in Schwebelagerung oder in der Nähe des Gewässerbodens rollend, hüpfend oder gleitend transportiert wurde.

„Baggergut“ bezeichnet den Anteil an Aushub aus Gewässern, die vom Gewässerboden aufgenommen wurden und dies unabhängig von der Art der Baggerung. Eine „Entnahme“ von Baggergut aus einem Gewässer liegt erst dann vor, wenn dieses an Land verbracht wurde. Wird Baggergut auf dem Gewässer transportiert und an anderer Stelle wieder abgelagert, spricht man von „Umlagerung“.

2.2 Morphologische Kriterien

Wie eingangs dargestellt, benötigen Gewässer „ihr“ Sediment für ein ökologisches Fließgleichgewicht. Unterhalb von Stauanlagen liegt dagegen oft ein Feststoffmangel in Gewässern vor. Ein gewisser Grad an Veränderungen ist in Fließgewässern normal und auch ein Wechsel von Fein- und Grobmaterialsohlen entlang des Gewässerverlaufs. Teilweise hat der Mangel an Sediment durch den oberstromigen Rückhalt in Stauseen jedoch zu massiven Problemen geführt, darunter der Verlust von Deltas, die Verbrackung von Küstengebieten und erhebliche Erosionsprobleme ganzer Landstriche, so beispielsweise der Mangel an Sediment am Nil unterhalb des Assuan-Stausees mit Erosion der südisraelischen Küste.

Von der Sohlbeschaffenheit in einem Flussbett auf den natürlichen Sedimentzustand in einem Gewässer schließen zu wollen, ist alleine jedoch

nicht zielführend. Liegt in einem Fließgewässer beispielsweise ein grundsätzlicher Sedimentmangel bei einer heterogenen Sohlbeschaffenheit vor, wird die Gewässersohle so lange erodieren, bis sich an der Sohloberfläche eine kiesige Deckschicht ausgebildet hat. Dies gilt selbst für den Fall, dass ein reiner Feinsedimentmangel vorliegt. Die Betrachtung alleine der Sohle würde hier zu der irrigen Annahme führen, dass das Gewässer ausschließlich Kies transportiert.

Daher ist bei einer Beurteilung der potenziell natürlichen morphologischen Situation eine Betrachtung sowohl der Sohlsituation im Fließgewässer als auch entstandener Sedimentablagerungen erforderlich. Neben der qualitativen Bewertung ist auch die quantitative Abschätzung wichtig. Bei der Rückführung in einen naturnahen Zustand soll ein Gewässer in Bezug auf die Sedimentdynamik weder über- noch unterversorgt werden, wobei auch die Natur selbst hier große Schwankungen liefert.

Die heute verfügbaren Referenz- und Literaturwerte lassen jedoch eine näherungsweise abflussabhängige Abschätzung der Transportfähigkeit und des Sedimentbedarfs von Gewässerabschnitten zu.

2.3 Ökologische Kriterien

Sediment stellt nicht nur einen morphologischen Einflussfaktor dar, sondern ist auch ökologisch bedeutsam. So benötigen beispielsweise Flussneunaugen zum Laichen einen kiesigen, für die Larvenentwicklung jedoch einen sandigen Untergrund. Sedimente bestehen nicht nur aus Gestein, sondern auch aus biologischem Material und damit einem wertvollen Substrat für viele Organismen.

Leider stellt Sediment auch eine Senke für viele Schadstoffe dar. Zu unterscheiden ist hier zwischen einer geogenen Belastung des Sediments, die bei der Erosion schadstoffhaltiger Gesteinsschichten entsteht, und einer anthropogenen Belastung als Folge des Schadstoffeintrags aus zivilisatorischen Einflüssen. Praktisch kein Sediment auf der Welt ist gänzlich unbelastet. Wichtig ist jedoch die Beurteilung des Grades der Belastung und damit die Frage, ob dieses Sediment dem weiteren Gewässerverlauf zugemutet werden kann oder nicht.

Bei einer vorliegenden anthropogenen Belastung ist diese bei größeren Sedimentansammlun-

gen wiederum nicht zwangsläufig gleichmäßig. Wurden früher zumeist Mischproben verwendet, ist dank modernen Probenahmeverfahren die Abgrenzung zwischen kritischen und unkritischen Horizonten mit einer Differenzierung im cm-Bereich möglich, dies über mehrere Meter Mächtigkeit und auch im Weichsediment (Abb. 2a/2b). Dies kann ganz erhebliche finanzielle Auswirkungen haben und zu entsorgende Mengen gegenüber früheren Konzepten deutlich reduzieren.



Abb. 2a/2b: Probenahme (Bildquelle: DB Sediments)

2.4 Wirtschaftliche Kriterien

Für den Unterhaltungsverantwortlichen eines Gewässers kann ein Mangel oder Überschuss an Sediment sehr große Kostenbelastungen zur Folge haben. Früher wurden Gewässer regelmäßig oder bei Bedarf beräumt, damit Sediment aus dem System Fließgewässer dauerhaft entfernt. Die Verschärfung der Deponieverordnung, der Mangel an Fläche und Deponieraum sowie weitere gestiegene Umweltauflagen haben die Entsorgung von Sediment enorm verteuert. Heute liegen Bagger-, Transport- und Entsorgungskosten in Bereichen bis 250 €/t, angesichts der verbundenen Massen damit Maßnahmen für Sedimententfernungen schnell im Bereich mehrstelliger Millionenbeträge.

Die Folge ist, dass in den vergangenen Jahrzehnten immer weniger Unterhaltungsmaßnahmen durchgeführt wurden und heute ein Rückstau an Maßnahmen zur Lösung von Sedimentationsproblemen vorliegt. Die Verlandung von Stauseen schreitet dabei unverändert fort.

Umgekehrt entstehen durch den Rückhalt von Sediment Folgekosten in nachfolgenden Gewässerabschnitten. So verklappt die Bundeswasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes alleine im Rhein jährlich mehrere hunderttausend Tonnen an Land erbaggerten Ersatzmaterials, um die weitere Erosion dieser Wasserstraße zu begrenzen. Eine Erosion findet, wenn auch mit verringertem Umfang, jedoch weiterhin statt. Das Erosionsproblem ist damit nicht gelöst und selbst der jetzige Zustand nicht nachhaltig.

Gegenüber der Deponierung und/oder Zugabe ist eine reine Umlagerung mit einem deutlich geringeren Aufwand verbunden. Dieser beläuft sich je nach örtlichen Randbedingungen zumeist auf einen Bereich zwischen 2 und 40 €/t. Aus wirtschaftlichen Gründen wird ein Betreiber daher das Interesse haben, einen möglichst großen Anteil überschüssigen Sediments nach Unterstrom zu transportieren oder auf anderem Weg in die fließende Welle zu geben.

2.5 Rechtliche Kriterien

Die Notwendigkeit, Gewässer nicht nur durchgängig für aquatische Organismen, sondern ebenso für Feststoffe zu machen, wurde bereits in der EG-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) berücksichtigt [1]. Anhang V der EG-WRRL fordert für den sehr guten Gewässerzustand auch ebendiese Durchgängigkeit für Sedimente. In die konkreten Umsetzungsfahrpläne der verschiedenen Wasserkörper wurde sie jedoch bislang erst im Einzelfall aufgenommen und stellt eine im nächsten Bewirtschaftungszyklus nachzuholende Aufgabe dar.

Nationaler Handlungsrahmen auch für den Umgang mit Sedimenten in Gewässern ist in Deutschland das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). So lange Sediment im Gewässer verbleibt – und dies schließt die Umlagerung regelmäßig mit ein – stellt ein Transfer oder eine andere Umlagerung des Sediments zumeist eine genehmigungsfreie Maßnahme der Gewässerunterhaltung dar (§ 39 WHG). Erst bei einer Entnahme und damit der Landverbringung entsteht eine wasserrechtliche Zulassungspflicht. Ferner unterliegt ent-

nommenes Material ab dann – und nicht vorher – den Regularien des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG).

Für einen Maßnahmenverantwortlichen und die beteiligten Aufsichtsbehörden hat dies die klare Konsequenz, dass entnommenes und an Land verbrachtes Baggergut regelmäßig gemäß LAWA -Kriterien analysiert und in Zuordnungs- bzw. Deponieklassen eingeteilt wird. So lange das Material jedoch nur umgelagert wird, bleibt es ausschließlich im Geltungsbereich des WHG. Die LAWA-Kriterien und Klassen spielen bei einer Beurteilung der Maßnahme dann keine Rolle.

In einer solchen zusammenfassenden Deutlichkeit ist dieser Sachverhalt bislang fast nur in der HABAB-WSV (Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland) der Bundesanstalt für Gewässerkunde benannt, zusammen mit Beurteilungskriterien und Verbringungswegen. Die HABAB-WSV ist jedoch nur für den Bereich der Bundeswasserstraßen verbindlich. Außerhalb der Bundeswasserstraßen gibt es keinen solch zusammenfassend beschreibenden Rahmen. Köthe [2] empfiehlt mangels bislang vorliegender alternativer Werke die Anwendung der HABAB-Kriterien auch auf Länderebene. Diese Empfehlung scheint in der Breite jedoch erst langsam verstanden zu werden. Hauptkriterium ist hierbei der chemische Zustand des zu verlagernden Sediments im Vergleich zum Sedimentzustand an der Zugabestelle.

3. Management

Der professionelle Umgang mit Sediment wird sich an ökologischen/morphologischen, technischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Kriterien orientieren. Ein Anwender ist dabei bestrebt, im

zulässigen Rahmen eine für ihn optimale Lösung umzusetzen.

Zu Beginn steht hierbei oft die Erkenntnis, dass die Sedimentationsprobleme nicht mehr tragbare Ausmaße angenommen haben oder aber dass – wie häufig – eine erst späte Lösung von Sedimentationsproblemen zu enormen auch spezifischen Kostensteigerungen führen wird – je später, desto teurer. Dies hängt insbesondere mit anlegbaren Referenzwerten zusammen, die Vergleichswerte für einen zulässigen Sedimenttransfer in nachfolgende Gewässerabschnitte festlegen.

Erster und wesentlicher Schritt hier dann die Ermittlung der örtlichen Randbedingungen, Erarbeiten von Lösungsalternativen und die Erstellung eines Erläuterungsberichts. Dieser dient nicht nur dem Maßnahmenträger als Dokumentation, sondern auch als Informationsgrundlage für die zuständige Aufsichtsbehörde.

Welche Alternativen bzw. technischen Verfahren jeweils – ggf. mehrere in Kombination – in Fragen kommen, lässt sich nicht pauschal beantworten. Zur Verfügung steht die Immobilisierung von Sediment, die Umlagerung im Gewässer als Kampagne oder in kontinuierlicher Form, die Entnahme zur Deponierung, Verwendung oder Verwertung [3, 4].

Ist eine nachhaltige und dauerhafte Lösung von örtlichen oder regionalen Sedimentations- und Erosionsproblemen gewünscht, bietet sich ein regelmäßiger oder aber kontinuierlicher Sedimenttransfer an, der nach der Lösung der initialen Probleme in verringertem Umfang konstant fortgeführt werden kann und trotz Sperrbauwerk den Sedimenttransfer an Stauseen nachbildet.



Abb. 3: Beispiel für Geräte für den automatischen Sedimenttransfer (Bildquelle: DB Sediments)

Inzwischen sind sogar Geräte zum vollautomatischen Betrieb verfügbar (Abb. 3). Wesentliches Auslegungskriterium für einen solchen Sedimenttransfer ist die abflussabhängige Transportkapazität des nachfolgenden Gewässers für das zu verlagernde Sediment.

Leitlinie sollte aus ökologischen und volkswirtschaftlichen Gründen immer sein, so viel Sediment im Gewässersystem zu belassen bzw. zu verlagern wie sinnvoll. Ist eine Verlagerung oder Teilverlagerung nicht möglich, entstehen regelmäßig hohe Kosten. Dies kann selbst dann der Fall sein, wenn zunächst gar keine Maßnahmen durchgeführt werden. So ergibt sich für den Betreiber eines künstlichen Gewässers unter Umständen die Verpflichtung, eine hohe finanzielle Rückstellung für die Beräumung und Deponierung des Sediments zu erfassen. Dies gilt für den Fall in dem klar wird, dass keine Rückführung oder Weitergabe des Sediments vorgesehen ist, sondern eine späterer Entledigungswille und damit eine Deponierung zu besorgen sind.

4. Zusammenfassung und Fazit

Unterhaltungsverantwortliche von Staugewässern sind gut beraten, frühzeitig Konzepte und Planungen für den Umgang mit Sediment in Ihren Gewässern aufzustellen, sofern sich dort nennenswerte Sedimentablagerungen bilden. Die umfasst auch Beprobungen und die Bewertung möglicher Maßnahmenwege. Zeichnet sich ab, dass eine Beräumung erforderlich wird, sollte die Planung hierfür frühzeitig erfolgen, idealerweise auch die Ausführung. In Zukunft ist eher mit deutlichen Kostensteigerungen zu rechnen. Selbst in dem Fall, dass der Ausführungszeitpunkt noch nicht feststeht, können bei wirtschaftlich tätigen Gewässerunterhaltern finanziell ganz erhebliche bilanzrelevante Belastungen entstehen.

Umgekehrt stehen für Sedimentprobleme heute technisch ausgereifte Bewertungsmethoden sowie verschiedene wirtschaftlich und ökologisch vertretbare oder sogar vorteilhafte Lösungswege zur Verfügung, die auch genutzt werden sollten. Zu langes Warten löst die damit verbundenen Kosten nicht, sondern vergrößert sie zumeist. Leitweg sollte wann immer möglich aus ökologi-

schon und wirtschaftlichen Gründen die Durchgängigkeit des Sediments innerhalb der Gewässer sein.

Problematisch ist bisweilen die Beurteilung durch Aufsichtsbehörden außerhalb der Bundeswasserstraßen, die nicht regelmäßig mit Sediment-Thematiken befasst sind. Aus falsch verstandener Besorgnis werden auch bei aus Gewässersicht unkritischen Schadstoffverhältnissen teilweise Entnahmen mit Land-Deponierung vorgeschrieben und damit unverhältnismäßig hohe Ausführungskosten, damit volkswirtschaftliche und ökologische Nachteile generiert.

Zwar bleiben Entsedimentierungsmaßnahmen Einzelfallentscheidungen. Mit den heute verfügbaren Analyseverfahren und einer fachlich kompetenten Bewertung der jeweiligen Rechtslage lassen sich Maßnahmen jedoch mit einem bedeutend geringeren Ausführungsumfang realisieren als häufig zunächst gefordert.

Literatur:

- [1] Detering, M.: Sedimentdurchgängigkeit als Herausforderung, ZEK Hydro Magazin, Ausgabe 05/2014, S. 56ff
- [2] Köthe, H.: „Baggergut im Kontext nationaler und europäischer Regelungen“, Koordinationsstelle Baggergut der Bundesanstalt für Gewässerkunde, 2002
- [3] H. Schüttrumpf et. al.: „Nutzung und Verwertung von Talsperrensedimenten“, Dresdner Wasserbaukolloquium 2012
- [4] DWA-Merkblatt 525 „Sedimentmanagement in Fließgewässern - Grundlagen, Methoden, Fallbeispiele, Herausgeber: Deutsche Gesellschaft für Wasser und Abfall, 2012, ISBN: 978-3-942964-47-0

Anschrift des Verfassers:

Dr. Michael Detering
DB Sediments GmbH
Bismarckstr. 142
47057 Duisburg

m.detering@db-sediments.com
www.db-sediments.com



Mühlkopfen (Groppen) leben bodenorientiert (Foto: G. Bockwinke)

Interaktion von Sedimentdynamik und Gewässer- ökologie am Beispiel der Kolmation

Dr.-Ing. Markus Noack

Einleitung und Hintergrund

Neben der Abflussdynamik und daraus ableitbaren hydraulischen Größen stellen die Morphodynamik und die Sedimentzusammensetzung in einem Fließgewässer weitere wesentliche Parameter zur Beschreibung von aquatischen Habitaten dar. Die Hydromorphologie stellt nach EG-WRRL 2000 einen zentralen Parameter zur Bewertung des ökologischen Zustands eines Fließgewässers dar und ist zugleich ein wesentlicher Aspekt, warum in vielen Gewässern in Deutschland der gute ökologische Zustand noch nicht erreicht ist. Obwohl in vielen Ansätzen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern (z. B. Habitatsignaturmodellen) die Sedimentzusammensetzung Berücksichtigung findet, wird insbesondere die Sedimentdynamik zumeist vernachlässigt. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Kolmation, die insbesondere den Lebensraum der Gewässersohle und somit das interstitiale Habitatangebot beeinträchtigt. Obwohl die Infiltration von Feinsedimenten ein natürlicher Prozess in Fließgewässern mit breiter Korngrößenverteilung ist, können anthropogene Maßnahmen wie die Regulierung des Abflusses (fehlende Hochwasserereignisse zur Sedimentumlagerung) sowie intensive ufernahe landwirtschaftliche Nutzung (erhöhter Sedimenteintrag) die Ausprägung von Kolmation durch ein Ungleichgewicht zwischen Transportkapazität und Sedimenteintrag massiv erhöhen.

Allgemein bezeichnet die Kolmation eine „Selbstabdichtung“ der Gewässersohle, die in einer Beeinträchtigung der vertikalen Austauschprozesse zwischen Oberflächen-, Interstitial- und Grundwasser resultiert (Boulton, 2007). Die Eignung als beschreibende Habitatvariable wird allerdings durch zwei maßgebliche Faktoren eingeschränkt. Zum einen existiert keine einheitliche Definition der Kolmation und zum anderen ist die Kolmation in ihrer Komplexität modelltechnisch schwierig zu erfassen. In der fachspezifischen Literatur wird zwischen äußerer und innerer Kolmation aber auch zwischen mechanischer, physikalischer oder chemischer Kolmation unterschieden (Descloux et al., 2010). Aus morphologischer Sicht

wird häufig nur die sedimentologische Kolmation im Sinne einer „Verstopfung des Kieslückensystem“ berücksichtigt. Bei hydrogeologischen und mikrobiologischen Betrachtungen werden vorwiegend mikrobielle Prozesse (z. B. Aufwuchs von Biofilmen), die zusätzlich den Porenraum verschließen, unter dem Begriff der Kolmation aufgeführt. Zusammenfassend kann die Kolmation als sedimentologischer und biogeochemikalischer Prozess verstanden werden, der sich durch eine Vielzahl von interaktiven Teilprozessen kennzeichnet (Brunke and Gonser 1997; Noack et al. 2016).

Die Bedeutung der Kolmation für die Reproduktion kieslaichender Fischarten ist seit vielen Jahren bekannt und wird in zahlreichen Untersuchungen als ein bedeutender Parameter zur Beschreibung der Qualität von Laich- und Reproduktionshabitaten verwendet (Sear et al., 2008). Hinsichtlich des Laichhabitats führen Kolmationsprozesse neben einer Feinsedimentanreicherung der Gewässersohle auch zu einer erhöhten Stabilität der Gewässersohle. Die Verfestigung erschwert bzw. verhindert das Schlagen von Laichgruben und reduziert somit die zur Verfügung stehenden Laichhabitats (Kondolf 2000). Bezüglich des Inkubationshabitats reduziert die Infiltration von Feinsedimenten die Porosität und somit die hydraulische Leitfähigkeit der Gewässersohle. In Folge vermindert sich der Transport von sauerstoffreichem Oberflächenwasser im Interstitial und gefährdet die Sauerstoffversorgung während der embryonalen und larvalen Entwicklungsphase von Kieslaichern. Weiterhin wird durch die Anreicherung von Feinsedimenten im Kieslückensystem die mikrobielle Aufwuchsfläche vergrößert, wodurch verstärkt biogeochemikalische Prozesse auftreten, die zusätzlich Sauerstoff zehren. Dieser Sauerstoffbedarf konkurriert direkt mit dem Sauerstoffbedarf der Eier und Larven kieslaichender Fischarten während der Inkubationsphase (Sear et al., 2008). Die Entwicklung einer Kolmationsschicht während der Reproduktionsperiode kann weiterhin eine erfolgreiche Emergenz verhindern. Dies ist der Fall, wenn die Porenräume derart reduziert werden, dass die geschlüpften Larven nicht mehr aus dem Inter-



Abb. 1: Photographische Darstellung unterschiedlicher Kolmationsstufen (verändert nach Eastman (2004)).

stitial in die Freiwasserzone aufsteigen können (Sternecker and Geist 2010). In Abbildung 1 sind verschiedene Ausprägungsstadien der Kolmation photographisch dargestellt.

Im Rahmen einer größeren Studie wurde ein habitatbasiertes Modellsystem für die Simulation des Reproduktionshabitats von kieslaichenden Fischarten entwickelt (Noack 2012), welches explizit die räumliche und zeitliche Veränderung von interstitialen Eigenschaften berücksichtigt. Das gesamte Modellsystem berücksichtigt diesbezüglich die Laichhabitateignung (Noack et al. 2015) sowie die Qualität von Habitaten zur Inkubation und Emergenz. Im Rahmen dieses Beitrags wird ein Teil des Modellsystems vorgestellt, welcher darauf abzielt, die Qualität des Kieslückensystems (Interstitialhabitatqualität, IHS) während der Inkubationsphase zu simulieren. Diesbezüglich werden Schlüsselfaktoren zur Beschreibung des interstitialen Habitats (hydraulische Leitfähigkeit, interstitiale Temperatur, hyporheische Respiration) über einen multivariaten fuzzy-logischen Ansatz miteinander verknüpft und den unterschiedlichen Ansprüchen der Entwicklungsstadien während der Inkubationsphase (Augenpunktstadium, Schlupfzeit, Larve) gegenübergestellt. Aufgrund der dynamischen Betrachtung aller Eingangsgrößen können, basierend auf den Modellergebnissen, limitierende Habitatbedingungen während der Reproduktionsphase kieslaichender Fischarten nicht nur räumlich sondern auch zeitlich identifiziert werden.

Methoden

Modellprinzip des multivariaten fuzzy-logischen Ansatzes im Habitateignungsmodell CASiMiR

Die prinzipielle Funktionsweise multivariater Habitateignungsmodelle basiert auf der Verknüpfung von habitatbeschreibenden Variablen

mit den Ansprüchen einer Indikatorart an dieses Habitat. Das am Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart entwickelte Habitatsimulationsmodell CASiMiR realisiert diese Verknüpfung über einen multivariaten fuzzy-logischen Ansatz (Noack et al. 2013). Basiselement sind hierbei unscharfe Fuzzy-Mengen, mit denen sich linguistische Variablen wie „große“, „mittlere“ oder „kleine“ Werte beschreiben lassen, die im Modell numerisch verarbeitet werden. Das Ergebnis der Modellierung ist eine Vorhersage über die Habitateignung mit Werten zwischen 0 (ungeeignet) und 1 (optimal geeignet). Ein Vorteil dieser regelbasierten unscharfen Vorgehensweise beinhaltet die Tatsache, dass Kenntnisse über die Ansprüche von Indikatorarten in der Regel nicht als exakte Funktionen definierbar sind, sondern eher als Wertebereiche mit geringen, mittleren oder höheren Eignungen für spezifische Arten und deren Altersstadien angegeben werden können.

Modellansatz zur Beschreibung der Habitateignungen während der Inkubationsphase

Der erste Schritt beinhaltet die Auswahl von Schlüsselfaktoren, die vorwiegend zwei Bedingungen erfüllen müssen: Einerseits müssen die Schlüsselfaktoren die interstitialen Habitateigenschaften sowie deren Veränderungen ausreichend genau beschreiben und andererseits müssen die Habitatansprüche bezüglich dieser Schlüsselfaktoren bekannt sein. Um die Auswirkungen der Kolmation auf das Inkubationshabitat kieslaichender Fischarten zu simulieren, werden hier drei Schlüsselfaktoren verwendet: Die Durchlässigkeit der Gewässersohle, die Temperatur im Kieslückensystem der Gewässersohle und die hyporheische Respiration. Während die Durchlässigkeit die Sedimentcharakteristik beschreibt und Informationen über die Transportkapazität für sauerstoffreiches Oberflächenwasser sowie

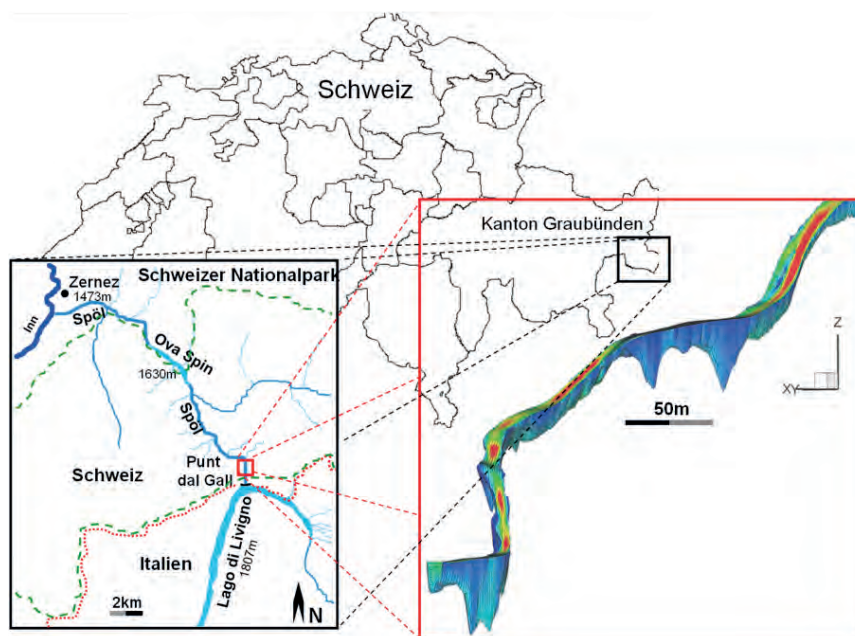


Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet in der Schweiz mit dem Schweizer Nationalpark und der Untersuchungsstrecke im Spöl.

den Abtransport von Stoffwechselprodukten zur Verfügung stellt, gibt die interstitiale Temperatur Hinweise zur Stoffwechselaktivität sowie über die oberen und unteren letalen Temperaturgrenzen. Die hyporheische Respiration fasst den Sauerstoffbedarf biogeochemikalischer Prozesse zusammen. Aufgrund der unterschiedlichen Habitatanforderungen der Entwicklungsstadien während der Inkubationsphase werden die Berechnungen zur Qualität des Interstitialhabitats für jedes Entwicklungsstadium (Augenpunktstadium, Schlupfzeit und larvale Phase) separat durchgeführt. Des Weiteren wird das Fuzzy-Modell in jedem Element des numerischen Berechnungsgitters sowie zu jedem Zeitschritt angewendet, um die räumliche und zeitliche Variabilität der Interstitialhabitatqualität adäquat abzubilden. Die Habitatansprüche während den einzelnen Entwicklungsstadien der Inkubationsphase basieren auf einer Literaturstudie sowie auf Beobachtungen, die seit über 10 Jahren die Entwicklung der Bachforellenpopulation im Modellgebiet der Fallstudie verfolgen. Für eine detaillierte Beschreibung des Ansatzes wird auf Noack et al. (2016) verwiesen.

Ergebnisse

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen zur Interstitialhabitatqualität der Bachforelle wurden am Spöl, einem kleinen Gebirgsfluss im Gebiet des Schweizerischen Nationalparks im Kanton Graubünden durchgeführt. Der Spöl ist durch den Staudamm Punt dal Gall

aufgestaut und im Unterstrom durch eine gegenüber dem ursprünglichen Mittelwasserabfluss reduzierte Abflussregulierung charakterisiert. Die Besonderheit des Untersuchungsgebiets beinhaltet die Durchführung von jährlichen künstlichen Hochwasserereignissen, um den negativen Auswirkungen der Abflussregulierung (wie z. B. die Kolmation der Gewässersohle) entgegenzuwirken, um somit bestmögliche Reproduktionsbedingungen für die Bachforelle zu schaffen. Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist die Simulation der sich verändernden interstitialen Eigenschaften während der Inkubationsphase der Bachforelle. Im Rahmen eines Monitoringprogramms wurden hierbei künstliche Laichgruben installiert und diverse Habitatparameter über den gesamten Inkubationszeitraum erfasst (z. B. hydrodynamische Parameter, Sohlhöhenänderungen, Sauerstoffgehalt, Infiltrationsmengen, Korngrößenzusammensetzung). In Abbildung 2 ist das Untersuchungsgebiet in der Schweiz mit dem Schweizer Nationalpark und der Untersuchungsstrecke dargestellt.

Eingangsdaten zur Simulation der Interstitialhabitatqualität

Die zeitliche und räumliche Variabilität der hydraulischen Durchlässigkeit wird beschrieben durch eine numerische Feststofftransportmodellierung mit SSIIM3D (Olsen 2014). Berechnet wird die Infiltration von Feinsedimenten in das Korngerüst der Gewässersohle sowie die dadurch resultierende Abnahme der Porosität

und Durchlässigkeit. Die Durchlässigkeit in den künstlichen Laichgruben reduziert sich zum Teil während der Reproduktionsphase auf Werte kleiner 1000 cm/h, welche als kritisch für eine erfolgreiche Entwicklung der Bachforelleneier und -larven gelten (Chapman 1988).

Die interstitiale Temperatur wurde kontinuierlich über einen Data-Logger erfasst. Hierzu wird die Annahme getroffen, dass die räumliche Verteilung der interstitialen Temperaturen homogen ist. Die zeitliche Veränderung und somit auch die saisonalen Schwankungen der Interstitialtemperatur wurden in 15-min-Intervallen gemessen. Insbesondere in den Wintermonaten werden kritische Temperaturen von kleiner 3 °C erreicht, die limitierend auf die Entwicklung während der Inkubationsphase wirken können (Elliott and Elliott 2010).

Bezüglich der hyporheischen Respiration wird auf bereits erhobene Messdaten zurückgegriffen (Uehlinger et al. 2003). Mithilfe der Arrhenius-Gleichung sowie dem numerisch simulierten Anteil der transportierten Kornfraktion < 8 mm wird die räumliche und zeitliche Variation der hyporheischen Respiration abgeschätzt. Die zeitliche Variation beinhaltet eine Temperaturkorrektur für die mikrobiologische Aktivität, während der Anteil von Korngrößen < 8 mm die Annahme beinhaltet, dass für Korngrößen > 8 mm das Verhältnis von mikrobieller Aufwuchsfläche im Vergleich zum Volumen zu klein ist, um relevante Respirationswerte zu produzieren (Döring 2007). Diese Werte betragen in der Regel weniger als 10 g O₂/m²d und sind eher als unkritisch zu bewerten.

In Abbildung 3 sind exemplarisch die Eingangsdaten zur Simulation der Habitateignung während der Inkubation für zwei ausgewählte Laichstandorte (R2, R9) dargestellt.

Simulationsergebnisse der multivariaten Habitatmodellierung

Basierend auf dem multivariaten fuzzy-logischen Ansatz zur Habitatmodellierung werden die oben genannten Schlüsselfaktoren zu einer Interstitialhabitateignung verknüpft. Die folgende Abbildung zeigt links die räumliche Verteilung der Interstitialhabitatqualitäten (IHS) für das Augenpunktstadium, die Schlupfzeit und das Larvenstadium, während rechts der zeitliche Verlauf in Form von Habitateignungsganglinien für drei Laichstandorte (R2, R5, R9) dargestellt ist.

Die simulierten Interstitialhabitateignungen reflektieren die unterschiedlichen Ansprüche der Entwicklungsstadien während der Inkubationsphase. Die räumliche Verteilung der Modellergebnisse (Abbildung 4, links) zeigt während des Augenpunktstadiums vorwiegend hohe Eignungen (IHS > 0,8) während die kritischsten Habitatbedingungen in der Schlupfzeit auftreten (0,4 < IHS < 0,6). Die larvale Phase hingegen zeigt höhere Eignungen als die Schlupfzeit, aber geringere Eignungen als das Augenpunktstadium (0,6 < IHS < 0,8). Diese Einteilung entspricht weitestgehend den Beobachtungen aus Literaturstudien. Eine Analyse von Habitateignungsganglinien (Abbildung 4, rechts) ermöglicht nun, den Einfluss der einzelnen Schlüsselfaktoren zu ermitteln. Insbesondere während der Schlupfzeit treten Schwankungen der interstitialen Habitateignungen auf. Diese sind vorwiegend auf den Einfluss der interstitialen Temperatur zurückzuführen. Bei Erreichen von Temperaturgrenzwerten (< 3°C) vermindert sich die Habitateignung, da diese hinsichtlich einer erfolgreichen Ei- und Schlupfentwicklung limitierend wirkt. Der Einfluss der Durchlässigkeit zeigt sich hauptsächlich durch unterschiedliche Eignungen bei gleichen Temperaturverhältnissen und durch kontinuierliche Re-

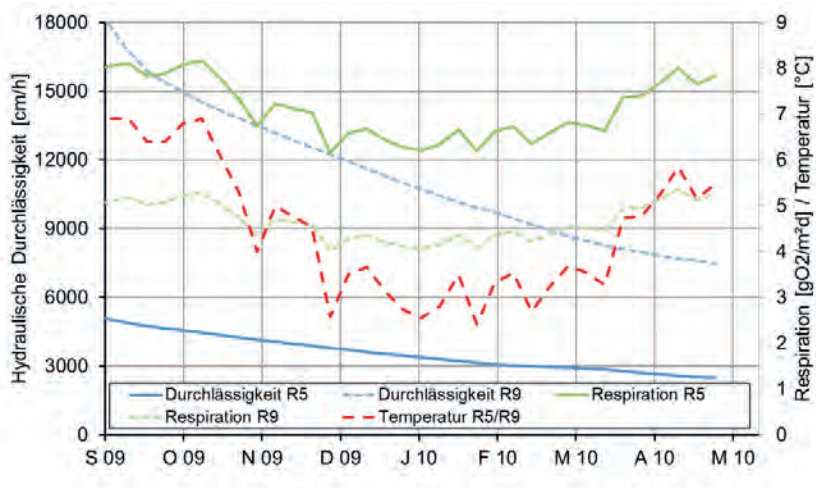
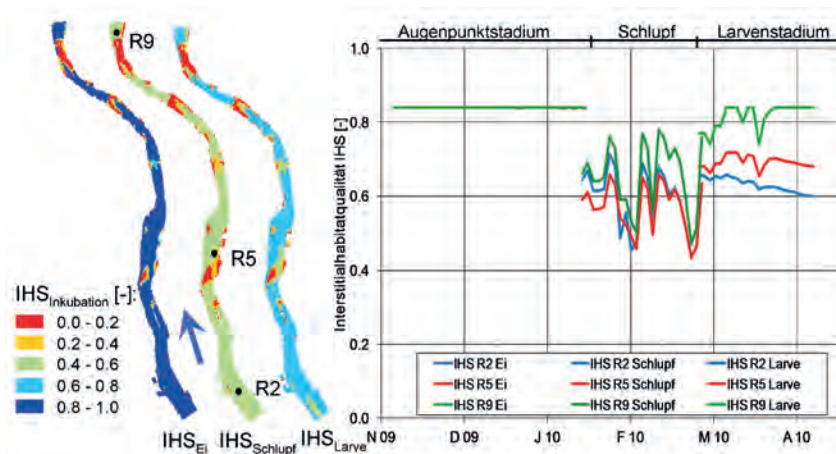


Abb. 3: Ganglinien der relevanten Eingangsparameter während der Reproduktionsperiode der Bachforelle zur Simulation der Habitateignung während der Inkubationszeit für zwei ausgewählte Laichstandorte.

Abb. 4: Räumliche Verteilung (links) und zeitlicher Verlauf der Interstitialhabitatqualität am Beispiel von drei Laichstandorten R2, R5 und R9 (rechts) während der Inkubationsphase (Augenpunktstadium, Schlupfzeit, Larvenstadium) der Bachforelle.



duzierungen der interstitialen Habitateignungen, die die fortschreitende Infiltration von Feinsedimenten und den damit verbundenen Rückgang der Durchlässigkeit reflektieren. Der Einfluss der hyporheischen Respiration ist im Spöl eher als gering einzustufen, da die Werte während der Reproduktionsphase außerhalb kritischer Bereiche liegen.

Schlussfolgerung

Der vorgestellte habitatbasierte Modellansatz erlaubt die Auswirkungen von interstitialen Veränderungen – wie zum Beispiel durch Kolmationsprozesse – auf das Inkubationshabitat kieslaichender Fischarten zu simulieren. Insbesondere die Berücksichtigung räumlich und zeitlich variierender Habitateigenschaften erlaubt eine exakte Identifizierung wann, wo und wodurch limitierende Habitatbedingungen im Interstitial auftreten. Des Weiteren berücksichtigt der vorliegende Modellansatz interstitiale Eigenschaften als Teil eines umfangreicheren Modellsystems, welches die gesamte Reproduktionsperiode beinhaltet. Das gesamte Modellsystem berücksichtigt dabei die Inkubationsphase nur in Bereichen, in denen auch ein Laichen möglich ist. Wird der vorgestellte Modellansatz in das gesamte Modellsystem integriert, ist es möglich, die Habitateignungen während der gesamten Reproduktionsphase, bestehend aus Laichphase, Inkubationsphase und Emergenzphase, zu untersuchen. Die Ergebnisse können in Form von Habitateignungskarten, als Habitateignungsganglinien über die Zeit sowie integrativ über die gesamte Modellstrecke als Habitatangebot dargestellt werden. Somit kann der Einfluss sich verändernder Rahmenbedingungen aufgrund hydro- und morphodynamischer Prozesse (z. B. Kolmation) auf die Reproduktion von kieslaichenden Fischarten bewertet und analysiert werden.

Literatur:

- Boulton, A.J., 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshw. Biol.* 52, 632–650. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01710.x.
- Brunke, M., Gonser, T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshw. Biol.* 37, 1–33.
- Chapman, D.W. (1988): Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 117: 1–21.
- Descloux, S., Datry, T., Philippe, M., Marmonier, P., 2010. Comparison of Different Techniques to Assess Surface and Subsurface Streambed Colmation with Fine Sediments. *Int. Rev. Hydrobiol.* 95, 520–540. doi:10.1002/iroh.201011250.
- Döring, M., 2007. Environmental heterogeneity and respiration in a dynamic river corridor: structural properties and functional performance. Dissertation, ETH Zürich, Schweiz.
- Eastman, K., 2004. Effects of Embeddedness on Fish Habitats An Approach for Implementation in the Habitat Simulation Model (Master). University of Stuttgart, Institute for Hydraulic Engineering, Department of Hydraulic Engineering and Water Resources Management.
- Elliott, J.M., Elliott, J.A., 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *J. Fish Biol.* 77, 1793–1817. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x.

- Kondolf, G.M., 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129, 262–281.
- Noack, M., 2012: Modelling approach for interstitial sediment dynamics and reproduction of gravel-spawning fish, Dissertation, University of Stuttgart, 214, Institute for Modelling Hydraulics and Environmental Engineering.
- Noack, M., Ortlepp, J., Wieprecht, S., 2015. Simulations of spawning habitats for brown trout in an Alpine river reach using a two stage multivariate fuzzy-logical approach. *eco.mont* 7, 41–49. doi:10.1553/eco.mont-7-2s41.
- Noack, M., Ortlepp, J., Wieprecht, S., 2016. An Approach to Simulate Interstitial Habitat Conditions During the Incubation Phase of Gravel-Spawning Fish. *River Res. Appl.* doi:10.1002/rra.3012.
- Noack, M., Schneider, M., Wieprecht, S., 2013. The Habitat Modelling System CASiMiR: A Multivariate Fuzzy Approach and its Applications, in: Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood (Eds.), *Ecohydraulics: An Integrated Approach*. Wiley-Blackwell, pp. 75–91.
- Olsen, N.R.B., 2014. SSIIM Manuel Version 1 and 2. Department of Hydraulic and Environmental Engineering, The Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norway.
- Sear, D.A., Frostick, L.B., Rollinson, G., Lisle, T.E., 2008. The significance and mechanics of fine-sediment infiltration and accumulation in gravel spawning beds, in: Sear, D.A., DeVries, P. (Eds.), *Salmonid Spawning Habitat in Rivers: Physical Controls, Biological Responses, and Approaches to Remediation*, American Fisheries Society Symposium. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Md, pp. 149–174.
- Sternecker, K., Geist, J., 2010. The effects of stream substratum composition on the emergence of salmonid fry: Stream substratum and salmonid fry emergence. *Ecol. Freshw. Fish* 19, 537–544. doi:10.1111/j.1600-0633.2010.00432.x.
- Uehlinger, U., Kawecka, B., Robinson, C.T., 2003. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquat. Sci. - Res. Boundaries* 65, 199–209. doi:10.1007/s00027-003-0664-7.

Anschrift des Verfassers:

Dr.-Ing. Markus Noack
Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart

markus.noack@iws.uni-stuttgart.de
www.iws.uni-stuttgart.de

Abflussdynamik als Steuerungsgröße für die Gewässerentwicklung

Dr. Tobias Schütz

1. Einleitung

Neben anthropogenen Eingriffen und strukturellen Veränderungen zur Umsetzung von Maßnahmen der Gewässerentwicklung besitzt auch der Gerinneabfluss selbst Eigenschaften, die zur gezielten Entwicklung eines gewünschten Gewässerzustandes genutzt werden können. So ist es zum einen die lokale Ausprägung der Abflüsse zum anderen aber auch die Anbindung an den Grundwasserkörper und der damit einhergehende Austausch von Grund- und Oberflächenwasser, die maßgeblich die lokale Ausprägung des gewässerökologischen Zustandes vor Ort prägen und deren Wirkung in der Planung von Maßnahmen am Gewässerbett berücksichtigt werden sollte: Unabhängig von der räumlichen Lage eines bestimmten Gewässerabschnitts sind auf verschiedenen zeitlichen Skalen gravierende Unterschiede in den lokalen Abflussbedingungen beobachtbar. So können deutliche Unterschiede im Durchfluss sowohl innerhalb des Jahresgangs, zwischen Ereignisabfluss und Trockenwetterabfluss als auch im Tagesgang auftreten. Diese Unterschiede tragen auf vielfältige Weise zur Gestaltung wichtiger Funktionen und Lebensräume für Pflanzen und Tiere im Gewässerbett bei. Dabei auftretende Prozesse sind neben möglichen morphologischen Veränderungen des Gewässerbettes durch Flutereignisse sowohl die abflussabhängige Veränderung der Fließgeschwindigkeitsverteilung im Gerinnequerschnitt, Erosions- und Sedimentationsprozesse als auch biogeochemische Veränderungen der Wasserqualität.

In diesem Zusammenhang ist besonders der Austausch mit dem umgebenden Grundwasserkörper hervorzuheben, der gerade während Niedrigwasserphasen durch die persistente Zufuhr von kühlem Wasser entscheidend für die physikalische und chemische Wasserqualität sein kann und damit auch eine wichtige Steuerungsgröße für die biologische Gewässerqualität und das Habitat Fließgewässer ist. Ein damit im Zusammenhang stehender, bislang weniger stark im Fokus liegender Prozess ist der Einfluss der Abfluss- und Austauschdynamik auf den

Energiehaushalt des Gewässers und damit die lokale Gewässertemperatur. In Abhängigkeit von Abflussmenge und lokaler Gerinnemorphologie kann die Energiebilanz eines Gewässers, und damit die Wassertemperatur, stärker durch die lokalen Bedingungen als durch die oberstromige Wassertemperatur geprägt sein. Dieser Effekt ist verstärkt während persistenten Niedrigwasserphasen in den biologisch hoch aktiven Sommermonaten beobachtbar. Dabei ist sowohl die Dominanz des Energieaustausches mit der Atmosphäre als auch der Einfluss der Abflussdynamik in Kombination mit den lokalen hydraulischen Gradienten zum Grundwasser beobachtbar. In Abhängigkeit der Beschaffenheit des Gewässerbettes kann die Kombination dieser Effekte einen starken Einfluss auf die räumliche Variabilität der Gewässertemperatur und der Wasserqualität aufweisen. Dies trifft in besonderem Maße für unbefestigte, renaturierte Gewässerabschnitte zu. Aus diesem Grunde sollten die beschriebenen Prozesse bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung eine stärkere Beachtung erlangen.

In den folgenden Abschnitten sollen die oben beschriebenen Prozesse anhand zweier Fallbeispiele verdeutlicht und bisher nur ungenügend verstandene Mechanismen hervorgehoben werden.

2. Einfluss der Abflussdynamik auf die Gewässermorphologie in einer Renaturierungsstrecke

In folgendem Beispiel wird aufgezeigt, dass die Abflussdynamik als gestalterische Kraft für die Entwicklung der Gerinnemorphologie genutzt werden kann, jedoch bestehen auch deutliche Einschränkungen und Risiken hinsichtlich der Anwendbarkeit.

Die Dreisam ist ein silikatischer Mittelgebirgsbach/-Fluss (49 km), der dem Hochschwarzwald entspringt und über die Elz an den Oberrhein angeschlossen ist. Im Rahmen der Gewässerentwicklung an der Dreisam wurden von 2013 bis 2014 auf einem knapp 1 km langen

Schütz: Abflussdynamik als Steuerungsgröße für die Gewässerentwicklung

Gewässerabschnitt innerhalb der Gemarkung der Stadt Freiburg aufwendige Ausbaumaßnahmen durchgeführt (siehe auch Abbildung 1):

- Verbesserung der Sohlstruktur zur Erhöhung der Strömungsvielfalt
- punktuelle, linksseitige Einengung des vorhandenen Niedrigwasserbettes zwecks Bündelung des Niedrigwassers
- rechtsseitige Aufweitung des Gewässerbettes für den Hochwasserabfluss und Hochwasserrückhaltung in der „fließenden Welle“ mittels Seitenarm(en)
- Rückbau der rechtsseitigen Uferbefestigung zwecks Aufwertung der Wasserwechselzone
- Rückbau vorhandener Querbauwerke zur Verbesserung der gewässerökologischen Durchgängigkeit
- Lenkbuhnen nach dem Prinzip „Instream River Training“



Abb. 1: Blick auf die Dreisam von West nach Ost im Bereich Kartauswiese, Fluss-km 23.04 – 24 vor und nach der Entwicklungsmaßnahme (Fotos: Hydrologie, Universität Freiburg).

Nach zwei Jahren haben sich Flora und Fauna im Gewässerabschnitt gut entwickelt. Auch in der Bevölkerung erfreuen sich die getroffenen Maßnahmen höchster Akzeptanz: der entwickelte Gewässerabschnitt hat sich gerade in den Sommermonaten zu einem der beliebtesten Naherholungsbereiche innerhalb der Stadt entwickelt.



Abb. 2: Anthropogene Eingriffe in die Gerinnemorphologie (Becken, oben). Befestigungsmaßnahmen im Gewässerbett 2016, zwei Jahre nach Fertigstellung der Entwicklungsmaßnahme (unten) (Fotos: Hydrologie, Universität Freiburg).

Dies bringt einen Zielkonflikt mit dem Naturschutz mit sich, der sich unter anderem in direkten Eingriffen in die Gerinnemorphologie widerspiegelt (siehe Abbildung 2 oben): Zur Verbesserung der Nutzbarkeit als Badegewässer (keine offizielle Zulassung) werden überall im Gewässer kleine Staudämme und Becken durch die Badenden errichtet.

Eine weitere Beobachtung zeigt, dass schon nach zwei Jahren der freien Gewässerentwicklung (ausgeweitetes Gewässerbett) schon aufwendige Befestigungsmaßnahmen notwendig sind (Abbildung 2, unten): der befreite Fluss versucht sein Bett außerhalb der ihm gesetzten Grenzen zu erweitern, sodass neue Grenzen gezogen werden müssen. Dies ist zum einen durch die Struktur des Untergrundes (alluviale Schotter) begrün-

Tab. 1: Überblick über Hoch- und Niedrigwasserkennwerte der Dreisam

Abflusskennwerte der Dreisam (LUBW, 2015)	
HQ 100:	164m ³ /s
HQ 50:	140m ³ /s
HQ 10:	90.4m ³ /s
HQ 2:	44.3m ³ /s
MQ:	5.68m ³ /s
MNQ:	0.44m ³ /s
NQ:	0.07m ³ /s

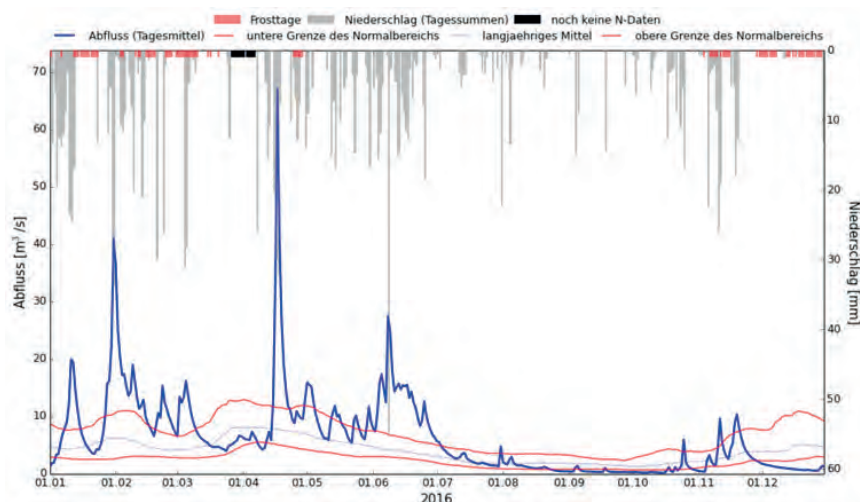


Abb. 3: Dreisam, Abflussganglinie am Pegel Ebnet, Abflussjahr 2016 (H. Leistert, Hydrologie Universität Freiburg)

det, zum anderen liegt die Ursache aber in der Dynamik des Abflusses (Abbildung 3) begründet: scharfe Abflussspitzen wechseln sich regelmäßig mit Niedrigwasserphasen ab, die gerade in den Sommermonaten persistent sind.

Betrachtet man die Abflusskennwerte der Dreisam (Tabelle 1) sieht man deutlich die große Dynamik: So liegt zwischen dem mittleren Niedrigwasser (MNQ), dem mittleren Abfluss (MQ) und dem 2-jährigen Hochwasserabfluss (HQ2) jeweils eine Größenordnung (Faktor 10). Der niedrigste Abfluss (NQ) liegt nochmal um eine Größenordnung niedriger.

Diese hohe Dynamik ist an größeren Flüssen nicht so deutlich ausgeprägt: Am Rheinpegel Maxau bei Karlsruhe liegt jeweils ein Faktor 2 zwischen MNQ, MQ und HQ2.

3. Grundwasser – Oberflächenwasser – Interaktion und Wassertemperatur

In der nachfolgenden Fallstudie wurde der Frage nachgegangen ob das Mengenverhältnis zwischen Grundwasserzustrom (respektive Grundwasserabstrom) und Oberflächenabfluss die Energiebilanz und damit die Gewässertemperatur im Gewässerabschnitt steuert und welche weiteren Prozesse für die Steuerung der beobachtbaren Gewässertemperaturen verantwortlich sind.

Bevor die Dreisam die Rheinebene durchquert, mündet der Fluss bei Ebnet (Stadt Freiburg) am Auslass des Zartener Beckens auf dem Schwemmfächer der Dreisam. Dies führt je nach Jahreszeit zu stark unterschiedlichen Ausprägungen des Gradienten zwischen Oberflächen- und Grundwasser (siehe auch Abbildung 4). Dies ist

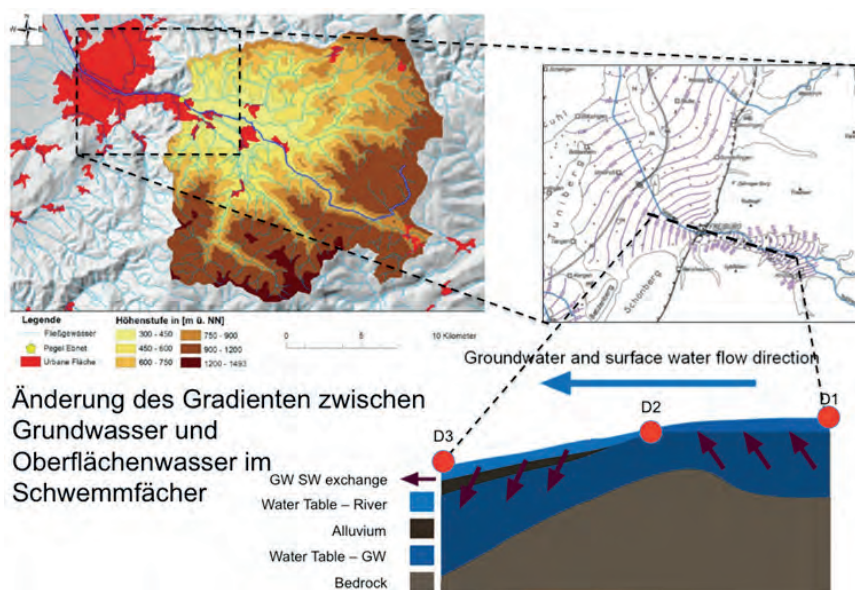


Abb. 4: Dreisameinzugsgebiet und Grundwasserstände im Schwemmfächer (Bereich innerhalb der Stadt Freiburg und Lage der Messpunkte D1 - 3 (aus : M.Mez, 2015).

Schütz: Abflussdynamik als Steuerungsgröße für die Gewässerentwicklung

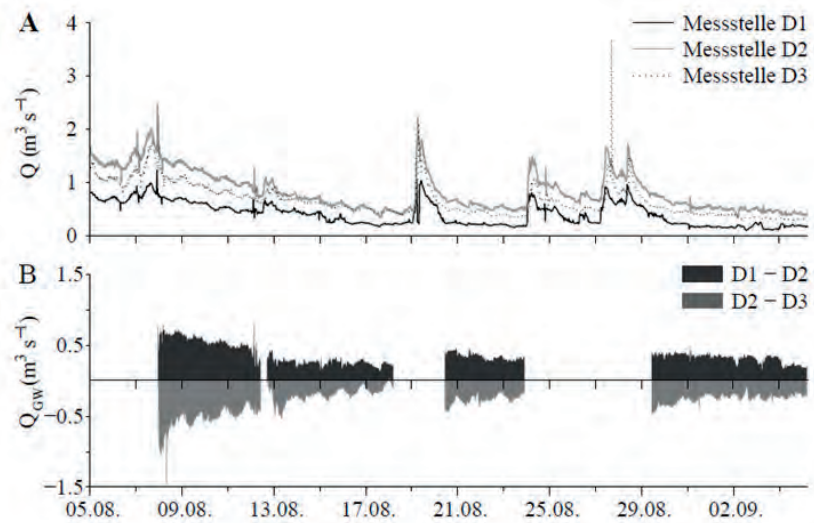


Abb. 5: Abflussganglinien und Nettobilanzen der Gewässerabschnitte D1 - D2 und D2 - D3 im August 2013 (aus: M. Mez, 2015).

gerade während ausgeprägter Niedrigwasserphasen in den Sommermonaten besonders von Bedeutung, da zu diesen Zeiten die Wassertemperatur als wichtiger gewässerökologischer Güteparameter eine besondere Bedeutung erlangt: Mit abnehmenden Abflüssen erwärmen sich Oberflächengewässer zunehmend. Gleichzeitig sinkt mit den steigenden Temperaturen die Gaslöslichkeit im Wasser und dies wirkt sich negativ auf den Sauerstoffgehalt des Wassers aus. Am Dreisamschwemmfächer wurde jedoch während Niedrigwasser in den Sommermonaten mit dem Gewässerverlauf von Messpunkt D1 (aus Ab-

bildung 4) flussabwärts zunächst eine deutliche Abkühlung beobachtet, die im weiteren Gewässerverlauf aber durch eine verstärkte Erwärmung überlagert wurde. Um die Entwicklung der beobachtbaren Wassertemperatur entlang des Gewässerverlaufs auf dem Dreisamschwemmfächer (Messpunkte D1 - D3) besser verstehen zu können, wurden in einer aufwendigen Messkampagne entlang eines 7 km langen Gewässerabschnitts alle oberflächlichen Zu- und Abflüsse aus der Dreisam sowie an den Messpunkten D1 - D3 der Abfluss in der Dreisam selbst kontinuierlich gemessen und daraus Abflussbilanzen gerechnet

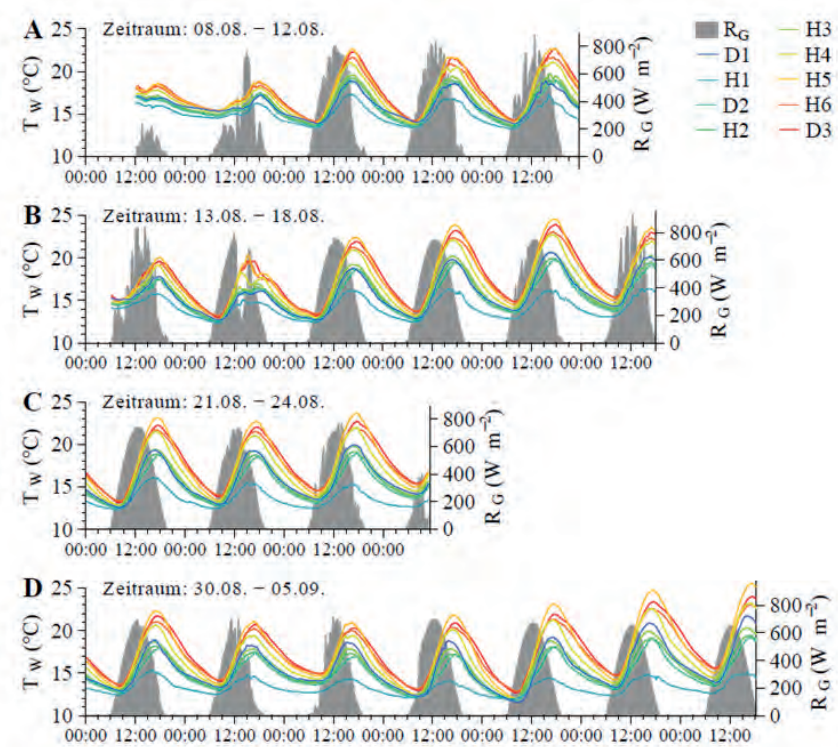


Abb. 6: Ganglinien der Wassertemperatur im Gewässerverlauf von D1 (blau) bis D3 (rot) August 2013 (aus M.Meiz, 2015).

(Abbildung 5). Ergänzt wurden diese Messungen durch kontinuierliche Messungen der Gewässertemperatur an insgesamt neun Positionen im untersuchten Gewässerabschnitt (Abbildung 6).

Die Auswertung der Messergebnisse ergab folgendes Bild: Die Gewässertemperatur entlang der Dreisam wird durch zwei wichtige Faktoren gesteuert: Die klimatischen Einflüsse Einstrahlung/Abschattung) steuern den Tagesgang der Wassertemperatur. Die Größe der Temperaturamplitude wird jedoch direkt durch das zuströmende bzw. abströmende Wasser kontrolliert: Im Abschnitt D1 - D2, in dem kleinere Temperaturamplituden mit niedrigeren Mittelwerten beobachtet wurden, strömt dem Fluss auf einer Strecke von 2 km fast 50 % zusätzlicher Abfluss aus dem kühleren Grundwasser zu. Im weiteren Verlauf verliert die Dreisam innerhalb von 5 km wieder einen Großteil dieses Wassers an das Grundwasser und erfährt eine verstärkte Erwärmung. Neben dem reinen Kühleffekt des Grundwassers spielt auch die Zu- bzw. Abnahme der Wassermenge im Sinne eines Energie-Puffers eine wichtige Rolle für die Energiebilanz und damit die Gewässererwärmung.

4. Fazit

Die Wechselwirkungen zwischen der Abflussdynamik und der Gewässerentwicklung hängen sehr stark von den lokalen Bedingungen ab: -So können morphologischen Veränderungen des Gewässerbettes durch Flutereignisse gravierend sein und die mögliche/gewährte Freiheit des (stadtnahen) Gewässers überschreiten. Gleich-

zeitig sollten auch immer mögliche anthropogene Eingriffe durch Freizeitverhalten berücksichtigt werden. Auch während Niedrigwasser steuert die Abflussdynamik durch den lokalen Austausch mit dem angeschlossenen Grundwasser maßgeblich den Energiehaushalt des Gewässers und damit die lokale Gewässertemperatur.

In jedem Fall sollten entsprechende Voruntersuchungen durchgeführt werden, die sowohl die Stabilität des Untergrundes mit der zu erwartenden Abflussdynamik abgleicht, aber auch die Folgen des Gewässerumbaus für den Anschluss an das Grundwasser und die damit zusammenhängenden Auswirkungen im Gewässer berücksichtigt.

5. Literatur

Mez, M.: Der Einfluss von Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktion auf die Energiebilanz von Oberflächengewässern, Masterarbeit an der Professur für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 2015.

Anschrift des Verfassers:

Jun.-Prof. Dr. Tobias Schütz
Hydrologie
FBVI Raum- und Umweltwissenschaften
Universität Trier
Behringstrasse 21, 54296 Trier

tobias.schuetz@uni-trier.de
www.uni-trier.de



Sandbach im Erlenbruchwald (Foto: G. Bockwinkel)

Das LAWA-Verfahren zur Klassifizierung des Wasserhaushalts der Wasserkörper und Einzugsgebiete

Dr. Dr. Dietmar Mehl und Dr. Tim G. Hoffmann

Einführung - Hintergrund und Zielstellung

Die Bewertung der Oberflächengewässer-Wasserkörper (Fließgewässer und Seen) basiert ganz wesentlich auf der Einstufung des ökologischen Zustandes, vgl. Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, konkrete Vorgaben in Anhang V) und deutsche Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Als sogenannte „Qualitätskomponenten“ für die Einstufung des ökologischen Zustands (oder ggf. Potenzials) der Wasserkörper sind vorgegeben:

1. biologische Komponenten,
2. hydromorphologische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten,
3. chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten.

Die hydromorphologischen Verhältnisse haben eine Schlüsselfunktion für den Zustand der Biozönosen. Weitgehend intakte, dynamische bzw. selbstregulierende Gewässerstrukturen auf der Basis möglichst natürlicher hydrologischer Verhältnisse sind eine Grundvoraussetzung für das Erreichen des guten ökologischen Zustands. Zu den hydromorphologischen Komponenten zählt als sogenannte „Qualitätskomponentengruppe“ folglich auch der „Wasserhaushalt“ (Tab. 1).

Hinweis/Anmerkung: Als hydrologischer Fachterminus beschreibt der „Wasserhaushalt“ eigentlich das Zusammenwirken der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Verdunstung, Abfluss und Speicherung/Speicheränderung (vgl. u.a. Dyck & Peschke 1983). Bei der erfolgten Übersetzung

der EG-WRRL aus dem Englischen (original: hydrological regime) erscheint die Wahl des deutschen Begriffes „Wasserhaushalt“ angesichts der Zielkriterien etwas „unglücklich“; hier wären „hydrologisches Regime“ oder ggf. „Abflussregime“ sachgerechter gewesen...

Seit 2014 liegt die LAWA-Handlungsempfehlung zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern vor (Mehl et al. 2014a). In einem Hintergrunddokument (Mehl et al. 2014b) erfolgen zusätzlich ausführliche Betrachtungen und Einordnungen zum Wissensstand. Grundsätzlich wird methodisch auch auf Intention und Systematik einer „hydrologischen Güte“ aufgebaut (s. z. B. Leibundgut & Eisele 2005). Grundansatz und methodische Details basieren aber ganz wesentlich auf früheren Ergebnissen eines Vorhabens des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt (LHW) (Mehl et al. 2009, BIOTA 2010, Mehl et al. 2010, Hoffmann et al. 2010, Hoffmann & Mehl 2010, Hoffmann et al. 2010, Mühlner et al. 2011). Auch die Projektergebnisse des LAWA-Vorhabens sind publiziert (Mehl et al. 2015, 2016).

Konventionen

Bei hydrologischer Analyse im Hinblick auf den anthropogenen Einfluss ist grundsätzlich zwischen induktivem und deduktivem Herangehen zu unterscheiden. Merz et al. (2012) verweisen explizit auf die hohen Unsicherheiten der Bewertung hydrologischer Veränderungen in komplexen Einzugsgebieten auf Grundlage hydrologischer und damit deduktiv ermittelter Beob-

Tab. 1: Qualitätskomponentengruppe „Wasserhaushalt“ der hydromorphologischen Qualitätskomponenten für Flüsse und Seen nach OGewV

Qualitätskomponentengruppe	Parameter	Flüsse	Seen
Wasserhaushalt	Abfluss und Abflussdynamik	x	
	Verbindung zu Grundwasserkörpern	x	x
	Wasserstandsdynamik		x
	Wassererneuerungszeit		x

achtungsdaten (vor allem bei höher aufgelösten Raum-/Zeitskalen) und fordern die Benennung von Grenzen und Unsicherheiten, eine entsprechend sachgerechte Kommunikation sowie die Berücksichtigung dieses Aspektes bei Entscheidungsfindungsprozessen. Bei einer Bewertung der anthropogen verursachten Störungen hydrologischer Prozesse und deren ökologischen Folgen trifft man auf zahlreiche Schwierigkeiten (s. umfangreiche Diskussion bei Mehl et al. 2014b), was damit letztlich gegen eine deduktive Vorgehensweise spricht.

Auch der bei Mehl et al. (2014b) vorgenommene Vergleich der vorliegenden methodischen Ansätze zeigte, dass der Vorzugsweg für ein LAWA-Verfahren in einer Bewertung der Belastungsfak-

toren für Einzugsgebiete und Wasserkörper zu suchen ist (Abb. 1 und 2). Die Vorteile liegen auf der Hand (Mehl et al. 2016):

- keine Schwierigkeiten mit der Festlegung der Referenzbedingungen, da die Referenz eingriffs-/belastungsbezogen grundsätzlich die fehlende oder nur sehr geringfügige Belastung ist,
- eine Eindeutigkeit einer Belastungsindikation bzw. die direkte Möglichkeit kausaler Schlüsse,
- eine vergleichsweise gute Datenverfügbarkeit bzw. ein noch beherrschbarer Aufwand für eine Datenbeschaffung,
- eine grundsätzlich vollständige räumliche

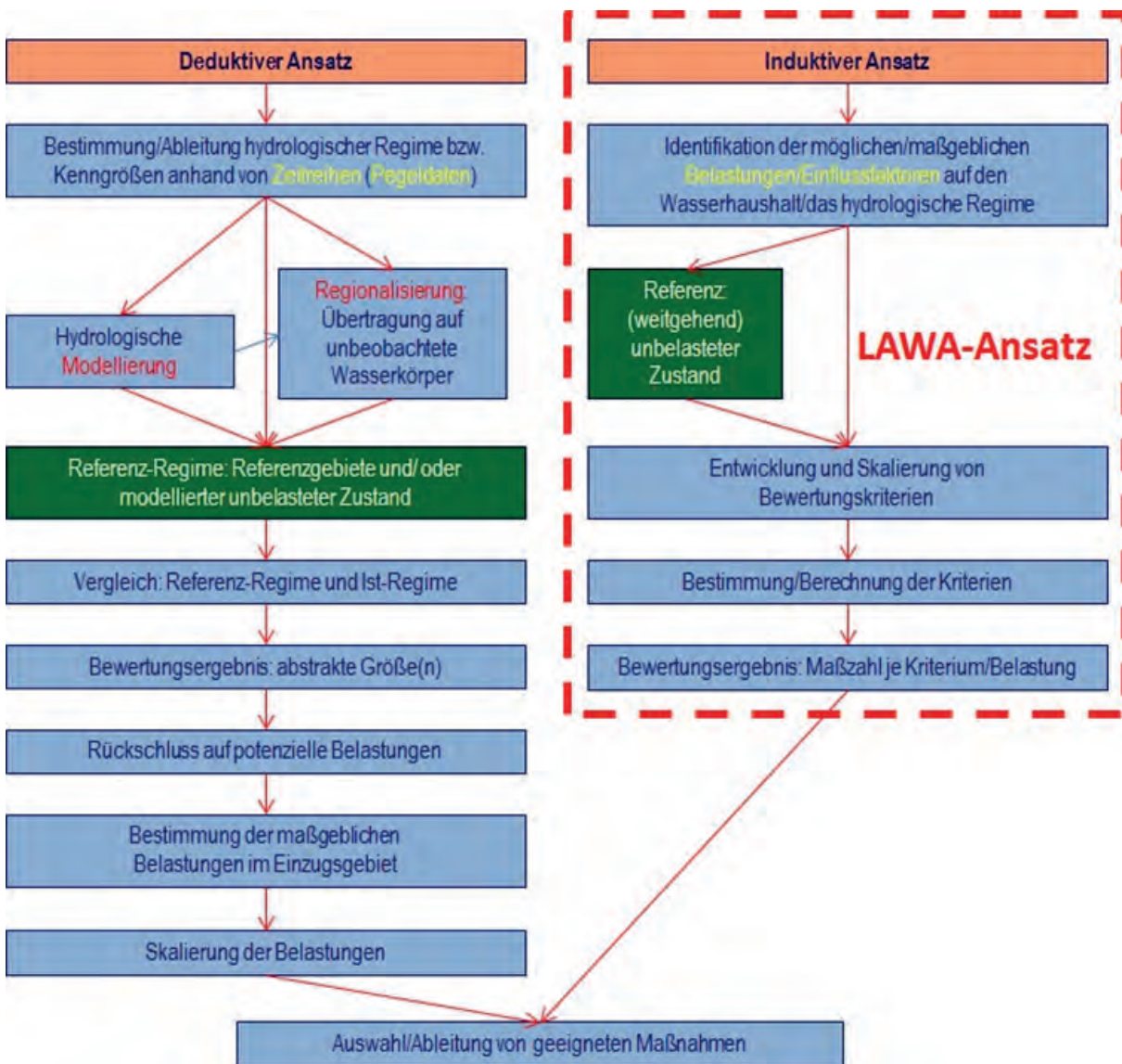


Abb. 1: Gegenüberstellung von deduktivem und induktivem Herangehen an die Klassifizierung des Wasserhaushalts (geändert nach Mehl et al. 2015)

Abdeckung mit notwendigen Daten (Geodaten, wasserwirtschaftliche Daten), ggf. eine alternative Ermöglichung von Expertenbewertungen,

- die Vollständigkeit des Bewertungsansatzes im Hinblick auf Anhang V EG-WRRL bzw. OGewV sowie die Ermöglichung einer hohen Konformität mit EU-weit abgestimmten EG-WRRL-Vorgehensweisen hinsichtlich Belastungsfaktoren (insbesondere Pressure Types nach WFD-Codelist bzw. EG-WRRL-Reporting-Listen).

Grundzüge des Verfahrens

Der damit gewählte induktive Klassifizierungsansatz folgt der Struktur der hydrologisch relevanten Eingriffs- bzw. Belastungstypen (pressure types), die entsprechend geprüft und zusammengestellt wurden. Anschließend wurden diese nach sechs übergreifenden Belastungsgruppen im Sinne von Hauptmerkmalen der anthropogenen Beeinflussung des Wasserhaushalts gruppiert (Abb. 2):

1. A: Veränderungen/Nutzungen im Einzugsgebiet
2. B: Wasserentnahmen
3. C: Wassereinleitungen
4. D: Gewässerausbau/Bauwerke im Gewässer
5. E: Auenveränderungen
6. F: sonstige Belastungen

Grundsätzlich sollen im Verfahren möglichst alle hydrologischen Belastungen klassifiziert werden, die auf einen Wasserkörper wirken können; aktuell ausgeschlossen wurden aus pragmatischen Gründen nur Wirkungen/Belastungen infolge des Klimawandels. Es müssen deshalb sowohl diejenigen Belastungen auf der Einzugsgebietsebene des Oberflächenwasserkörpers als auch die, die sich ggf. nur weitgehend direkt auf den konkreten Oberflächenwasserkörper erstrecken, erfasst werden. Die entsprechend der Gewässernetzstruktur kumulativ wirksamen Eingriffe können klassifiziert werden, indem über die Hierarchie und Struktur der Einzugsgebiete eine nach Abfluss- oder ggf. Einzugsgebietsanteilen gewichtete Berücksichtigung von Belastungen aus Zuflussgebieten erfolgt.

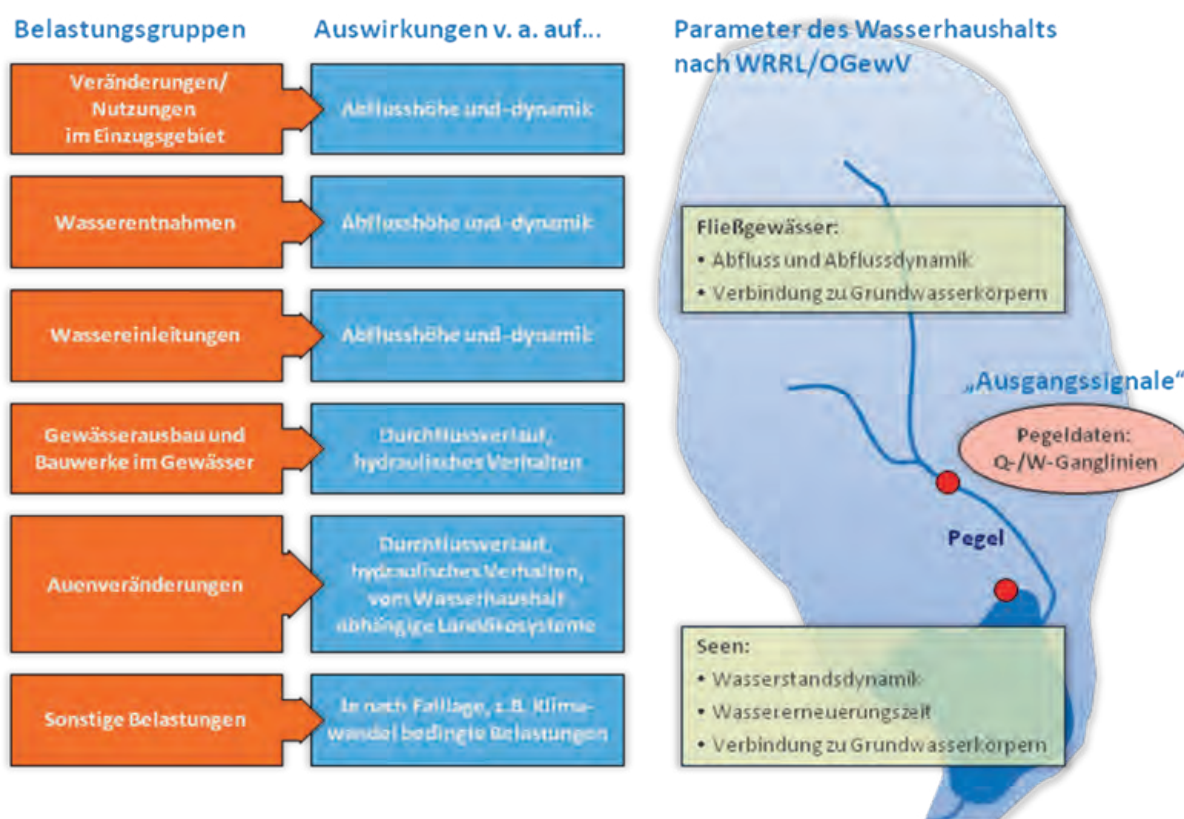


Abb. 2: Gebildete Belastungsgruppen, die wichtigsten hydrologischen Auswirkungen der Belastungen, Zusammenhang mit den Parametern des Wasserhaushalts nach Anhang V WRRL bzw. OGewV, Gegenüberstellung Induktion ./ Deduktion (verändert nach Mehl et al. 2015)

Die Klassifizierung erfolgt im Verfahren äquivalent zur bekannten 5-stufigen Skala (Quality Status Code) entsprechend Anhang V EG-WRRL, die für die künstlichen und erheblich veränderten Gewässer (und damit bei der Potenzialbewertung ohne die Klasse 1 (sehr gut) angewandt wird: 1 – unverändert bis sehr gering verändert, 2 – gering verändert, 3 – mäßig verändert, 4 – stark verändert, 5 – sehr stark bis vollständig verändert. Die Vorgabe der EG-WRRL-Codelisten, nach welcher hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten 3-stufig bewertet werden sollten, wird zunächst bewusst ignoriert. Die Umwandlung in die 3-stufige Skala der EG-WRRL-Codeliste ist simpel und jederzeit möglich. Fünf Klassen gewährleisten eine größere Spreizung und somit Nachvollziehbarkeit der Klassifizierung und vor allem eine differenziertere Abbildung von Maßnahmenwirkungen im Hinblick auf die Bewertung des Zustandes, was auch die Nachvollziehbarkeit wasserwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen verbessert. Dies ist ein Gesichtspunkt, der gerade im Hinblick auf politische und administrative Entscheidungen für

fundamental gehalten wird.

Die Klassifizierung erfolgt einzeln für jeden EG-WRRL-Wasserkörper (Fließgewässer oder See). Entsprechend der Verfahrensstruktur wird für die sechs einzelnen Belastungsgruppen (Hauptmerkmale) jeder Parameter nach Anhang V EG-WRRL bzw. OGewV mit mindestens einem Kriterium 5-stufig klassifiziert. Die Klassifizierung erfolgt vorzugsweise mittels

- Berechnungsverfahren (bei Vorliegen quantifizierbarer Datensätze quantitativ mit festgelegten Klassengrenzen) oder ggf. mittels
- Expertenbewertung (alternativ semiquantitativ bzw. durch Expertenurteil verbal-argumentativ bzw. durch Wertstufen untersetzt).

Durch die Möglichkeit einer Expertenbewertung wird berücksichtigt, dass die Verfügbarkeit von Daten und Informationen vor dem Hintergrund der grundlegenden Voraussetzungen in den Bundesländern sehr unterschiedlich ist. Insofern wird auch eine zunächst abschätzende Klas-

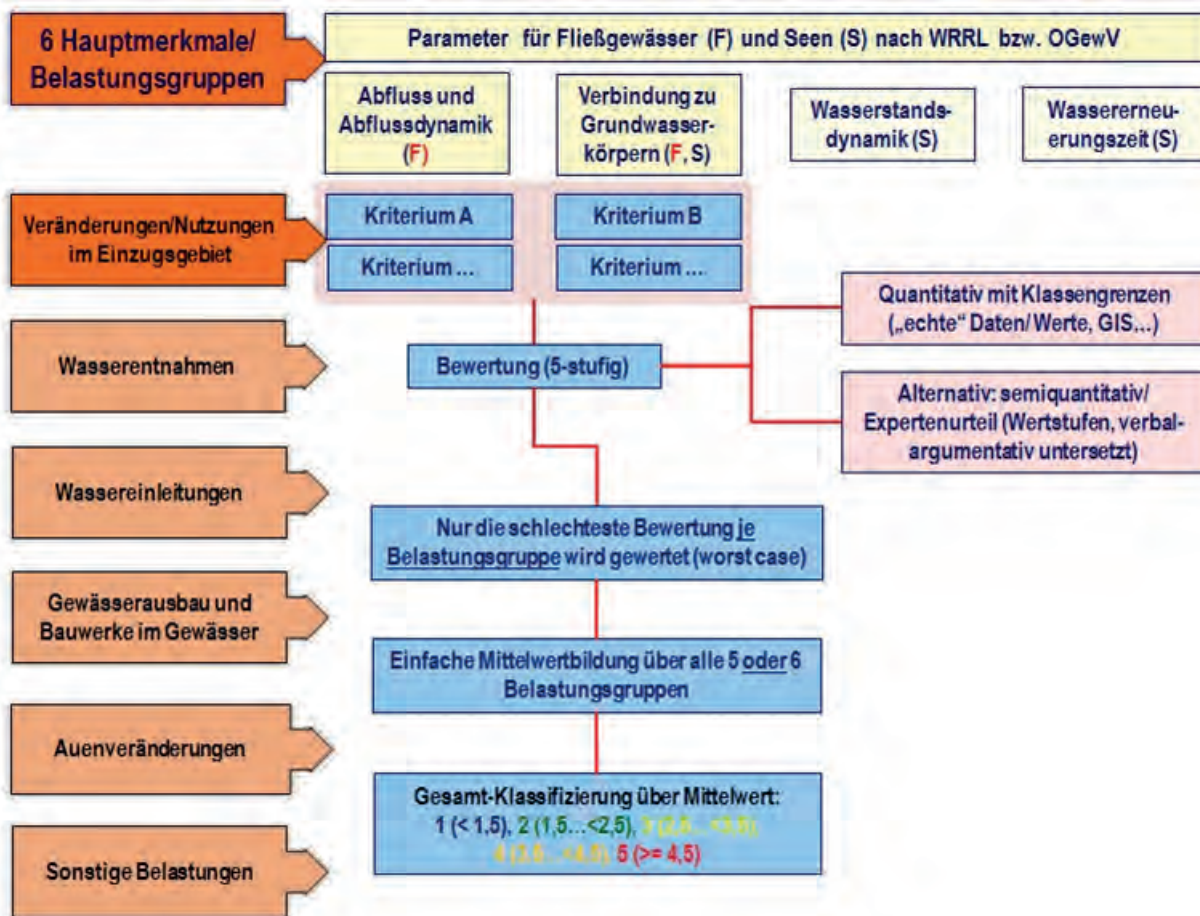


Abb. 3: Verfahrensstruktur bzw. Ablauf der Klassifizierung (aus Mehl et al. 2014a)

sifizierung ermöglicht. Generell sollte aber der Klassifizierung auf Basis quantifizierbarer Größen der Vorzug gegeben werden, da nur diese ein Höchstmaß an Objektivität und Nachvollziehbarkeit sichert.

Die Einzelbewertungen werden nach dem Worst-Case-Prinzip jeweils zu einer Teilbewertung der Belastungsgruppe zusammengeführt. Nur die schlechteste Bewertung je Belastungsgruppe wird insofern gewertet. Am Ende des Klassifizierungsalgorithmus (Abb. 3) werden die für jede Belastungsgruppe vorliegenden Teilbewertungen durch arithmetische Mittelwertbildung zu einer Gesamtklassifizierung zusammengeführt. Je nachdem, ob auch „Sonstige Belastungen“ relevant sind, ist die Mittelwertbildung über 5 oder über 6 Teilbewertungen durchzuführen.

Praxis-/Anwendungsbeispiel

Der LAWA-Klassifizierungsansatz wurde u. a. bereits im Jahr 2014 im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie

Mecklenburg-Vorpommern auf 196 Seen- und 859 Fließgewässer-Wasserkörper angewandt (BIOTA 2014). Bei den erforderlichen Fachdaten wurde hier im Wesentlichen auf die der Landesumweltverwaltung vorliegenden Datenbestände zurückgegriffen (überwiegend Daten geographischer Informationssysteme), vgl. detaillierte Auflistung in BIOTA (2014). Im Einzelfall wurden auch bundesweite Daten genutzt (z.B. Brunotte et al. 2009).

Präferenziell wurde das Berechnungsverfahren angewandt; nur in einzelnen Bereichen erfolgte mangels fundierter Daten eine Expertenbewertung oder ggf. keine Bewertung (Tab. 2). Weil zu den hydrologisch bedeutendsten natürlichen Eigenarten der in Mecklenburg-Vorpommern dominanten „Jungmoränenlandschaft“ die Gebiete ohne oberirdischen Abfluss zählen („Binnenentwässerungsgebiete“), wurde die (optionale) Belastungsgruppe F „Sonstige Belastungen“ aus landesspezifischer Sicht mit dem Kriterium F1 „Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung“ belegt.

Tab. 2: Belastungsgruppen (BG) und Beurteilungsansatz bei der Klassifizierung des Wasserhaushalts der Wasserkörper und Einzugsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern (aus BIOTA 2014)

Kürzel	Belastungsgruppe	Ansatz
BG A	Belastungsgruppe A: Veränderung Einzugsgebiet	
A1	hydrologisch relevante Landnutzung	Berechnungsverfahren
A2	Landentwässerung	Berechnungsverfahren
BG B	Belastungsgruppe B: Wasserentnahmen	
B1	Entnahme Oberflächenwasser	Berechnungsverfahren
B2	Einstaubewässerung	nicht bewertet
B3	Entnahme Grundwasser	Expertenbewertung
BG C	Belastungsgruppe C: Wassereinleitungen	
C1	Einleitung in Oberflächenwasser	Berechnungsverfahren
C2	Einleitung ins Grundwasser	Expertenbewertung
BG D	Belastungsgruppe D: Gewässerausbau	
D1	Hydraulische Wirkung des Gewässerausbau	Berechnungsverfahren
D2	Verbindung zum Grundwasser	Berechnungsverfahren
D3	Retentionswirkung von Stauanlagen	Berechnungsverfahren
D4	Rückstauwirkung und Kolmation durch Stauanlagen	Berechnungsverfahren
BG E	Belastungsgruppe E: Auenveränderung	
E1	Flächenverlust an natürlichem Auenraum	Berechnungsverfahren
E2	Ausuferungsvermögen der Auengewässer	Berechnungsverfahren
E3	Eindeichung und Gewässerprofileintiefung	Berechnungsverfahren
BG F	Belastungsgruppe F: Sonstige Belastungen	
F1	Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung	Berechnungsverfahren

Die Ergebnisse der Gesamt-Klassifizierung für die Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern stellt Abbildung 4 dar. Die Gesamtklassifizierung nivelliert sehr stark die im Einzelnen sehr unterschiedlichen Belastungen (Abb. 5). Vor allem bei den Fließgewässer-Wasserkörpern wird damit die Klassifizierung „mäßig“ zur dominanten Gruppe. Jedoch entspricht dies im Großen und Ganzen auch dem Erwarteten aus der Perspektive anderer landesweit vorliegender Klassifizierungs- und Bewertungsergebnisse nach Anhang V EG-WRRL bzw. OGEwV. Dies gilt auch für die biologischen Qualitätskomponenten und die Morphologie. Das Gesamtergebnis ist insofern plausibel; Belastungsursachen werden aber am besten auf der Ebene der Belastungsgruppen oder der Einzelkriterien erkennbar, womit diesen Teilergebnissen für die praktische Anwendung im Gewässerschutz unbedingt der Vorzug zu geben ist.

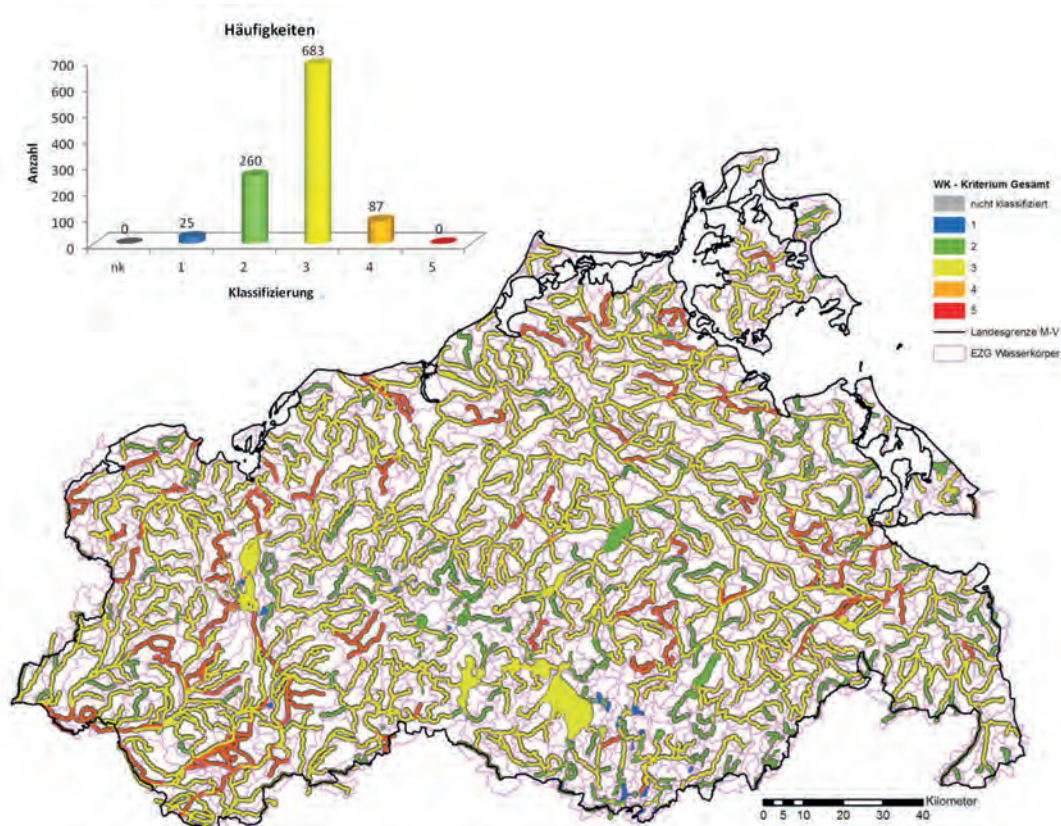
Diskussion, offene Fragen und Ausblick

Als allgemeines Forschungsziel der Hydrologie gilt die Entwicklung systembeschreibender Modelle zur Analyse und Simulation des

Wasserhaushalts hydrologischer Einheiten unterschiedlicher Dimension (Dyck & Peschke 1983). Die Anforderungen an die Erfassung und Überwachung der Wasserressourcen wachsen stetig; die gesetzlichen Anforderungen des Gewässerschutzes steigen adäquat. Hieraus folgt die grundlegende Aufgabe für eine fachliche Beurteilung der anthropogenen Einflüsse auf den Wasserhaushalt, wobei die aktuelle Rechtslage konkrete Mindestvorgaben enthält (EG-WRRL, OGEwV). Die beste Grundlage sind und bleiben belastbare Daten und darauf fußende Methoden und Verfahren, doch bereits die Datengewinnung stößt an Grenzen (s. o.).

Das hier im Überblick vorgestellte Verfahren einer Klassifizierung des Wasserhaushalts entsprechend Anhang V EG-WRRL bzw. OGEwV basiert pragmatisch auf einer Indikation anthropogener Belastungen, mit denen mit hoher Wahrscheinlichkeit abiotische und biotische ökologische Wirkungen verbunden sind. Das Vorgehen erscheint bei der aktuellen Daten- und Methodenlage, bei der notwendigen breiten Anwendung und der gebotenen Sparsamkeit des Mitteleinsatzes im Moment als weitgehend alternativlos.

Abb. 4: Ergebnis der Gesamt-Klassifizierung der Fließgewässer- und Seen-Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern (aus BIOTA 2014)

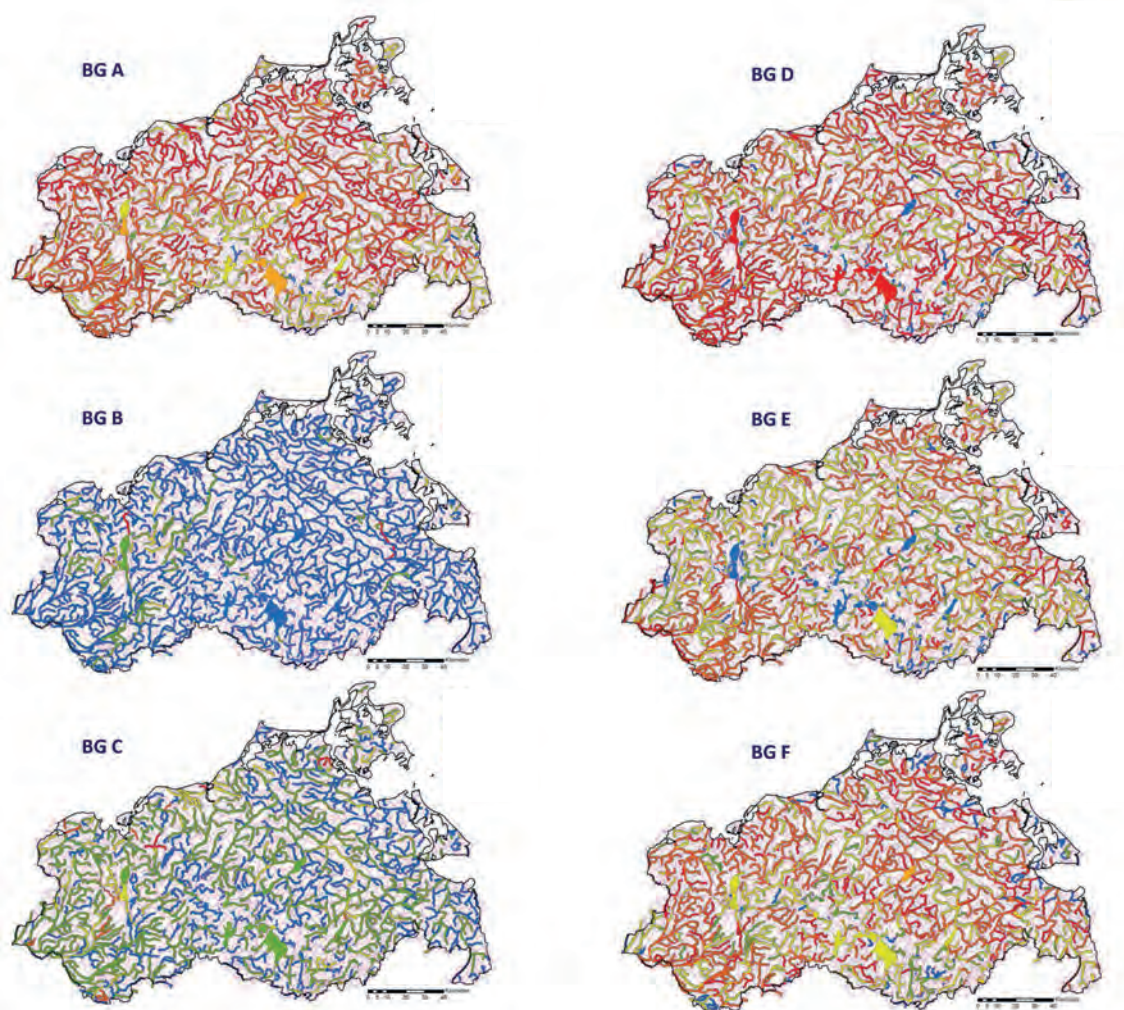


Für die Methodik besteht Validierungs- und Weiterentwicklungs- sowie genereller Forschungsbedarf auf dem Feld der Ökohydrologie (Mehl et al. 2014b, 2015). Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser hat deshalb im Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“ einen Praxistest für den LAWA-Verfahrensentwurf „Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung“ (Projekt Nr. O 6.15.a, Laufzeit: 2016...2017) beauftragt. Mit in das Vorhaben integriert sind in einer beratenden und evaluierenden Funktion die Kollegen des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kassel. Ein gute Grundlage bilden auch Erfahrungen in weiteren Bundesländern mit der Verfahrensanwendung (z.B. Zimmer et al. 2014, Weber 2015).

Insbesondere folgende Fragen und Aspekte stehen deshalb im Mittelpunkt des Praxistests:

- Anwenden des Verfahrens als Berechnungsverfahren und als Expertenbewertung in ca. 10 Pilotgebieten unterschiedlicher Größe, landschaftlicher Ausstattung und hydrologischer Belastungssituation in ganz Deutschland, statistische Vergleiche zwischen den Ergebnissen (Berechnung ./ Expertenbewertung), Plausibilisieren: Herausfiltern von Gemeinsamkeiten, Unterschieden, Ursachensuche, Finden von Erklärungen, Mustern usw.
- Empfehlungen für die Verfahrensanwendung, Benennen von Anwendungsgrenzen, ggf. auch in Bezug auf die Expertenbewertung

Abb. 5: Ergebnisse der Klassifizierung der Fließgewässer- und Seen-Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern nach den Belastungsgruppen BG: A) Veränderungen im Einzugsgebiet, B) Wasserentnahmen, C) Wassereinleitungen, D) Gewässerausbau, E) Auenveränderung, F) Sonstige Belastung; hier: Aufhebung der natürlichen Binnenentwässerung, aus BIOTA (2014); Legende siehe Abb. 4



- Schärfen des Verfahrens, u. a. zum Aspekt der Mittelwertbildung als Gesamtklassifizierung (festgestellte Tendenz in Richtung mittlerer Klassifizierung), Sensitivität der Einzelklassifizierung
- Berücksichtigung neuer EG-WRRL-Reporting-Listen (WRRL-Codeliste Stand 2016)
- Verfahrensvorschlag für den Umgang mit den heterogenen Datengrundlagen in den Bundesländern, die an großen Einzugsgebieten Anteil haben
- Verfahrensvorschlag für die Koordinierung bezüglich der Einzugsgebietsanteile der europäischen Nachbarn
- Verfahrensvorschlag für den Umgang mit länderübergreifenden Wasserkörpern
- Prüfung und Integration weiterer in den Ländern identifizierter relevanter Belastungsfaktoren
- Umgang mit bestimmten Daten und Datenfehlern, z. B. Verfügbarkeit von Daten im (elektronischen) Wasserbuch
- Prüfung anderer hydrologischer Bezugsgrößen, z. B. sind ggf. hydrologische Hauptzahlen zum Niedrigwasser aussagefähiger als Hauptzahlen zu mittleren Verhältnissen bei Einleitungen und Entnahmen
- Ausweisung von Belastungsschwerpunkten in den ausgewählten Einzugsgebieten und exemplarische Erarbeitung praxisrelevanter Maßnahmenvorschläge unter Beachtung von Artikel 4 EG-WRRL für die fünf häufigsten Belastungsarten
- Umgang mit spezifischen Konstellationen, wie z. B. Bergbau
- Prüfung auf Einbeziehung von neueren Ergebnissen der Umsetzung der Europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) in die Wasserhaushaltsbewertung (z. B. Anschlaglinien HQ100)
- Erarbeitung von Lösungsvorschlägen bezüglich Wasserkörpereinteilungen, die sich für die Bewertung des Wasserhaushalts als besonders ungünstig erwiesen haben

Relevante Teile des Verfahrens finden derzeit auch Anwendung im Modul „Wasser- und Stoffhaushalt“ bei der Entwicklung eines „River Ecosystem Service Index“ (RESI), der die Ökosystemleistungen der Fluss- und Auenökosysteme

abbilden soll. Dieses Vorhaben fördert das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wasserressourcenmanagement“ (NaWaM) in der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) unter der Förderkennzahl 033W024F.

Literatur:

- BIOTA (2010): Entwicklung und Bereitstellung einer Bewertungsmethodik zur Beurteilung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper (Fließgewässer und Seen) gemäß EU-WRRL im Land Sachsen-Anhalt. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt, 250 S.
- BIOTA (2014): Klassifizierung des Wasserhaushalts von WRRL-relevanten Wasserkörpern und deren Einzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern, 118 S.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & D. Mehl (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 87, 141 S.
- Dyck, S. & Peschke, G. (1983): Grundlagen der Hydrologie. – Berlin (Verlag für Bauwesen), 388 S.
- Hoffmann, T. & Mehl, D. (2010): Entwicklung und Bereitstellung einer Bewertungsmethodik zur Beurteilung des Natürlichkeitsgrades des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper (Fließgewässer und Seen) gemäß EU-WRRL im Land Sachsen-Anhalt. – Scientific Technical Report 10/10 des DeutschenGeoForschungszentrums (GFZ): 68-76.
- Hoffmann, T. G., Mehl, D. & Mühlner, C. (2010): Methode und Ergebnis einer Gliederung des Landes Sachsen-Anhalt in hydrologische Regionen. – Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften 32: 143-158.
- Hoffmann, T.G., Mehl, D., Weiland, M. & Mühlner, C. (2010): HYDREG – Ein Verfahren zur Natürlichkeitsbewertung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasser-

- körper gemäß EU-WRRL. 2. Methoden und Ergebnisse. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 3 (9): 474-484.
- HWRM-RL (Europäische Hochwasserrichtlinie): Richtlinie 2007/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Amtsblatt der EG Nr. L 288 vom 06.11.2007.
- Leibundgut, C. & M. Eisele (2005): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ als Expertensystem zum operationellen Einsatz im Flussgebietsmanagement. Abschlussbericht zum Projektvorhaben BWC 21013. – Forschungszentrum Karlsruhe; www.hydrology.uni-freiburg.de/forsch/hydgue/BW-Plus-Endbericht-2005-BWC-21013.pdf.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Helbig, H. (2009): Bestimmung der morphologischen Auen in Sachsen-Anhalt mit Hilfe eines Fuzzylogik-Ansatzes. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2 (12): 659-665.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Miegel, K. (2014a): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. a) Handlungsanleitung. – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO), Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden, 72 S.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Miegel, K. (2014b): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. b) Hintergrunddokument. – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO), Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden, 161 S.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Friske, V., Kohlhas, C., Mühlner, C. & Pinz, K. (2015): Der Wasserhaushalt von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRL – der induktive und belastungsbasierte Ansatz des Entwurfs der LAWA-Empfehlung. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 59 (3): 96-108.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Linnenweber, C. & Kohlhas, E. (2016): LAWA-Empfehlung zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRL – Grundlagen und Praxisanwendung. – Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 37.16: 381-392.
- Mehl, D., Hoffmann, T.G., Weiland, M. & Mühlner, C. (2010): HYDREG – Ein Verfahren zur Natürlichkeitsbewertung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper gemäß EU-WRRL. 1. Hintergrund, Zielstellung und Grundlagen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 3 (6): 300-304.
- Merz, B., Maurer, T. & Kaiser, K. (2012): Wir gut können wir vergangene und zukünftige Veränderungen des Wasserhaushalts quantifizieren? – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 56 (5): 244–256.
- Mühlner, C., Hoffmann, T. G. & Mehl, D. (2011): HYDREG - Ein Verfahren zur Natürlichkeitsbewertung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie in Sachsen-Anhalt. – Bundesanstalt für Gewässerkunde - BfG [Hrsg.], Schriftenreihe BfG-Veranstaltungen 1/2011: 42-63.
- OGewV: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I Nr. 28 S. 1373).
- Weber, A. S. (2015): Untersuchung zur Bewertung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern in Hessen gemäß Wasserrahmenrichtlinie unter Anwendung der Verfahrensempfehlung der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser . - Masterthesis im Studiengang Umweltmanagement und Stadtplanung in Ballungsräumen an der Hochschule RheinMain angefertigt im Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie, 141 S.
- WFD Codelist (2016): Annex: WFD16-Codelist. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Stand: 11.09.2016.
- WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.
- Zimmer, L., Classen, N., & Heidtmann-Giese, K. (2014). Empfehlungen der Bund-/Länder-

Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Bewertung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern. – Versuchsweise Bewertung des Wasserhaushaltes am Beispiel der Tarpenbek, Kollau und Mühlenau, Hamburg, unveröffentlicht.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Dr. Dietmar Mehl
Dr. Tim G. Hoffmann
biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH
Nebelring 15
18246 Bützow

dietmar.mehl@institut-biota.de
tim.hoffmann@institut-biota.de
www.institut-biota.de

Gewässerentwicklung durch nachhaltige und prozessorientierte Gewässerunterhaltung

Dr.-Ing. Andreas Stowasser und Lars Stratmann

1 Einleitung

1.1 Herausforderungen in der Gewässerunterhaltung – welcher Ansatz ist nachhaltig und effizient?

Je naturnäher das Gewässer, desto geringer ist der Bedarf zur Gewässerunterhaltung (GU). Unterhalten werden muss vor allem dort, wo der Ausbauzustand eines Gewässers erhalten werden muss, z. B. um Funktionen des Gewässers zur Gewährleistung des Hochwasserabflusses aufrecht zu erhalten (vgl. Abb. 1, linkes Foto und Abb. 2, Punkt 2). Wird die Unterhaltung vernachlässigt oder eingestellt, entwickelt sich das Fließgewässer im Laufe der Zeit allmählich wieder in einen naturnäheren Zustand. Ohne entsprechende planerische Vorbereitung führt diese Entwicklung häufig zu Konflikten mit Anliegern und Landnutzern.

Spätestens wenn ein Gewässerlauf aufgrund unterlassener Unterhaltung nur noch über eine eingeschränkte hydraulische Leistungsfähigkeit verfügt, sich Drainageausläufe zusetzen oder wenn es zu Nutzungskonflikten aufgrund der Entwicklung eines gewässerbegleitenden Gehölzsaumes kommt, wird der Ruf nach grundlegen-

den Maßnahmen lauter. In diesen Fällen besteht die Gefahr von Aktionismus und Unterhaltungsmaßnahmen im Sinne von Einzelinteressen (vgl. Abb. 2, Punkt 4). Dies kann im Extremfall zu einer nachholenden Gewässerunterhaltung führen, die nicht nur mit großem Aufwand verbunden ist, sondern auch einen deutlichen Eingriff in das Gewässer darstellt und im schlimmsten Fall sogar zur Verschlechterung des Gewässerzustands führt. Auf jeden Fall führt diese in der Praxis immer noch verbreitete Form der Ad-hoc-Gewässerunterhaltung, d. h. die Durchführung der GU ohne planerisch-strategische Überlegungen, zu ineffizientem Mitteleinsatz und Auswirkungen, die meist gegenläufig zu den Zielen der EG-WRRL oder der HWRM-RL sind.

Immer stärker in den Fokus der GU treten vor diesem Hintergrund die Anforderungen der EG-WRRL. Gerade im Rahmen der GU gilt es, den ggf. vorhandenen ökologischen Gewässerzustand zu erhalten bzw. Unterhaltungsmaßnahmen gezielt dazu zu nutzen, ein Gewässer entsprechend zu entwickeln. Dieser Entwicklungsanspruch an die GU-Maßnahmen birgt hohes Potenzial. So belegen verschiedene Projektstudien im Landkreis Leipziger Land,



Abb. 1: Zur Gewährleistung der hydraulischen Leistungsfähigkeit können regelmäßige Gewässerunterhaltungsmaßnahmen erforderlich sein (links: Böschungsmahd Hoyerswerdaer Schwarzwasser). Durch angepasste GU-Maßnahmen wie beispielsweise abschnittsweise Mahd bleibt ein Mindestmaß an Strukturen erhalten. Je naturnäher ein Gewässerabschnitt, desto geringer sind die Unterhaltungsaufwendungen (rechts: Mutzschener Wasser in Trebsen; Fotos: A. Stowasser)

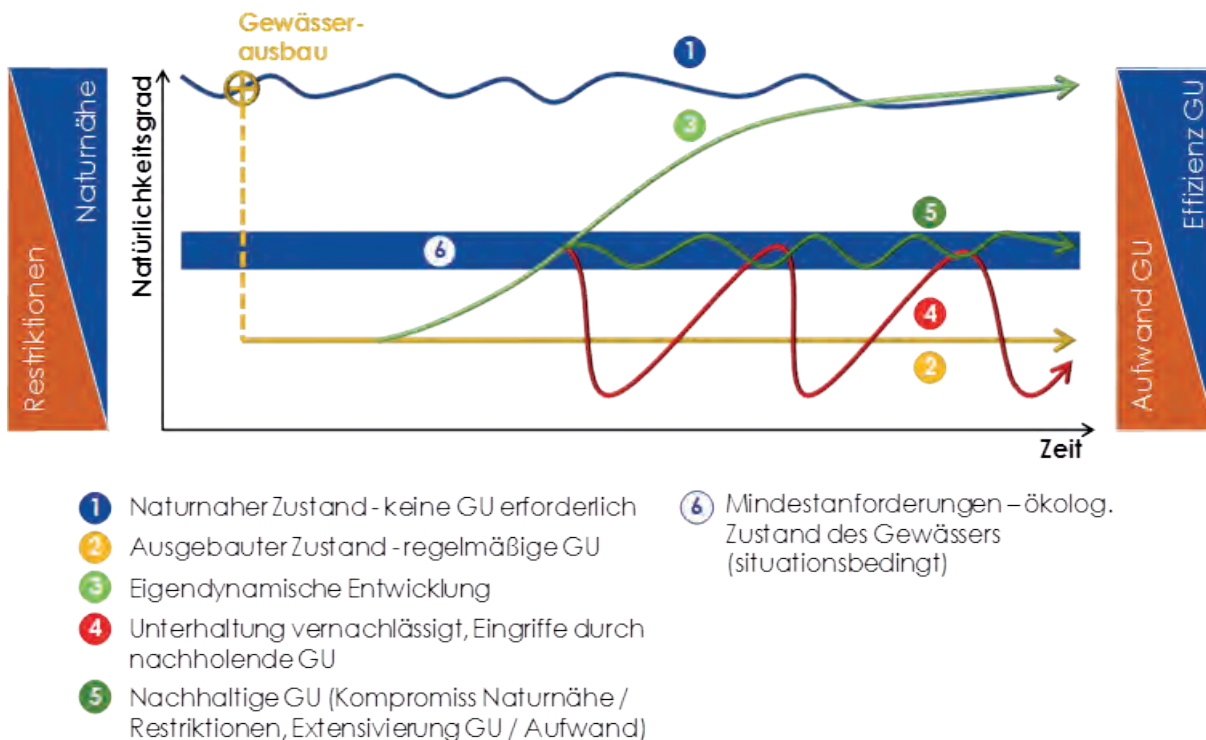


Abb. 2: Nachhaltige, effiziente Gewässerunterhaltung als Werkzeug zur Erreichung der Mindestanforderungen an den ökologischen Zustand des Gewässers

dass durch entsprechend angepasste und ggf. extensivierte GU etwa ein Drittel der Gewässer hin zum guten ökologischen Zustand nur durch GU entwickelt werden können (Stowasserplan 2014b). Gleichzeitig stellt eine regelmäßige, ausgewogene und sorgfältig mit Anwohnern und Nutzern abgestimmte GU die effizienteste und kostengünstigste Form der Unterhaltung dar. Anstatt durch unkoordinierten Aktionismus ab und zu mit viel Aufwand in das System einzugreifen, wird das Gewässer unter Berücksichtigung der gesetzlichen Vorgaben und unter Beachtung örtlicher Restriktionen in einem möglichst naturnahen Zustand unterhalten. Aufwand und Nutzen der Unterhaltung bleiben in einem ausgewogenen Verhältnis (vgl. Abb. 2, Punkt 5).

2 Ziel und Vorgehen im Forschungsvorhaben „In_StröHmunG“ / Entwicklung PROGEMIS®

2.1 Zielstellung

Stowasserplan entwickelt im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens „In_StröHmunG“ derzeit das webbasierte PROzessgestützte GEwässer-Management- und InformationsSystem „PROGEMIS®“. Die Software soll Städten, Kommunen und Verbänden ein fachlich qualifiziertes und

organisatorisch effizientes Vorgehen bei der Erfüllung ihrer Pflichtaufgabe „Gewässerunterhaltung“ erleichtern. Maßgebliches Ziel von PROGEMIS® ist die Abbildung und Steuerung der wesentlichen Prozesse und Maßnahmen der Gewässerunterhaltung. Die Software soll dazu auch Schnittstellen zur Gewässerentwicklung und Vorgehensweisen zur Verringerung von Hochwasserrisiken aufzeigen. Sie erleichtert so die Erschließung von Synergieeffekten zwischen diesen Handlungsfeldern.

Planungs- und Umsetzungsprozesse sollen in der Software anschaulich abgebildet und praktische Anleitungen zur Maßnahmenrealisierung bereitgestellt werden, um das komplexe Aufgabenfeld und neues Fachwissen der Gewässerunterhaltung mit integrierten Effekten für die Gewässerentwicklung und die Verringerung von Hochwasserrisiken allen Akteuren einfach zugänglich zu machen. Dazu sollen ihre Funktionen ausgehend von Entwicklungszielen bis hin zur Dokumentation in interaktiven Prozessdiagrammen und Maßnahmenblättern auf Basis von Expertenwissen nutzerfreundlich aufbereitet werden (vgl. Abb. 3). PROGEMIS® soll auch die wechselseitige Kommunikation mit den relevanten Akteuren und der allgemeinen Öffentlichkeit

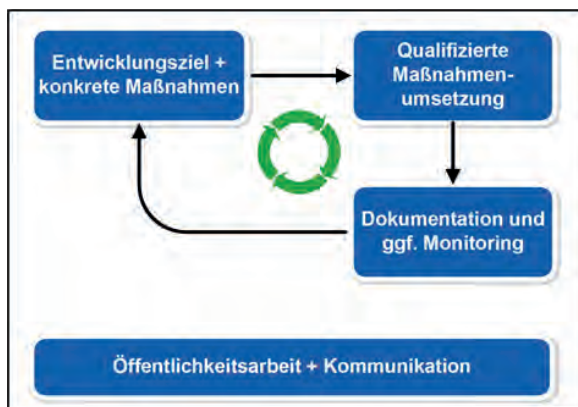


Abb. 3: Kontinuität durch prozessorientiertes, qualifiziertes Gewässermanagement

unterstützen. Vorgesehen sind einfache, internetbasierte Möglichkeiten zur Information und Kommunikation.

2.2 Fachlicher Hintergrund und Vorgehensweise

2.2.1 Fachlicher Hintergrund

Durch langjährige Tätigkeit für öffentliche Auftraggeber sind den Autoren die Prozesse und Abläufe der Fließgewässerentwicklung und -unterhaltung bekannt (Stowasserplan 2012a/b, 2011, 2010a/b, 2006, 2004a/b, Stowasser & Lagemann 2008a/b). Ebenfalls konnten mehrere planungspraktische und konzeptionell innovative Beiträge zum Hochwasserschutz und mit Bezug zum Themenfeld Ökologie/Naturschutz erbracht werden, z. B. im Rahmen des Plans Hochwasservorsorge Dresden sowie verschiedener Pilotplanungen, u. a. im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Stowasserplan 2014a, Stowasser 2013, 2006). Dabei konnten zahlreiche Gewässerentwicklungs- und Unterhaltungsmaßnahmen als Instrument für naturnahen Hochwasserschutz und die Verbesserung des ökologischen Zustands vertiefend analysiert und daraus neue Planungsansätze entwickelt werden.

Der planerisch-konzeptionelle Ansatz für eine abschnittsweise Ermittlung von Entwicklungszielen, Handlungsbedarfen und Maßnahmen der Gewässerunterhaltung, die einer ökologischen Aufwertung und Verringerung von Hochwasserrisiken dienen, konnte in der Modellregion Grimma, Colditz, Trebsen im Vorlauf zum Forschungsvorhaben „In_StröHmunG“ angewendet werden (vgl. Kap. 2.3, Modellregion Grimma, Colditz, Trebsen). Die dabei vorgenommene

Überlagerung einer Ziel- und Bedarfsfestlegung im Sinne der Trittstein-Strahlwirkungskonzeption (vgl. DRL 2008, LANUV NRW 2011) und einer vorläufigen Bewertung des Hochwasserrisikos (gemäß Landesdirektion Sachsen 2012) dient dazu, kosteneffiziente GU-Maßnahmen für eine integrierte Zielerreichung gemäß EG-WRRL und HWRM-RL auszuwählen. Dieser planerische Ansatz bis zur Maßnahmenauswahl wird in der Software PROGEMIS® unterstützt.

Dieser Vorgehensweise liegt die Überlegung zugrunde, dass der gute ökologische Zustand in der Modellregion Grimma, Colditz, Trebsen für etwa 38 % der Gewässerkilometer allein durch eine Umstellung der Gewässerunterhaltung erreicht werden kann und in den verbleibenden circa 62 % durch eine Kombination aus entsprechend ausgerichteter Gewässerunterhaltung und einzelnen umgestaltenden Gewässerausbaumaßnahmen. Eine Umstellung der Gewässerunterhaltung ist der Schlüssel für eine effiziente und kostengünstige Maßnahmenumsetzung im Sinne der Ziele nach EG-WRRL und HWRM-RL. Dazu bedarf es einer Strategie, Kontinuität und Geduld.



Abb. 4: In Grimma könnten 38 % der Gewässerkilometer durch eine Umstellung der Gewässerunterhaltung (GU) den guten Zustand erreichen.

2.2.2 Vorgehensweise

Die Entwicklung der Software PROGEMIS® folgt dem Ansatz der agilen Softwareentwicklung und ist entsprechend der fachlich-planerischen und organisatorisch-umsetzungsorientierten Erfordernisse strukturiert. Sie gliedert sich in die Bausteine „Daten/Metadaten“, „Prozesse“, „Integration Maßnahmenkatalog“, „Management- und Informationssystem“ und „Kommunikationsplattform“. Der Prototyp der Software wird in mehreren Kommunen voraussichtlich ab 2017 ein Jahr lang hinsichtlich Funktionalität und Funktionsumfang erprobt. Anschließend erfolgt unter Nutzung der Erkenntnisse aus dieser intensiven Testphase die Verbesserung und Fertigstellung der ersten

fertigen Version der Software PROGEMIS®. Die Markteinführung ist für das erste Halbjahr 2018 geplant.

3 Aufbau und Funktionen des PROGEMIS®

Die Software PROGEMIS® wird als datenbankbasierte Managementsoftware mit Kartenmodul und einfacher Web-GIS-Funktionalität entwickelt. Kernbestandteile sind der mehrjährig ausgerichtete Basisplan, der jährliche Arbeitsplan, die Maßnahmenokumentation und -fortschreibung, ein Maßnahmenkatalog und eine Kommunikationsplattform. Die Nutzung des Programms, ist nutzergruppenabhängig über einen Webbrowser und verschiedene Endgeräte möglich (vgl. Abb. 5).

3.1 Regelkreislauf und Prozessmanagement

Grundlage der Software sind das Konzept für einen interaktiven Gewässerunterhaltungsplan und die dafür erforderlichen fachlichen Inhalte (Stowasserplan 2012a). Dieses Konzept beinhaltet einen Maßnahmenkatalog, einen Basisplan, einen Arbeitsplan und eine Dokumentationsebene. Ausgehend von der Dokumentation können der Basisplan und der Arbeitsplan fortgeschrieben werden. Die Software unterstützt auch die zwischen Arbeitsplan und Dokumentation erfolgenden Schritte der Vergabe und Ausführung von GU-Maßnahmen.

Hinterlegte Maßnahmenblätter, optionale Leistungsbeschreibungen für GU-Maßnahmen und visualisierte, erläuterte Planungsprozesse und Methodenbausteine gewährleisten Qualitätsstandards in Planung und Ausführung. Mit Einführung und Etablierung von PROGEMIS® beim Unterhaltungslasträger kann außerdem der kontinuierliche Wissenstransfer für alle relevanten Informationen zu Gewässern im jeweiligen Zuständigkeitsbereich organisiert werden. Entsprechende Geo- und Sachdaten sowie Karten sind einfach zuzuladen und abzurufen.

Basis für einen gut funktionierenden Informationsfluss und ein erfolgreiches Management sind fachbezogene Regeln und Fachdatenbanken, in denen die Informationen eines Fachthemas kompakt und übersichtlich aufbereitet sind. Demgemäß werden unterschiedliche Daten verschiedener Formate mit Relevanz für die GU und die Gewässerentwicklung (GE) in einer Datenbank zusammengeführt. Die Nutzung dieser Daten wird durch Fachwissen und Regeln auf der Nutzeroberfläche der Software PROGEMIS® unterstützt. Damit wird eine auf andere Einzugsgebiete übertragbare Basis für effiziente und qualitätsgesicherte GU mit positiven Effekten für die GE und das Hochwasserrisikomanagement geschaffen.

Der Einstieg in die Softwarenutzung kann in jedem Modul erfolgen. So kann der anfangs aufwändige, aber mittelfristig effiziente Einstieg mit der Erstellung eines Basisplans beginnen. Es

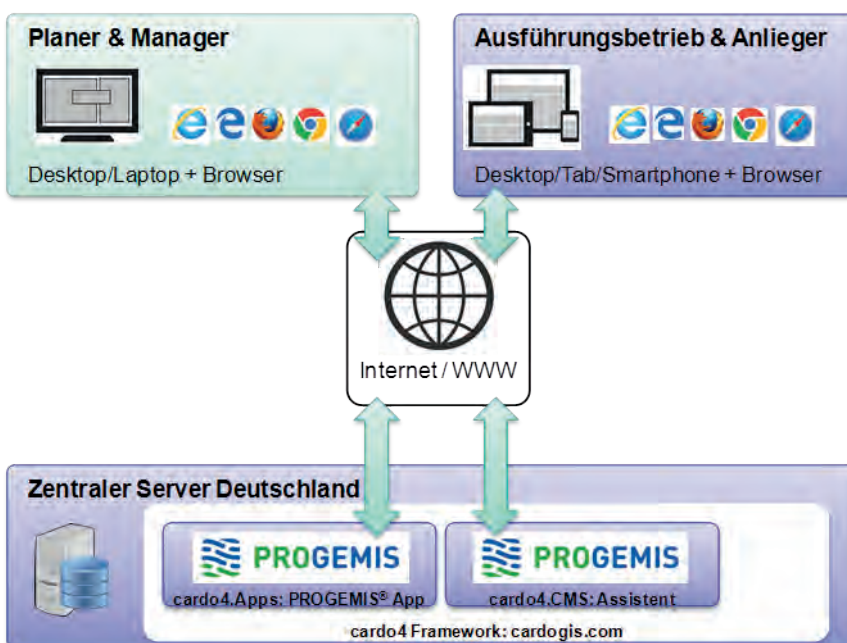


Abb. 5: Organisation und Zugriffsmöglichkeiten bei der Nutzung des PROGEMIS®

rungsfehlern oder ineffizientem Mitteleinsatz wird dadurch reduziert. Hintergrundinformationen zu Anwendungsmöglichkeit und Wirkung der jeweiligen Maßnahme sind schnell und einfach abrufbar. Die Gliederung des Katalogs unterscheidet in Maßnahmen, Maßnahmensubtyp, Varianten der Ausführung und Ausführungsdetails.

Die Maßnahmenblätter enthalten je Maßnahme: Basisinformationen (z. B. Titel, Kategorie, Symbol), eine Kurzübersicht (z. B. Ziele, Kurzbeschreibung, Medienanhang), Angaben zu Voraussetzungen und Folgen (z. B. Anforderungen an Bestand, minimale Maßnahmenlänge, Folgemaßnahmen), Informationen zur Ausführung (z. B. Zeitraum, Turnus der Durchführung, Kosten, Geräteeinsatz und naturschutzrechtliche Hinweise) sowie zur Wirkungsweise der Maßnahme (z. B. Wirkungsdauer, Bedeutung für die Gewässerstruktur und den Hochwasserschutz).

3.3 Kommunikationsplattform

PROGEMIS® ermöglicht den Informationsaustausch und die Kommunikation zwischen allen relevanten GU-Akteuren wie Stadt-/Gemeinde-/Verbandsverwaltung, Planer, zuständiger Wasser- und Naturschutzbehörde, Ausführungsbetrieb, Anlieger und Bürger. Kommunen und Planer können PROGEMIS® als Planungsleitfaden und Qualitätssicherungswerkzeug bei der Planung und Umsetzungsbegleitung von Maßnahmen nutzen. Bürger können Mängel oder Handlungsbedarf an Gewässern mit Position, Kurznachricht und Foto melden. Von Maßnahmen betroffene Anlieger können frühzeitig in Maßnahmenabstimmungen einbezogen werden, beispielsweise wenn es um die Gewährleistung der erforderlichen Zugänglichkeit von Flächen zur Maßnahmenumsetzung geht. Auf diese Weise besteht die Möglichkeit, Fehlerrisiken und Informationsverluste zu reduzieren sowie lokales Wissen und Beobachtungen für die effiziente Gewässerunterhaltung zu nutzen.

Für die Verwaltung der Inhalte der PROGEMIS®-Webseite wird ein Content-Management-System (CMS) verwendet. Es erlaubt die bundeslandspezifische Bereitstellung von beispielsweise Gesetzen, Richtlinien und Hintergrundinformationen. Darüber hinaus kann jede Gemeinde oder jeder Verband auf der eigenen Nutzeroberfläche geplante oder durchgeführte Maßnahmen für die Ansicht der allgemeinen Öffentlichkeit freischalten, die Hauptakteure der Gewässerunterhaltung vorstellen und aktuelle Mitteilungen und Hinweise

in einem Nachrichtefeld veröffentlichen. So kann neben den aktiv beteiligten GU-Akteuren auch jeder Bürger einfach auf die lokalen und regionalen Gewässerdaten zugreifen und Hinweise zum aktuellen Arbeitsplan oder zu durchgeführten Maßnahmen geben, wenn diese Maßnahmen für die Öffentlichkeit freigeschaltet wurden.

4 Entwicklungsstand und Erprobung in Modellregionen

PROGEMIS® befindet sich derzeit noch in der Entwicklungsphase. Eine intensive Erprobungsphase der Software in ausgewählten Gemeinde- und Verbandsgebieten ist im Jahr 2017 vorgesehen. Es schließt sich eine kurze Phase für Verbesserungen und Optimierung an. Die Markteinführung von PROGEMIS® erfolgt im 1. Halbjahr 2018.

Gefördert wird das Projekt „In_StröHmunG“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF). Es ist Teil der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM)“ im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM)“.

5 Literatur

- DRL, Deutscher Rat für Landespflege, Hrsg. (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege, H. 81, Bonn
- Landesdirektion Sachsen (2012): Aufgabenstellung: Erstellung von Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten und eines Hochwasserrisikomanagementplans
- LANUV NRW, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Hrsg. (2011): Strahlwirkungs- und Trittschneidkonzept in der Planungspraxis, LANUV-Arbeitsblatt 16, Recklinghausen
- Stowasser, A. (2006): Präventiver Hochwasserschutz durch Verbesserung der fließenden Retention und Aufwertung der Gewässerstruktur mittels ingenieurbioologischer Bauweisen. In Tagungsband DWA Landesverbandstagung am 9.5.2006 in Dresden
- Stowasser, A. (2013): Vom Habitatanspruch zur Baumsetzung – Maßnahmen auf Grundlage morphologischer und biologischer Leitbilder. Artikel im Tagungsband „Erfolgskontrollen von Renaturierungs-

- maßnahmen an Fließgewässern“, Fachtagung 10./11. Juni 2013, Paderborn, NUA Seminarbericht Band 11
- Stowasser, A. & Lagemann, T. (2008a): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbioologischen Bauweisen - Teil 1: Pflege- und Entwicklungsgrundsätze. KW, Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Heft 8, S. 417-422
- Stowasser, A. & Lagemann, T. (2008b): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbioologischen Bauweisen - Teil 2: Bauweizenspezifische Pflegeschritte, KW, Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Heft 9, S. 487-492
- Stowasserplan (2014a): Maßnahmenplanung zur gemeinsamen Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) unter Berücksichtigung des Biotopverbundkonzeptes an einem ausgewählten Beispiel in Sachsen – Teil 1, Maßnahmenplanung und Teil 2, Handlungsanleitung. In LfULG Schriftenreihe, Heft 10/2014 und Heft 11/2014, Dresden
- Stowasserplan (2014b): Hochwasserrisiko in der Gemeinde Grimma und Synergien für die Gewässerentwicklung – Vorläufige Bewertung. Im Auftrag der Großen Kreisstadt Grimma
- Stowasserplan (2014c): Hochwasserrisiko in der Gemeinde Trebsen und Synergien für die Gewässerentwicklung – Vorläufige Bewertung. Im Auftrag der Stadt Trebsen
- Stowasserplan (2014d): Hochwasserrisiko in der Gemeinde Colditz und Synergien für die Gewässerentwicklung – Vorläufige Bewertung. Im Auftrag der Stadt Colditz
- Stowasserplan (2013): Modellprojekt Nachhaltige Gewässerlandschaft Grimma – Colditz – Trebsen 2027, Entwicklungskonzeption & Umsetzungsschritte, Synergien und Potenziale Hochwasserschutz und Gewässerentwicklung. Im Auftrag der Großen Kreisstadt Grimma
- Stowasserplan (2012a): [Konzept für einen] Datenbank gestützter Gewässerunterhaltungsplan mit Bewertung naturschutzfachlicher Belange (unveröffentlicht). Im Auftrag der LTV, Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Betrieb Zwickauer Mulde/ Obere Weiße Elster
- Stowasserplan (2012b): Maßnahmenplanung zur gemeinsamen Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) unter Berücksichtigung des Biotopverbundkonzeptes an einem ausgewählten Beispiel des Gewässers Lossa in Sachsen. Im Auftrag des LfULG, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Stowasserplan (2011): Beschreibung / Steckbriefe ingenieurbioologischer Bauweisen zur Initiierung eigendynamischer Gewässerentwicklung. Im Auftrag des TLUG, Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
- Stowasserplan (2010a): Untersuchung zur Auswirkung der Umstellung von konventionellen Gewässerunterhaltungspflege-maßnahmen auf ökologisch orientierte eigendynamische Gewässerentwicklung. Im Auftrag des LfULG, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Stowasserplan (2010b): Vorbereitung und Prüfung der Durchführbarkeit hydromorphologischer Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands an ausgewählten Fließgewässern II. Ordnung. U. a.: Ableitung von Lösungsansätzen und Handlungsoptionen für die Unterhaltungslastträger. Im Auftrag des LfULG, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Stowasserplan (2006): Gewässerunterhaltungsplan Sebnitz, km 0.000-21.000, Gewässer 1. Ordnung, Landkreis Sächsische Schweiz. Im Auftrag der LTV, Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Betrieb Oberes Elbtal

Anschrift der Verfasser:

Dr.-Ing. Andreas Stowasser
Dipl.-Ing. Lars Stratmann
Stowasserplan GmbH & Co. KG
Hauptstraße 47f
01445 Radebeul

stowasser@stowasserplan.de
www.stowasserplan.de



Strukturreicher Mittelgebirgsbach (Foto: G. Bockwinkel)

Eine Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern

Dr. Uwe Koenzen und Timo Riecker

1. Einleitung

Die Umsetzung von Maßnahmen in und an Gewässern erfolgt mit dem Ziel, die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) hinsichtlich des guten ökologischen Zustands (bzw. des guten ökologischen Potenzials) zu erreichen. Neben stofflichen Belastungen sind es vor allem hydromorphologische Defizite sowie die mangelhafte Durchgängigkeit der Gewässer, die der Zielerreichung bisher entgegenstehen.

Zur Zielerreichung sind letztlich konkrete Maßnahmenplanungen und deren Umsetzungen im Rahmen der Gewässerunterhaltung und spezifischer Ausbaurverfahren erforderlich. Die Auswahl

und Konkretisierung der lokalen Maßnahmen wird maßgeblich durch die lokalen planerischen Rahmenbedingungen bestimmt. Auf Grund der Rahmenbedingungen vor Ort, der Komplexität der fachlichen Anforderungen und der Wechselwirkung zwischen verschiedenartigen Maßnahmen ist die Maßnahmenfindung oft sehr anspruchsvoll. Dieser Prozess der Identifizierung lokal geeigneter Maßnahmen soll durch die vorliegende „Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden, hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern“ unterstützt werden.

In NRW gibt es Regelwerke, die verschiedenste Aspekte zur Entwicklung naturnaher Fließgewässer beschreiben. Diese Einzelveröffentlichungen

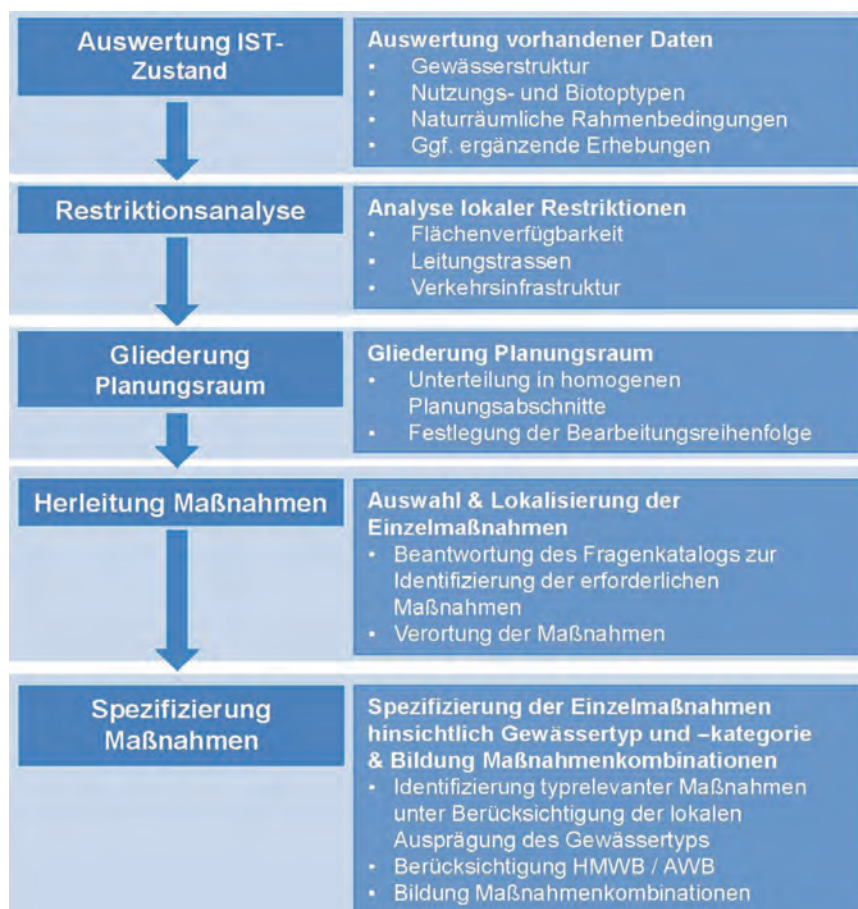


Abb. 1: Planungsablauf

werden in der Entscheidungshilfe gebündelt und versetzen den Anwender in die Lage, die für die Entwicklung von Gewässern zielführenden hydromorphologische Maßnahmen für die betrachtete Gewässerstrecke zu identifizieren.

Die Entscheidungshilfe des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes NRW (LANUV) setzt sich aus verschiedenen miteinander verknüpften Modulen zusammen, die nachfolgend kurz vorgestellt werden.

2. Module der Entscheidungshilfe

2.1 Handlungsanleitung

Die Handlungsanleitung dient als Rahmen-dokument, um dem Anwender die Methodik der Entscheidungshilfe zu erläutern sowie die unterschiedlichen Module vorzustellen. Darüber hinaus werden Hintergrundinformationen und übergeordnete Arbeitsschritte (s. Abb. 1) beschrieben.

2.2 Fragenkatalog

Der Fragenkatalog (s. Abb. 2) ist das wesentliche Modul zur Herleitung der hydromorphologischen Maßnahmen. Er enthält eine dichotome Abfolge von insgesamt 106 Entscheidungsfragen (Ja-Nein-Fragen) und 13 Alternativfragen (Zustand A oder B).

2.3 Fragenthemenblöcke

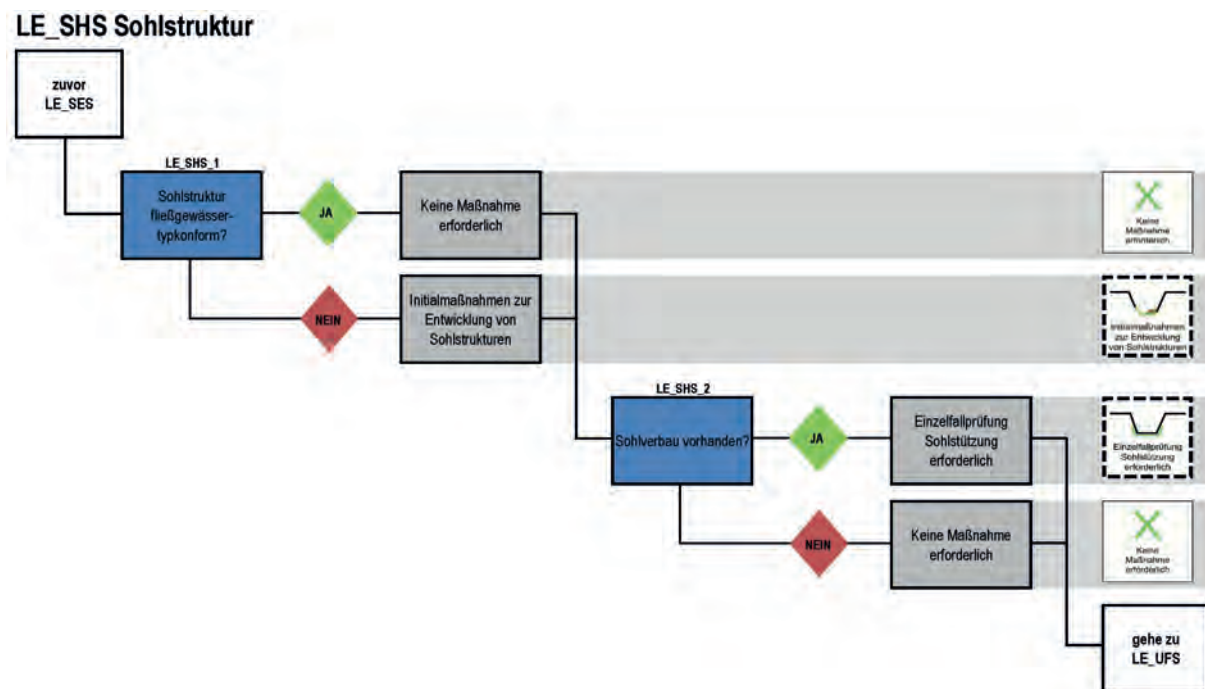


Abb. 3: Beispielhafte Darstellung eines Fragenthemenblockes

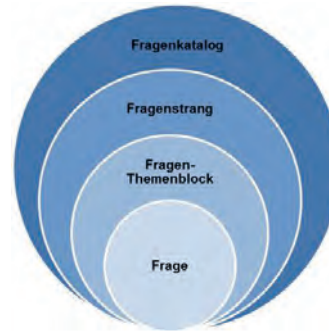


Abb. 2: Begriffe zur Organisation des Fragenkatalogs

Die Fragenthemenblöcke (s. Abb. 3) beinhalten die visualisierten Darstellungen jedes Themen-blocks mit seinen Fragen und auslösenden Maß-nahmen in Form von Piktogrammen.

2.4 Maßnahmen-Toolbox

Die Maßnahmen-Toolbox liefert zu jedem The-menblock Informationen zum fachlichen Hinter-grund. Einzelmaßnahmen werden im Detail be-schrieben, Ausführungsvarianten vorgestellt und Hinweise für die praktische Umsetzung gegeben.

2.5 Formularblatt

Das Formularblatt ist für jeden Planungsabschnitt auszufüllen und dient als Unterstützung beim Durchlaufen der Arbeitsschritte. Es liefert eine Dokumentation der planerischen Rahmenbedin-

gungen, der Antworten auf die durchlaufenen Fragen sowie der resultierenden Maßnahmen und dient zur Kontrolle der Eingangsgrößen und Ergebnisse.

3. Strukturbaum / Übersicht

Bei der Anwendung des Fragenkataloges muss der Anwender zunächst Einstiegsfragen beantworten, die noch nicht einem Themenblock zugeordnet sind, um auf einen von drei Fragensträngen zu gelangen. Diese Fragenstränge unterscheiden sich maßgeblich hinsichtlich ihrer

Restriktionen, vor allem in Bezug auf die Flächenverfügbarkeit und Möglichkeit zur räumlichen Gewässerentwicklung (siehe Abb. 4).

Die Fragenstränge (PEM, LE, LEV) stehen dabei für drei, unter Restriktionsaspekten gebildeten, typischen planerischen Ausgangssituationen:

- PEM: **Profilentwicklung – Mindesthabitat-**ausstattung,
- LEV: **laterale Entwicklung Gewässerver-**legung,
- LE: **laterale Entwicklung.**

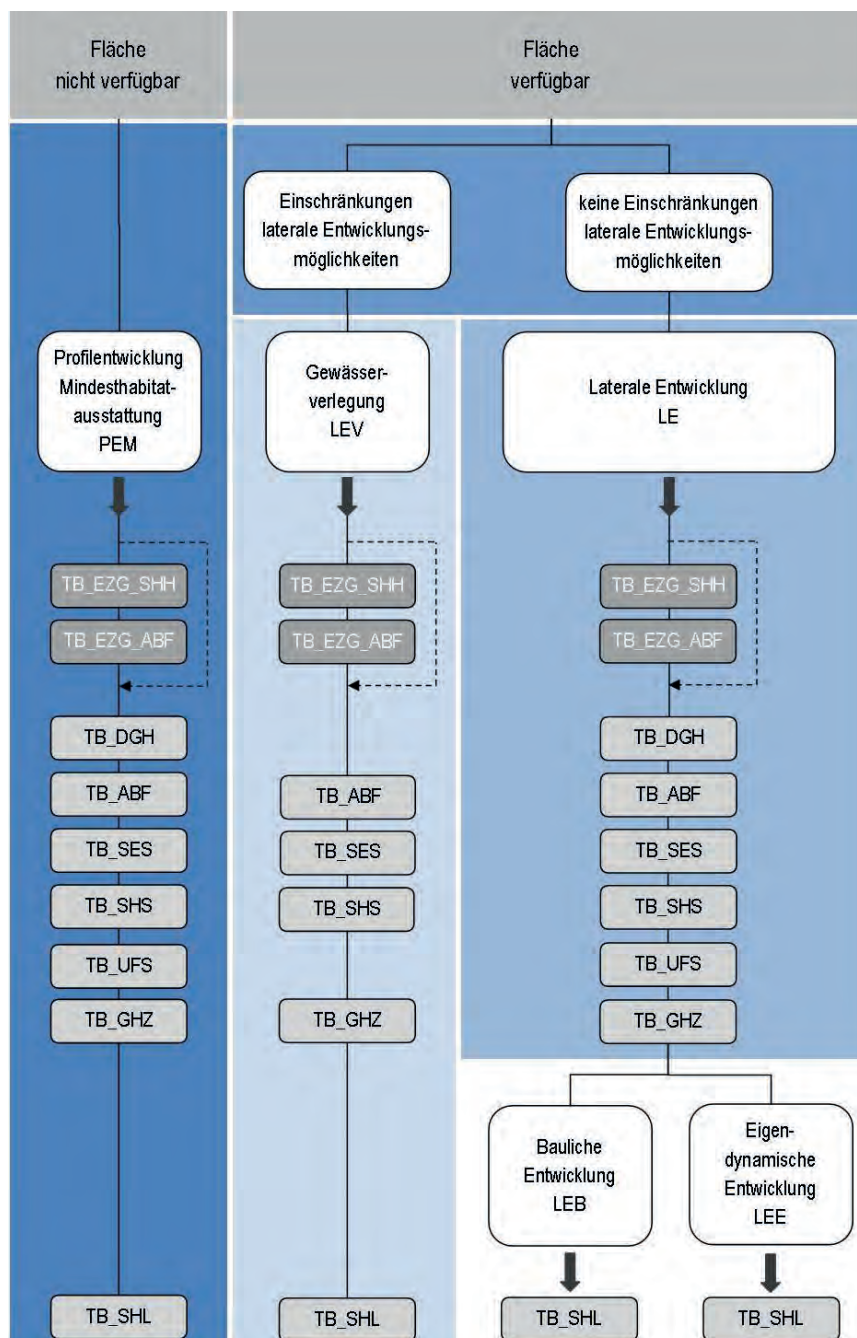


Abb. 4: Gesamtstruktur des Fragenkataloges mit allen Fragensträngen

Der Fragenstrang „Laterale Entwicklung (LE)“ gliedert sich zu einem späteren Zeitpunkt noch in zwei weitere Fragenstränge auf:

- LEB: laterale Entwicklung baulich,
- LEE: laterale Entwicklung eigendynamisch.

4. Zusammenfassung

Die Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden, hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern soll den Anwender unterstützen, zielführende, hydromorphologische Maßnahmen vor dem Hintergrund der fachlichen Anforderungen und örtlichen Restriktionen zu entwickeln.

Die Entscheidungshilfe wendet sich an alle, die mit der Planung, Genehmigung und Ausführung von Maßnahmen an den Fließgewässern NRW befasst sind.

Im Ergebnis liefert die Anwendung der Entscheidungshilfe hydromorphologische Maßnahmen,

die technisch machbar sind, regel- und restriktionsbasiert abgeleitet wurden und zur Zielerreichung des guten hydromorphologischen Fließgewässerzustandes beitragen.

Die Entscheidungshilfe kann online auf der Seite des LANUV im Bereich Veröffentlichungen abgerufen werden.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Uwe Koenzen
Timo Riecker
Planungsbüro Koenzen – Wasser und Landschaft
Schulstraße 37
40721 Hilden

riecker@planungsbuero-koenzen.de
uwe.koenzen@planungsbuero-koenzen.de
www.planungsbuero-koenzen.de

Gewässerentwicklungsflächen in Rheinland-Pfalz

Christoph Linnenweber

Das Projekt

Die Fließgewässer sind in der Vergangenheit begradigt, verkürzt und stark eingeeignet worden. Daraus resultiert die weit verbreitete Tiefenerosion sowie die Struktur- und Habitatarmut, die nach der Verringerung stofflicher Belastungen als wesentliche Ursache für die Nichterreichung des von der EG-Wasserrahmenrichtlinie geforderten „guten ökologischen Zustandes“ anzusehen sind (Abbildung 1).

Für das Erreichen der Ziele muss vielen Fließgewässern deshalb Entwicklungsraum zurückgegeben werden, damit sich Gewässerprofil und Morphologie typspezifisch an die hydrologischen Bedingungen anpassen können und so die notwendigen Habitatbedingungen entstehen. Dieser Entwicklungsraum ist darüber hinaus multifunktional, beispielsweise für den Stoffrückhalt, den Grundwasserhaushalt, die typischen Auenbiotope, den Naturschutz sowie für die Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft, nicht zuletzt auch für Naherholung und Tourismus.

Ziel des Projektes ist, allgemein anerkannte Regeln für die örtliche Bestimmung der natürlichen Gewässerbreite und der natürlichen Gewässerentwicklungsfläche für die Praxis zu entwickeln. Auf Basis der regionalisierten hydrologischen Bedingungen und der daraus ab-



Abb. 1: Natürliches Bachbett und nach Hochwasser erodiertes, durch Flächennutzung zu eng begrenztes Bachbett (Fotos: C. Linnenweber)

geleiteten hydraulisch angepassten natürlichen Gewässerbreite sowie den morphologischen Gewässertypen wird die natürliche Gewässerent-

Tab. 1: Morphologische Gewässertypen in Rheinland-Pfalz ohne Rhein

Gewässertyp	Länge (km)	Anteil an RLP (%)
Kerb- und Klammalgewässer	373,755	4,6
Sohlenkerbtal	407,568	5,02
Mäandertalgewässer	1.024,31	12,61
Aue- und Muldentalgewässer allgemein	3.201,77	39,4
Auetalgewässer mit kiesigem Sediment	591,149	7,28
Flachlandgewässer	139,118	1,71
Riedelgewässer	423,225	5,21
Schwemmfächergewässer	207,882	2,56
Rheinniederungsgewässer	42,529	0,52

wicklungsfläche abgeleitet (vergleiche Abbildung 2 sowie Tabelle 1).

Im Weiteren wird dargestellt, wie der gute ökologische Zustand, die Auenentwicklung oder der Hochwasserrückhalt auch unter Einbezug verschiedener restriktiver Bedingungen dem Gewässer „angemessen“ realisiert werden können. Mit der Bearbeitung wurde das Planungsbüro Koenzen, Hilden in Zusammenarbeit mit der Ing.-Gesellschaft mbH Pro Aqua, Aachen beauftragt.

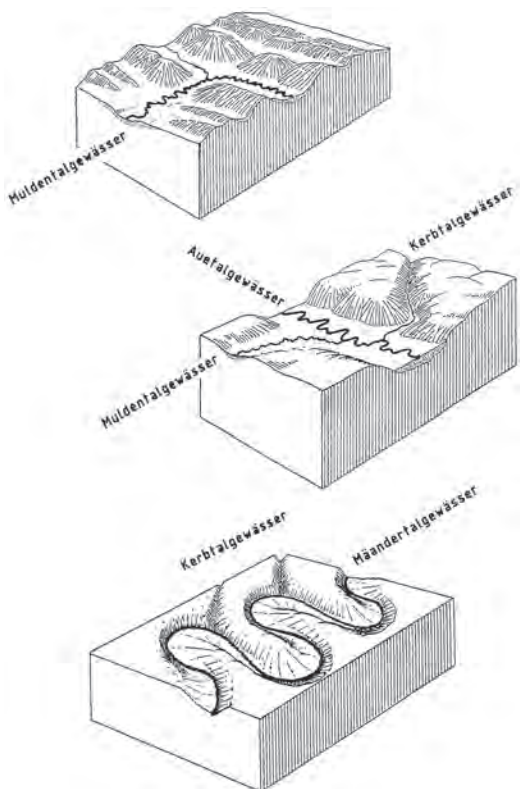


Abb. 2: Gewässertypen in Rheinland-Pfalz (Gewässertypenatlas Rheinland-Pfalz, Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz 1999)

Die Methode

In Ergänzung bisheriger empirischer Untersuchungen verfolgt die Methode einen hydraulischen Ansatz, der im Wesentlichen sowohl die natürliche Gewässerbreite als auch den natürlichen Entwicklungsraum des Gewässers in Abhängigkeit verschiedener Parameter berechenbar macht. Dabei sind von besonderer Bedeutung:

- die topographischen und hydrologischen Bedingungen des Einzugsgebietes

- das Talgefälle oder Niederungsgefälle des Gewässers
- die hydrogeologischen Verhältnisse
- der daraus resultierende morphologische Gewässertyp
- das bettbildende Hochwasser
- daraus resultierend Profilform und Gewässersbreite
- daraus resultierend die Breite des natürlichen Entwicklungskorridors

Diese Bedingungen generieren letztlich den nachhaltig beständigen natürlichen morphologischen Formenschatz und damit die natürliche Habitatvielfalt, die wiederum Voraussetzung für das Vorkommen der charakteristischen Biozöosen und Indikatoren gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie ist (Abbildung 3).

Anwendungsbereiche

Die ermittelten natürlichen Gewässerbreiten und -entwicklungsflächen können als Orientierungswerte bei der Bearbeitung von Gewässerentwicklungskonzepten, -rückbauprojekten und -rena-

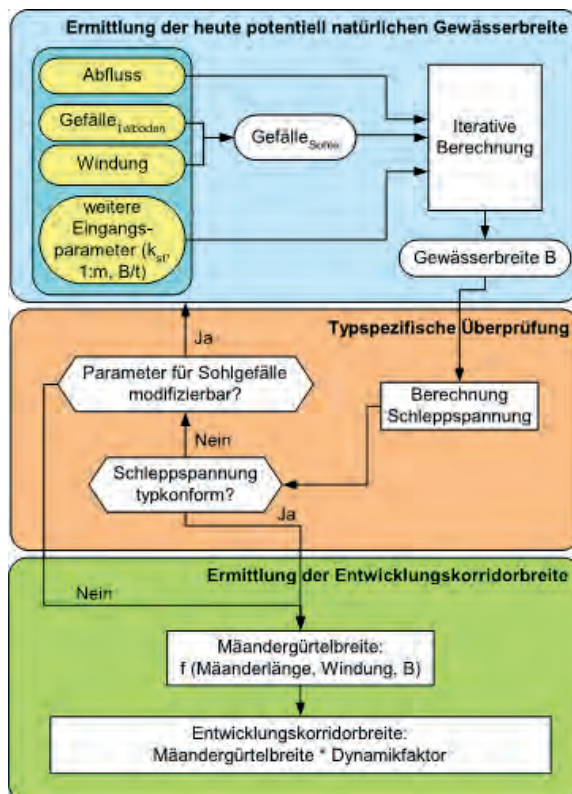


Abb. 3: Schema der methodischen Berechnungsschritte mit Eingangsdaten

turierungen dienen. Sie dienen der Bewertung der örtlichen Bedingungen und Restriktionen und daraus ableitbaren Entwicklungszielen. Zielgruppe sind insbesondere die Mitarbeiter der Wasserwirtschaftsverwaltung und der Maßnahmenträger sowie deren Beauftragte.

Die in Rheinland-Pfalz entwickelte Methode wurde im Weiteren im Rahmen eines Projektes der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Anwendung in allen Bundesländern gewässertypologisch erweitert.

Anschrift des Verfassers:

Christoph Linnenweber
Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU-RP)
Kaiser-Friedrich-Str. 7
55116 Mainz

christoph.linnenweber@lfu.rlp.de
www.lfu.rlp.de



Totholzreicher beschatteter Sandbach (Foto: G. Bockwinkel)

Ufergehölze und Wassertemperatur

Prof. Dr. Daniel Hering

Zustand europäischer Gewässer

Über die Hälfte der Flussabschnitte in Europa erreicht den „guten ökologischen Zustand“, das Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), derzeit nicht (Abb. 1, EEA 2012), in Deutschland liegt dieser Anteil sogar bei über 90 %. Zwar sind diese Zahlen mit Vorsicht zu betrachten, da das sehr negative Gesamtbild auch in den Bewertungsvorgaben der EG-WRRL bedingt ist: Werden mehrere Organismengruppen (sogenannte Biokomponenten, z. B. Fische und Makrozoobenthos) zur Bewertung eines Gewässerabschnittes herangezogen, so bestimmt die Biokomponente mit dem jeweils schlechtesten Ergebnis die Gesamtbewertung.

Bei der alleinigen Betrachtung einzelner Biokomponenten ergibt sich ein deutlich positiveres Gesamtbild. Zudem basiert Abb. 1 auf den Daten zum ersten Bewirtschaftungsplan, bei dessen Aufstellung noch kein Bewertungsverfahren für die sogenannten „erheblich veränderten Gewässer“ vorlag; für diese gelten geringere Umweltziele, was zu einer weiteren Verbesserung des Gesamtbildes führt.

Unabhängig von diesen Faktoren, durch die das Gesamtbild verbessert wird, bleibt jedoch festzuhalten, dass der ökologische Zustand eines großen Teils der Gewässer in Europa und Deutschland verbessert werden muss und der Einfluss von Belastungen vermindert werden muss.

Die Ursachen der Degradation

In der WISE Datenbank der EU werden Qualitätsdaten zu allen europäischen Gewässern zusammengeführt. Berücksichtigt man nur die Gewässer, die von mehr als einer Belastung betroffen sind (26.345 Wasserkörper aus 26 Mitgliedsstaaten), so zeigt sich, dass 63% der Seen und 41% der Flüsse gleichzeitig von diffusem Nährstoffeintrag und Veränderungen der Hydromorphologie betroffen sind. Weitere 21% der Flüsse werden durch Punktquellen und diffuse Belastungen beeinträchtigt.

Eine genauere Analyse der Degradationsursachen wurde von Dahm et al. (2014) für Deutschland vorgenommen. In dieser Studie wurden Daten von etwa 12.000 Probestellen der Bundesländer ausgewertet, die zunächst – getrennt für jede Biokomponente – in Abschnitte ohne Sanierungsbedarf (Zustandsklassen „sehr gut“ und „gut“) und Abschnitte mit Sanierungsbedarf (Zustandsklassen „mäßig“ bis „schlecht“) eingeteilt wurden. Mit einem Modell (sogenannte „Boosted Regression Trees“) wurden anschließend die Umweltvariablen ermittelt, die für die Einteilung der Gewässer in die beiden Gruppen verantwortlich waren; im Ergebnis steht eine Rangfolge der relevanten Umweltvariablen.

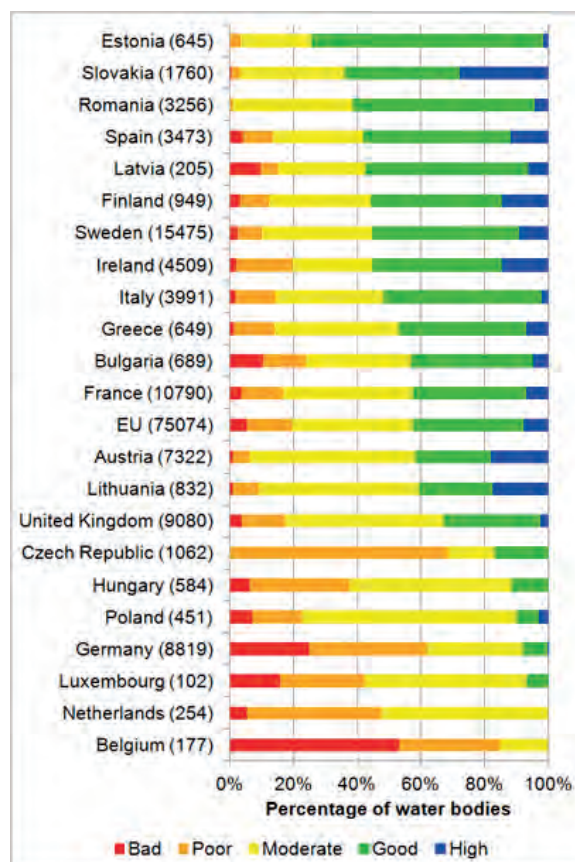


Abb. 1: Anteil der Wasserkörper in Flüssen in den verschiedenen Klassen des Ökologischen Zustandes, basierend auf den Daten zum ersten Bewirtschaftungsplan. Quelle: EEA (2012).

Hering: Ufergehölze und Wassertemperatur

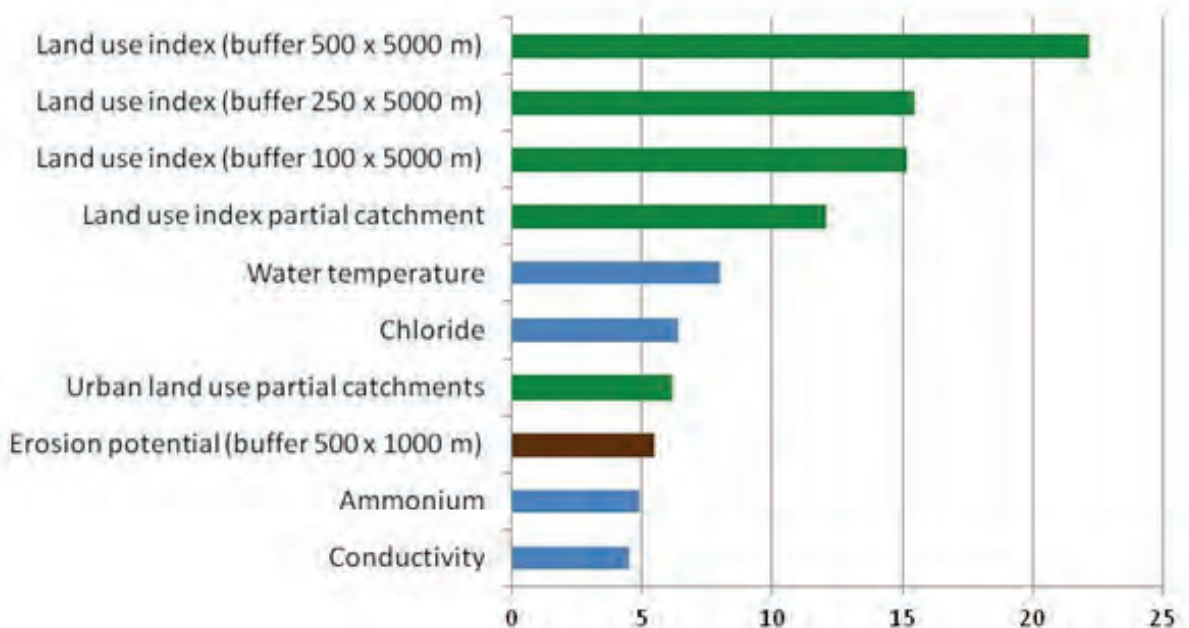


Abb. 2: Einflussfaktoren, die den ökologischen Zustand kleiner Mittelgebirgsgewässer am besten erklären (Biokomponente Makrozoobenthos). Grün: Umweltvariablen zur Landnutzung; blau: Physiko-Chemie; braun: Erosionspotenzial. Buffer 500 x 5000 m: Pufferstreifen oberhalb der Probestelle mit 500 m Breite und 5000 m Länge. Der Land use index wird berechnet als: 1*%Grünland + 2*%Ackerland + 4*%Städtische Nutzung. Nach Sundermann in Dahm et al. (2014), verändert.

Dabei wurden Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet und in Pufferstreifen oberhalb der Probestelle, Daten zur Gewässerbelastung und Daten zum Erosionspotenzial berücksichtigt. Die Ergebnisse für die meisten Organismengruppen und Gewässertypen zeigen deutlich, dass der ökologische Zustand maßgeblich von der Landnutzung in Pufferstreifen oberhalb der Probestelle bestimmt wird (Abb. 2).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass ein großer Teil der Gewässer in Europa durch zwei oder mehr Belastungen beeinträchtigt wird, wobei diffuser Belastung und hydromorphologischer Degradation eine besondere Bedeutung zukommt; beide stehen mit landwirtschaftlicher Umfeldnutzung in Zusammenhang. Dies zeigte sich auch bei Auswertung des umfangreichen Datensatzes aus Deutschland.

Die Landwirtschaft als wichtigster Einflussfaktor

Ein großer Teil Europas wird landwirtschaftlich intensiv genutzt, daher ist es nicht verwunderlich, dass die Landwirtschaft auch der wichtigste Einflussfaktor auf die Qualität der Gewässer ist, nachdem die massive Gewässerbelastung aus Punktquellen weitgehend verschwunden ist. Intensive Landwirtschaft beeinflusst den ökologischen Gewässerzustand durch verschiedenste

Wechselwirkungen und ist in sich ein multipler Stressor. Die wichtigsten Einflüsse umfassen diffuse Belastung mit Nährstoffen, Eintrag von Pflanzenschutzmitteln, Abschwemmung von Feinsediment von Ackerflächen, Tieferlegung der Gewässer, Beseitigung der Ufervegetation und (vor allem in Südeuropa) Wasserentnahme für Bewässerungszwecke.

Viele dieser Belastungen verstärken sich gegenseitig. So fördern sowohl starke Besonnung durch die Beseitigung der Ufervegetation als auch Nährstoffeinträge das Wachstum von Algen und Makrophyten; diese produzieren tagsüber Sauerstoff, zehren den Sauerstoff nachts aber vermehrt. Gleichzeitig wird durch höhere Wassertemperaturen, die ihrerseits durch fehlende Ufervegetation hervorgerufen werden, der Sauerstoffgehalt des Wassers weiter herabgesetzt.

Es bleibt daher festzuhalten, dass in großen Teilen Europas die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie nur durch Änderungen in der landwirtschaftlichen Praxis erreicht werden können.

Ufergehölze als wichtigste Maßnahme

Intensive landwirtschaftliche Produktion und Gewässerschutz sind aber nicht zwingend ein Widerspruch. Bereits mit einfachen Maßnahmen lässt sich auch in landwirtschaftlich genutzten

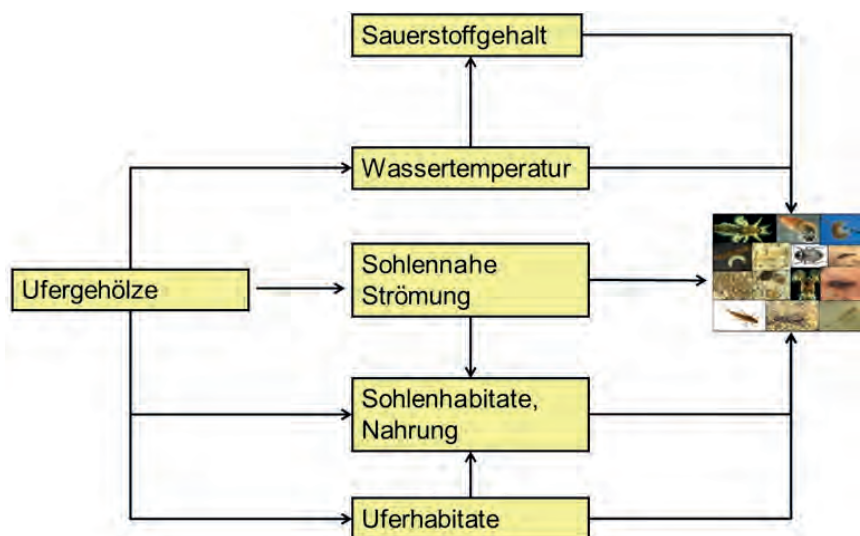


Abb. 3: Wechselwirkungen zwischen Ufergehölzen und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern.

Gebieten der Gewässerzustand verbessern. Gehölzbestandene Uferstreifen kommt hier eine Schlüsselrolle zu (Abb.3). In günstigen Konstellationen können sie Einträge von Nährstoffen, Pflanzenschutzmitteln und Feinsediment abpuffern, sie schaffen Habitate im Gewässer, beschatten das Gewässer und vermindern somit die Wassertemperatur. Gerade die Wirkungen auf

die Temperatur können erheblich sein (Abb. 4). In vielen Regionen sind Maßnahmen zur Förderung von Ufergehölzen daher ein Schlüssel zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes gemäß Wasserrahmenrichtlinie, zum Beispiel im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Zweckflurbereinigungen und Agrarumweltmaßnahmen.

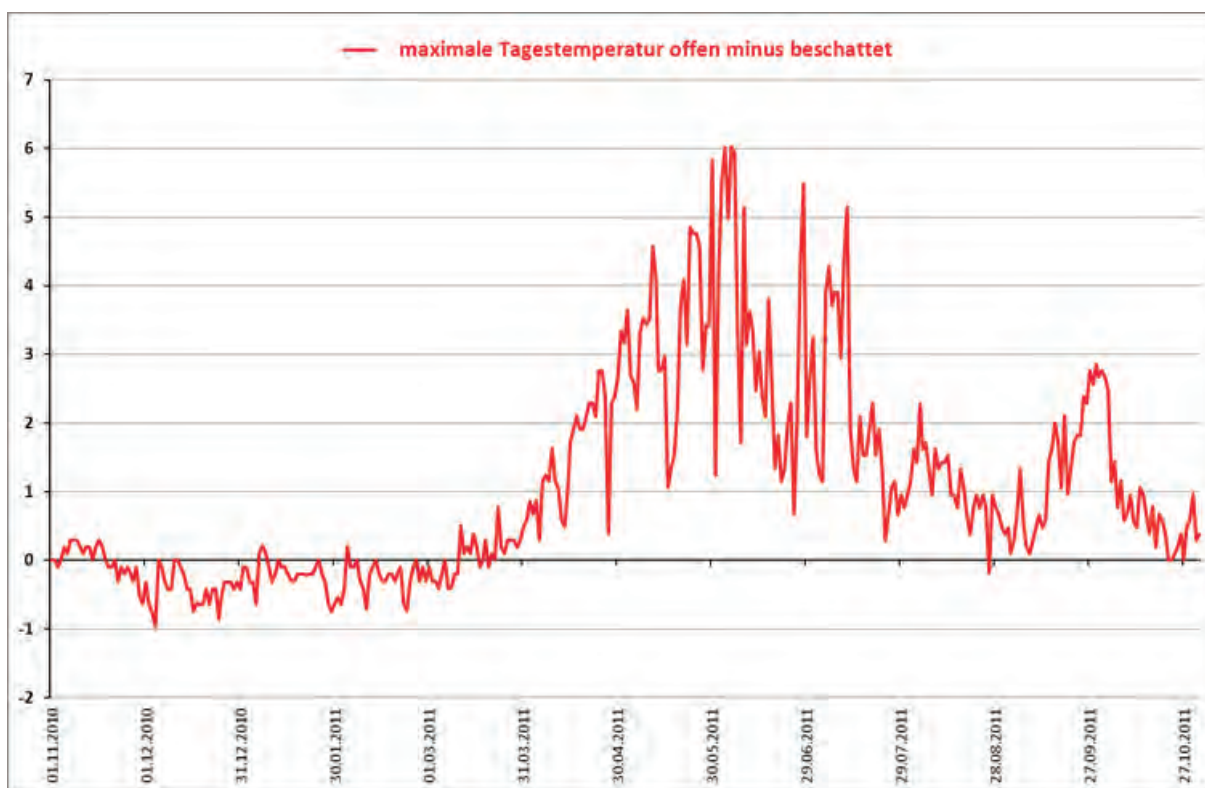


Abb. 4: Unterschiede im Jahresgang der Wassertemperatur an zwei Abschnitten des gleichen Tieflandbaches. Der obere Abschnitt ist durch Ufergehölze beschattet, der untere Abschnitt liegt 2 km bachabwärts und ist unbeschattet. Dargestellt sind die Differenzen in den Wassertemperaturen der beiden Abschnitte. Dies verdeutlicht, dass die Ufervegetation Temperaturspitzen um bis zu 6 °C kappen kann.

Literatur:

- EEA (European Environment Agency) (2012)
European waters – assessment of status
and pressures. EEA report 8/2012.
- Dahm, V., et al. (2014) Strategien zur Optimi-
erung von Fließgewässer-Renaturierungs-
maßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle.
UBA-Texte 43/2014.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie,
Aquatische Ökologie
Universitätsstr. 5
45141 Essen
daniel.hering@uni-due.de
www.uni-due.de/aquatische_oekologie

Fischliftsystem am Ruhr-Wehr Baldeney, Essen

Dr. Andreas Hoffmann

1. Hintergrund und Ziel

Die Stauanlage Baldeney ist mit einer Gewässer-oberfläche von 2,64 km² und einer Stauhöhe von 8,7 m der größte Flusstau in der Ruhr. Die in den Jahren 1931 bis 1933 gebaute Stauanlage diente in der Vergangenheit in erster Linie als Flusskläranlage. Heute ist der See ein Freizeit- und Naherholungsraum für die Region Essen und dient zudem der Energieerzeugung durch eine vom Energiekonzern RWE betriebene Wasserkraftanlage. Die Stauanlage selbst besteht aus mehreren funktionalen Komponenten, welche in Abbildung 1 dargestellt sind.

An der vom Ruhrverband betriebenen Stauanlage soll gemäß den Vorgaben des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) die (Fisch-) Durchgängigkeit am Wehr hergestellt werden.

Ziel ist es, für die Referenz-Fischarten, die in der Ruhr entsprechend der dortigen Gewässer-ausprägung zu erwarten sind, an der Stauanlage eine Wandermöglichkeit zwischen Unter- und Oberwasser zu schaffen.

2. Lösungsweg

Zur Erreichung dieses Ziels sollte in einem ersten Schritt geprüft werden, wie eine Fischaufstiegsanlage (FAA) entwickelt werden kann. Eine konsensfähige Lösung wurde dabei nicht gefunden.

Allerdings wurde der Bereich des Rückpumpwerkes als möglicher Standort für einen technischen Aufstieg bereits bei den Varianten berücksichtigt. Wesentliche Schwierigkeiten lagen sowohl in der begrenzten Flächenverfügbarkeit am Standort als auch im großen Wasserspiegelunterschied von knapp neun Metern, den es zu überwinden gilt.

Ab dem Jahr 2012 hat der Ruhrverband die Lösungssuche in Abstimmung mit den Fachbehörden und unter Beteiligung einer transdisziplinären Arbeitsgruppe wieder aufgenommen.

Um Grundlagen für die Entwicklung neuer Entscheidungswege hinsichtlich der komplexen Fragestellungen zu haben, wurden unter anderem Datenerhebungen und Untersuchungen mit dem Ziel durchgeführt, Aussagen zur klein- und großräumigen Auffindbarkeit von Teilbereichen des Unterwassers treffen zu können.



Abb. 1: Wasserkraftanlage Baldeney vom Unterwasser aus (Foto: A. Hoffmann)

Auf Basis eines hoch aufgelösten numerischen Modells erfolgte die Analyse der Strömungssituation im Unterwasser der Stauanlage bei unterschiedlichen hydrologischen Abflussszenarien sowie Betriebszuständen der Wasserkraftanlage. Zudem wurden neue Erkenntnisse zum Fischverhalten vor den Turbinenausläufen aus Freilandbeobachtungen (Sonar, Befischung) genutzt.

Aus den verschiedenen Untersuchungen resultierte schließlich die Empfehlung, ein neuartiges Fischliftsystem mit spezieller Vorkammer am bzw. im alten Rückpumpwerk zu positionieren. Die Positionierung der FAA resultierte unter anderem aus speziellen Untersuchungen zur klein- und großräumigen Auffindbarkeit im Unterwasser der Stauhaltung. Zentrale Forderung an dieses System ist dabei eine kontinuierliche Betriebsweise des Fischeaufstieges.

3. Funktionsweise des Hydro-Fischliftsystems

Der von der Firma Hydro-Energie Roth GmbH (Karlsruhe) gemeinsam mit der Fa. Baumann

Hydrotec GmbH & Co. KG (Wangen) entwickelte „Hydro-Fischlift“ wurde zu einem Fischliftsystem, bestehend aus zwei alternierend betriebenen Fischliften sowie einer unterstromig angeordneten Vorkammer, weiterentwickelt. Es soll den im Unterwasser der Wehranlage ankommenden Fischen eine kontinuierliche Aufstiegsmöglichkeit ins Oberwasser gewährleisten. Die zylinderförmigen Lifte werden hierzu befüllt (bzw. entleert) während die innenliegenden Schwimmkolben mit ansteigendem Wasserstand hydraulisch angehoben (bzw. gesenkt) werden. Für einen effizienten Ein- und Ausstieg werden die Kolben in der unteren und oberen Endposition horizontal durchströmt. Zur Verstärkung der Leitwirkung im Einstiegsbereich der unteren Vorkammer erfolgt eine Zuleitung zusätzlicher Wassermengen.

In Abb. 3 wird der grundsätzliche Funktionsablauf an einem Fischlift dargestellt.

4. Situativ-ähnliches Modell

Nach ADAM & LEHMANN (2011) gibt es „drei Phasen der Ethohydraulik“ (siehe Abb. 4).

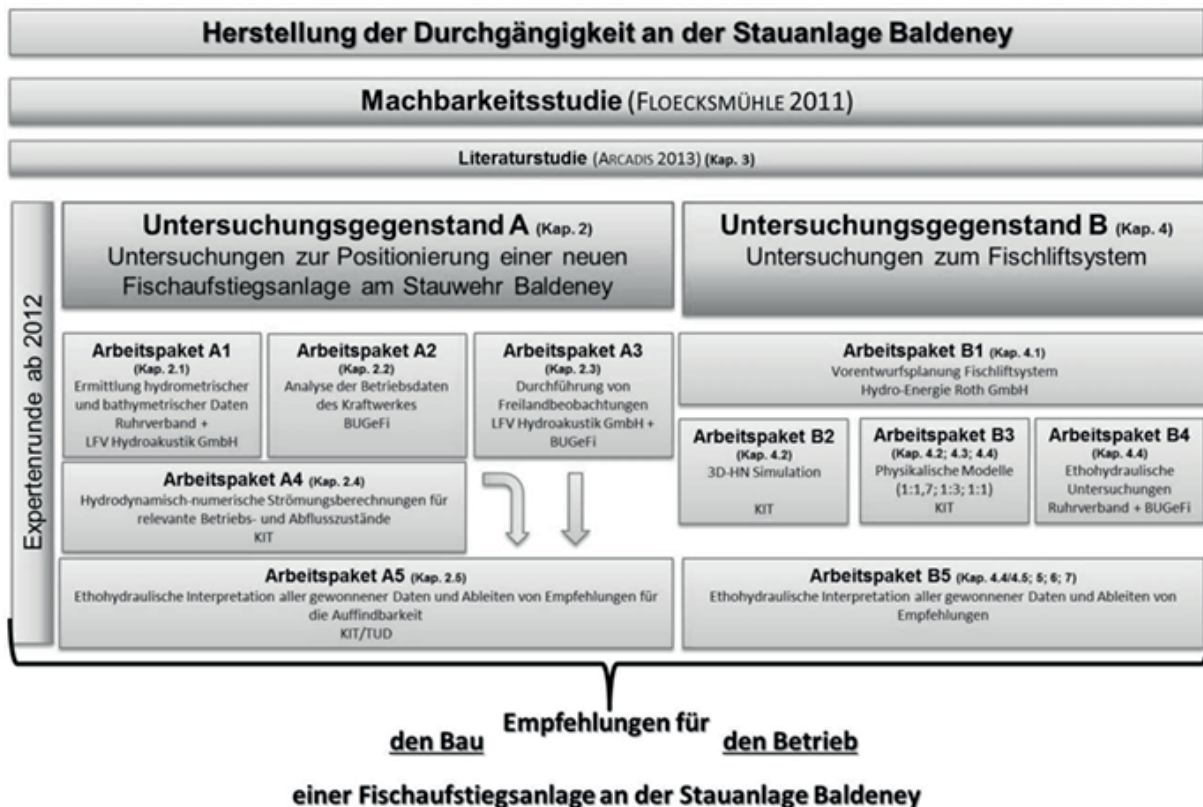


Abb. 2: Arbeitspakete und Untersuchungsgegenstände zur Planung der stromaufwärts gerichteten Fischdurchgängigkeit an der Stauanlage Baldeney / Ruhr

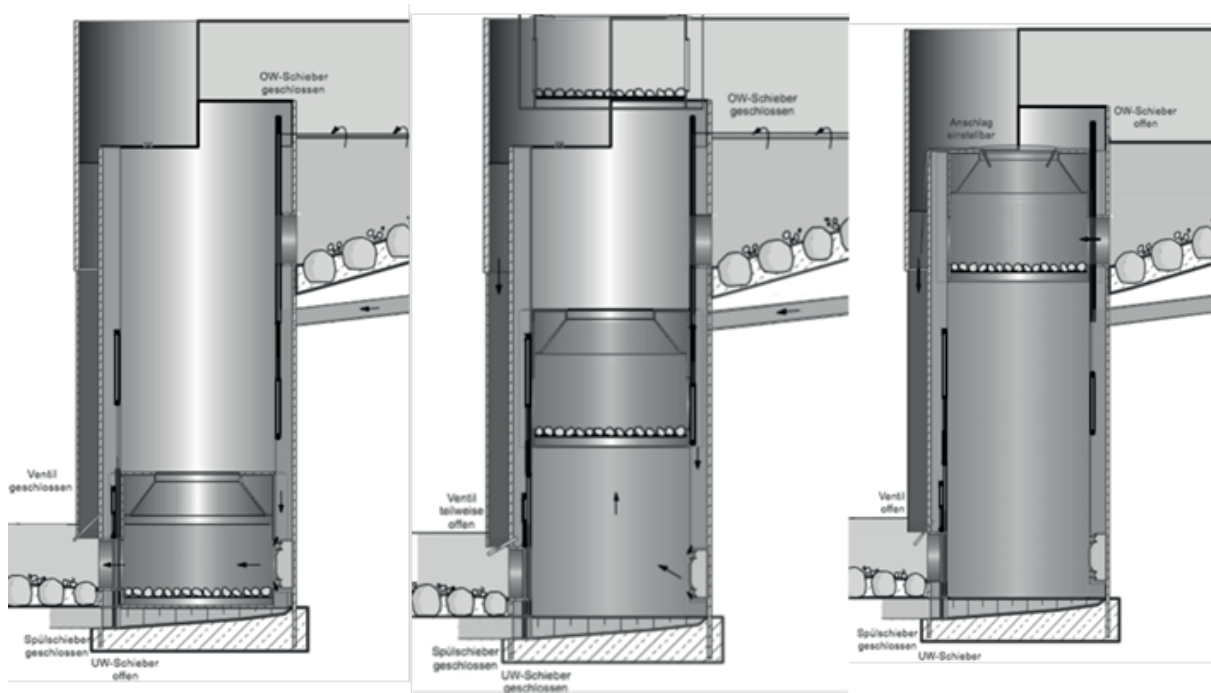


Abb. 3: Hydro-Fischlift in Einstiegsposition (links), Transferbetrieb (Mitte) und Ausstiegsposition (rechts) (Quelle: HE Roth GmbH 2013)

Die **erste Phase** ist die **Voranalyse** des geplanten Bauwerks oder der geplanten Fischliftanlage. Hier wird die hydraulische Situation analysiert und es werden Parameter ermittelt, die im ethohydraulischen Modell von Bedeutung sein könnten (ADAM & LEHMANN 2011).

Nach Schaffung der situativen Ähnlichkeit beginnt die **zweite Phase** bzw. die **Hauptphase**: die „ethohydraulischen Tests“. Die Probanden, also die Fische, werden unterschiedlichen Reizen ausgesetzt.

Die **dritte Phase**, der „**Transferprozess**“, überträgt die gewonnenen Erkenntnisse aus den Versuchen auf die reale Anlage. Diese Phase zeigt, ob die unter Laborbedingungen beobachteten Verhaltensweisen sich im realen Zustand wiederholen oder ob es gewisse Modelleffekte gibt.

Das wichtigste Kriterium für den Modellaufbau ist also eine situative Ähnlichkeit, mit der die ethohydraulische Signatur ermittelt werden kann.

Lift-Modell

Um den Fischlift und seine Funktionen im Modell möglichst realitätsgetreu abzubilden, hat die Firma Baumann Hydrotec ein Modell herge-

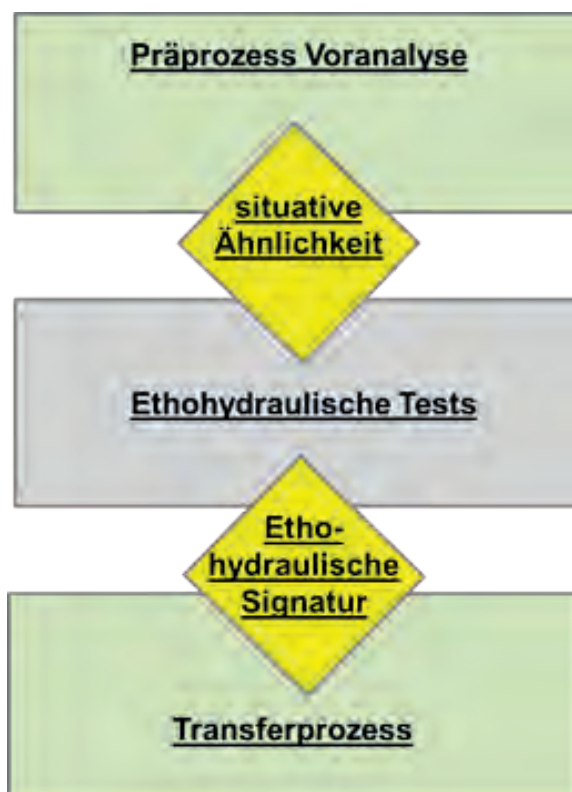


Abb. 4: Die drei Phasen der Ethohydraulik aus „Ethohydraulik“ von ADAM & LEHMANN (2011)

stellt, was von seiner Geometrie dem geplanten Fischlift an der Stauanlage Baldeney bzw. dessen Schwimmkolben entspricht. Die zwei wichtigsten Phasen des Liftbetriebs, die Ein- und Ausschwimmphase, können damit im ethohydraulischen Test situativ ähnlich nachgestellt werden.

Tab. 1: Eigenschaften des Liftmodells

Gewicht	2 t
Höhe	2,20 m
Durchmesser Außen	2,75 m
Einstiegsöffnung [B*H]	50 cm * 60 cm
Ausstiegsöffnung [B*H]	50 cm * 60 cm



Abb. 5: Liftmodell (Foto: A. Hoffmann)

Versuchsrinne

Im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) ist eine großskalige Ethohydraulikrinne aufgebaut. Diese Rinne hat eine Länge von ca. 30 m und auf einer Strecke von 11 m eine Breite von 2,75 m, die zum Einbau des Liftmoduls erforderlich ist. Hier existiert neben den Hälterbecken für die Fische auch eine Plexiglaswand mit etwa 4 m Länge, die Beobachtungen unter der Wasseroberfläche ermöglicht.

Der zentrale Untersuchungsgegenstand der ethohydraulischen Untersuchungen war der Nachweis, dass die Fische den Einstieg in den Hydro-Fischlift finden, in diesen einschwimmen und nach der Liftphase im Oberwasser auch wieder aus dem Lift ausschwimmen. Zudem wurde untersucht, ob das Einschwimmverhalten der Fische beeinflusst werden kann, wenn eine zusätzliche Wasserdotation über Seitenwände in die Vorkammer des Liftes gegeben wird. Das zu-

sätzliche Wasser sollte dabei für eine verbesserte Leitströmung im Unterwasser der Vorkammer sorgen.

5. Ergebnisse

Die Ergebnisse belegen, dass alle getesteten Fischarten in den Hydro-Fischlift einschwimmen und kein Meideverhalten zeigen.

Als Richtwert für eine attraktive Strömungsgeschwindigkeit, bei der ein ausgeprägtes Einschwimmverhalten nachgewiesen werden konnte, kann ein Wert von 0,5 m/s angegeben werden.

Zudem konnte nachgewiesen werden, dass die Akzeptanz der Fische bezüglich des Einschwimmens in den Lift art- und altersunabhängig ist.

In Bezug auf das Ausschwimmverhalten zeigen die Ergebnisse, dass alle Fischarten, die in den Lift eingeschwommen sind, diesen auch wieder verlassen haben.

Die Befunde der ethohydraulischen Untersuchungen zum Fischverhalten bei aktivierter Zusatzdotation von Wasser über die Seitenwände in die Vorkammer zeigen, dass das Einschwimmverhalten der Fische dadurch nicht beeinträchtigt wird.



Abb. 6: In das Fischlift-Modell einschwimmende Brasen (oben) und im „Oberwasser“ ausschwimmende Barsche und Rotaugen (unten; Fotos: A. Hoffmann)

6. Hydro-Fischliftsystem in Baldeney

Die Firma Hydro-Energie Roth GmbH wurde vom Ruhrverband, unter anderem basierend auf den Ergebnissen der Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit des Hydro-Fischliftes (vgl. WASSERWIRTSCHAFT 11/2015), beauftragt, die Integration von zwei Hydro-Fischliften an der Stauanlage Baldeney vom Entwurf bis zur Ausführung zu planen (HE ROTH GMBH 2015).

Eine entsprechende Übersicht, wie die beiden Fischlifte in den Bereich des ehemaligen Rückpumpbauwerkes integriert werden sollen, zeigt die Abb. 7.

Sowohl im Rahmen der Untersuchungen, die am KIT (Karlsruher Institut für Technologie) durchgeführt wurden, als auch auf der Grundlage von Ergebnissen, die bei Monitoringuntersuchungen am Hydro-Fischlift in Wangen an der Argen gewonnen wurden (BUGEFI in Vorbereitung), konnte die Planung für Baldeney optimiert werden.

7. Zusammenfassung

Die ethohydraulischen Untersuchungen haben gezeigt, dass

- sich der Hydro-Fischlift im situativ-ähnlichen ethohydraulischen Modell als grundsätzlich funktionsfähig erwiesen hat,

Tab. 2: Fischarten, die in das Liftmodell ein- und im „Oberwasser“ wieder ausgeschwommen sind

Art	Passage Vorkammer und Einschwimmen in das Lift-Modell	Ausschwimmen aus dem Lift-Modell
Aal (inkl. Steig-aal)	+	+
Barbe	+	+
Barsch	+	+
Brassen	+	+
Döbel	+	+
Elritze	+	+
Forelle (Bach-/ Seeforelle)	+	+
Gründling	+	+
Hasel	+	+
Hecht	+	+
Karpfen	+	+
Quappe	+	+
Rotauge	+	+
Ukelei	+	+
Zander	+	+
Anzahl Ver-suche	35	40

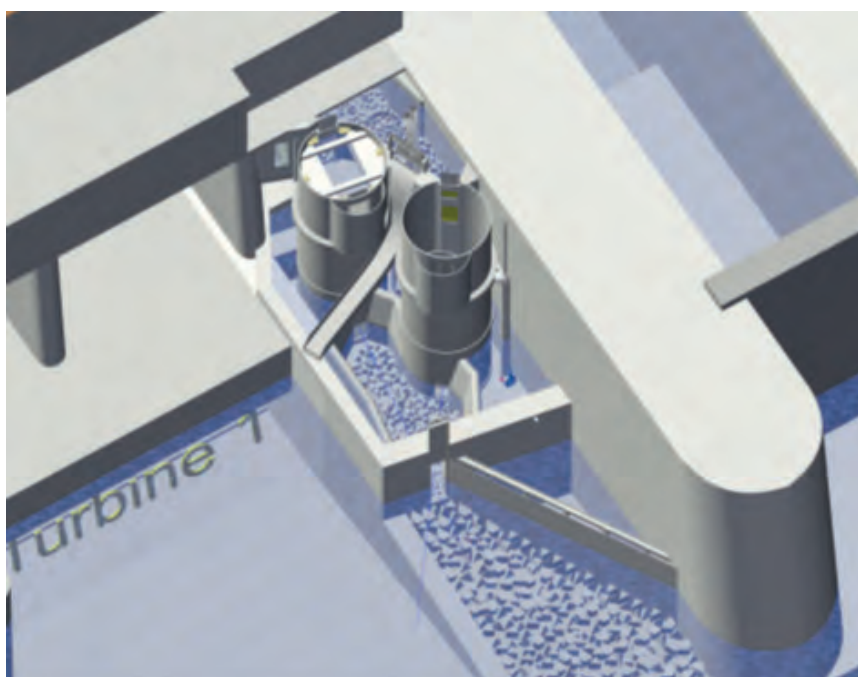


Abb. 7: Hydro-Fischlifte im Bereich des ehemaligen Rückpumpwerkes (aus: Hydro-Energie Roth GmbH 2015)

Hoffmann: Fischliftsystem am Ruhr-Wehr Baldeney, Essen

- die Fischlifte in Kombination mit einer Vorkammer eine kontinuierliche Durchgängigkeit gewährleisten und
- mit dem Fischliftsystem Baldeney eine Entwicklungsvariante gefunden wurde, die eine effiziente aufwärtsgerichtete Durchgängigkeit gewährleisten kann und gleichzeitig unter ökonomischen Gesichtspunkten wirtschaftlich darstellbar ist.

Im Rahmen der Laboruntersuchungen und der gewonnenen ethohydraulischen Befunde konnte für die Realanlage kein genereller Modus für den Liftbetrieb abgeleitet werden. Wesentlicher Grund dafür sind die stark ausgeprägten saisonalen Aktivitätsmuster der Fischarten.

Vor diesem Hintergrund bot es sich an, Möglichkeiten und Methoden zur Fischdetektion zu nutzen, welche im Rahmen des Landesprojektes EtWas (Echtzeitwarnsystem) entwickelt wurden. Damit konnte ein Detektionssystem zur Steuerung des Liftbetriebs in den Grundzügen entwickelt werden. Eine konkrete Systemkalibrierung kann im Rahmen einer Erprobungsphase nach

dem Bau des Liftsystems erfolgen.

8. Verwendete Unterlagen

Adam, B., Lehmann, B., (2011): Ethohydraulik: Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer Verlag Heidelberg

ARCADIS (2013): Literaturstudie – Sonderbauweisen von Fischaufstiegsanlagen.- Vorstellung der Ergebnisse der Bausteine 1 bis 3, Präsentation beim Ruhrverband, Essen am 29.04.2013

Böckmann, I., Hoffmann, A., Lehmann, B., (2013): Fischabstieg: Verhaltensbeobachtungen vor Wanderbarrieren. In: Fachzeitschrift „Wasser & Abfall“; Nr. 6/2013

BUGeFi – Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (2012): Auswertung der Leistungsdaten der beiden Turbinen an der Staustufe Baldeney.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbands, Essen


	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
	Bezirksregierung Düsseldorf
	Ruhrverband, Essen
Auftragnehmer	
	KIT Karlsruher Institut für Technologie Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
	Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei
	Technische Universität Darmstadt Institut für Wasserbau u. Wasserwirtschaft
	Infrastruktur, Wasser, Umwelt, Immobilien
	LFV Hydroakustik GmbH, Münster
	jTi-Soft, Gütersloh
	Hemmerle GmbH & Co KG, Tannheim
Entwicklung u. Konstruktion	
	Hydro-Fischlift Spezialmaschinen- und Stahlwasserbau
	Baumann Montagen
	HYDRO-ENERGIE ROTH GMBH Wasserkraftanlagen · Anlagentechnik · Wasserbau

Abb. 8: projektbeteiligte Institutionen

- BUGeFi – Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (2013): Fischökologisches Gutachten als Beitrag zur Vorentwurfsplanung hinsichtlich des Baus von Fischliftsystemen zum Fischeaufstieg und -abstieg an der Staustufe Baldeney.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- BUGeFi – Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (2014): Abschlussbericht: Schaffung der Fisch-Durchgängigkeit am Ruhr-Wehr Baldeney, Essen.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- DWA (2014): Merkblatt DWA-M 509 „Fischeaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung“
- Hydro-Energie Roth GmbH (2013): Stauanlage Baldeney / Ruhr – Vorentwurfsplanung Fischlift.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- Ingenieurbüro Floecksmühle (2011): Fischeaufstiegsanlage an der Staustufe Baldeney – Machbarkeitsstudie.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- KIT – Karlsruher Institut für Technologie (2012): Untersuchungen zur Positionierung einer neuen Fischeaufstiegseinrichtung am Stauwehr Baldeney / Ruhr.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- LFV Hydroakustik GmbH & BUGeFi (2011): Bathymetrische Erfassung des Ober- und Unterwassers am Stauwehr Baldeneysee.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- LFV Hydroakustik GmbH & BUGeFi (2012): Untersuchungen zur Positionierung einer neuen Fischeaufstiegseinrichtung am Stauwehr Baldeney/Ruhr – ADCP-Messungen.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- LFV Hydroakustik GmbH & BUGeFi (2013): Untersuchungen zur kleinräumigen Auffindbarkeit mittels DIDSON.- Untersuchungen im Auftrag des Ruhrverbandes, Essen
- MKULNV NRW – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2012a): Erlass vom 26.06.2012 zur Durchgängigkeit der Gewässer.
- MKULNV NRW – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2012b): Erlass vom 02.11.2012 zum Bau von Fischeaufstiegsanlagen.
- MKULNV NRW – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2014): Erlass vom 17.06.2014 zur Dimensionierung von Fischeaufstiegsanlagen und Fischschutzeinrichtungen an Wasserkraftanlagen.
- MUNLV NRW (2005): Handbuch Querbauwerke; Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW; Düsseldorf, 212 S., 1. Auflage 2005
- RWE Innogy (2014): EtWas – Untersuchungen von Fischwanderungen zur Erarbeitung eines Echtzeitwarnsystems an Wasserkraftanlagen.- Abschlussbericht Mai 2014, Forschungs- und Entwicklungsprojekt im Auftrag von RWE Innogy, finanziert durch die Bezirksregierung Düsseldorf, fachlich begleitet durch MKULNV, LANUV NRW, Bezirksregierung Köln, bearbeitet durch das Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (BUGeFi), die LFV Hydroakustik GmbH, die Ludwig-Maximilians-Universität München, jTi-Soft und den Ruhrverband

Anschrift des Verfassers:

Dr. Andreas Hoffmann
Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei
Krackser Str. 18 b
33659 Bielefeld

info@bugefi.de
www.bugefi.de



Berkelumflut in Coesfeld (Foto: R. Kloke)

Die „Gesamtperspektive Flusslandschaften“ in der Regionale 2016: Werkzeuge zur integralen Gewässerentwicklung

Prof. Dr.-Ing. Ursula Stein

Das westliche Münsterland ist in besonderer Weise von einem dicht gewebten Netz von kleinen und größeren Wasserläufen geprägt. Sie sind wichtige Bestandteile der Kulturlandschaft und werden seit jeher von Menschen kultiviert, geformt und umgebaut sowie an wirtschaftliche und gesellschaftliche Ansprüche angepasst. Der großen Herausforderung, sie bis zum Jahr 2027 in einen durchgängig guten gewässer-ökologischen Zustand zu bringen, wie es die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union vorschreibt, stellt sich das westliche Münsterland auf besondere Art und Weise. Sie ist Gegenstand eines Grundlagenprojekts der REGIONALE 2016 „ZukunftsLAND“ (www.regionale2016.de und www.flusslandschaften.info).

Entwicklung in einem interdisziplinären, kooperativen Prozess

Unter Begleitung eines interdisziplinären Teams (Stein+Schultz Stadt-, Regional- und Freiraumplaner, Planungsbüro Koenzen Wasser und Landschaft, Farwick und Grote Architekten Stadtplaner und landsicht Anke Schmidt) und der Regionale 2016 Agentur haben in den Jahren 2011/2012 viele regionale Akteure die „Gesamtperspektive Flusslandschaften“ erarbeitet – quasi ein gemeinsames Leitbild für den Umgang mit Flüssen und Bächen in den regionalen Flusslandschaften. Bei dem interdisziplinären Ansatz wurden Gewässerökologie, Stadtentwicklung, Landschaftsarchitektur, Land- und Wasserwirtschaft, Hochwasserschutz und Aspekte des Tourismus berücksichtigt. Mit Hilfe der gemeinsamen Strategie sollen Flüsse zu noch wertvolleren Lebensräumen für Tiere und Pflanzen werden und auch Menschen und Wirtschaft von dem neuen Umgang mit den Flüssen profitieren können.

Ergebnis sind ein Anwenderhandbuch und eine Website, die eine systematische Arbeit mit innovativen Werkzeugen für die Gestaltung der Flüsse und der dazugehörigen Prozesse vorschlagen.

Dies sollte bewusst kein rechtsverbindlicher Plan, sondern inspirierender Denkanstoß und Richtschnur eines Handelns aus Überzeugung sein.

Werkzeuge

Als Grundlage für die Entwicklung der Werkzeuge wurden die historische Entwicklung der Flüsse und die Positionen unterschiedlicher Akteure eingehend untersucht. Die Werkzeuge begleiten die Akteure bei der strukturierten Suche nach den Potenzialen, die an und in den Gewässern mit Hilfe einer interdisziplinären Herangehensweise entwickelt werden können.

FLUSSETAPPEN

Das Werkzeug hilft bei der systematischen Bestandsaufnahme und dient der Unterteilung der Flüsse/Bäche in typische Abschnitte. Die Fluss-etappen berücksichtigen:

- angrenzende Nutzungen und die Einbindung in die Münsterländer Parklandschaft
- Flussprofilformen von unreguliert bis kanalisiert, Rückstaubereiche
- Flusssynamik, Hochwasserschutz und Deiche
- städtebauliche Einbindung, architektonische Prägung und Bebauungstypologien
- Flusserleben und Landschaftsbild
- Zugänglichkeit

Bei der Arbeit mit den Flussetappen entstehen Antworten z. B. auf die Fragen: Welchen Charakter haben heutige Flusslandschaften? Wo liegen aktuelle Herausforderungen? Für das westliche Münsterland wurden zehn typische Etappen definiert, darunter z. B. „unregulierter Fluss/Bach in Feld und Wald“, „regelprofilierter Fluss/Bach im Siedlungsbereich“ oder „gestauter Fluss/Bach mit kulturhistorischem Gebäude“.

FLUSSRAUMTYPEN

Die Flussraumtypen zeigen dann, wie sich die Flüsse in Zukunft entwickeln könnten. Sie heißen „Wilder Fluss“, „Gezähmter Fluss“, „Repräsentativer Fluss“ und „Artifizieller Fluss“ (mit ihren jeweiligen Pendanten für „Bach“) und sind ein Werkzeug, das die Anforderungen von Gewässerökologie, Städtebau, Landschaftsentwicklung, Flusserleben und Hochwasserschutz bündelt und die gemeinsamen Visionen in anschaulichen Bildern zusammenfasst. Zu jedem Flussraumtyp sind Maßnahmen aus der Sicht von Gewässerökologie/Naturschutz, Städtebau/Architektur, Hochwasservorsorge/Wasserwirtschaft sowie Landschaftsbild/Flusserlebnis benannt.

Wilder Fluss

Entfesseln (Gewässerökologie), Kontaktpunkte mit Gewässer und Aue gestalten (Flusserleben), Brücke und Stege bauen (Städtebau/Architektur), Retentionsräume schaffen (Hochwasservorsorge)

Gezähmter Fluss

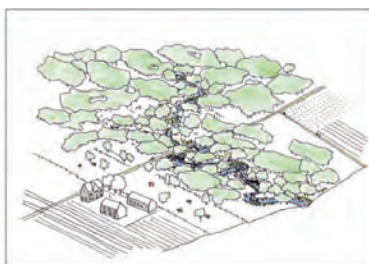
Monotone Fließgewässer strukturieren (Gewässerökologie), Zonieren (Landschaftsbild, Flusserleben), Kulturbauwerke schaffen (Städtebau/Architektur), Gliedern/Flächenmanagement (Hochwasservorsorge)

Repräsentativer Fluss

Durchgängigkeit sicherstellen (Gewässerökologie), Grüne und steinerne Zugänge zum Fluss gestalten (Flusserleben), Vielfältige Quartiere am Wasser (Städtebau), Bewusstsein bilden (Hochwasservorsorge)

Artifizieller Fluss

Sohlen qualifizieren (Gewässerökologie), Fluss mit all seinen Überprägungen erschließen (Flusserleben), Fluss öffnen und Infrastrukturen inszenieren (Städtebau), Technischen Hochwasserschutz optimieren



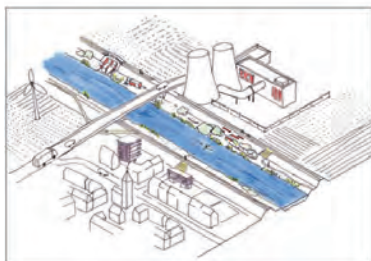
**WILDER FLUSS /
BACH**



**GEZÄHMTER FLUSS /
BACH**



**REPRÄSENTATIVER
FLUSS / BACH**



**ARTIFIZIELLER FLUSS /
BACH**

Abb. 1: Übersicht Flussraumtypen (Grafik landinsicht/Stein+Schultz u.a.)

MATRIX FLUSSETAPPEN – FLUSSRAUMTYPEN

Die Matrix zeigt beispielhaft, aus welchen Fluss-etappen sich aktuell mit hoher Wahrscheinlichkeit welche Flussraumtypen entwickeln lassen. Es sind jedoch auch andere Entwicklungen denkbar. Manche Etappen bieten dabei viele Möglichkeiten, bei anderen ist aufgrund ihrer vorhandenen Ausprägung nur eine Entwicklungsrichtung realistisch. In verschiedenen Regionale-Projekten hat sich gezeigt, dass die Matrix gute Orientierungsmöglichkeiten und Hinweise gibt.

BESONDERHEITEN FLUSSSYSTEME

Dies ist ein Werkzeug zum Koordinieren von Akteuren und Ideen entlang eines Flusses. Es hilft bei der Aufgabe, Flussraumtypen aufeinander zu beziehen und als Teil einer für den Fluss spezifischen Gesamtvision zu entwickeln. Damit muss sie in der Regel im Zusammenspiel mehrerer Kommunen erarbeitet werden: Wenn man weiß, welche Themen die Partner am Oberlauf und am Unterlauf besonders beschäftigen, kann die eigene Projektentwicklung davon profitieren.

Anschauliche Flussraumtypen inspirieren integrierte Projekte

Die Projektideen der Regionale 2016 bieten mit ihrer Vielzahl an Flussetappen, Flussraumtypen, Themen und Entwicklungsrichtungen eine wichtige Basis für die Erprobung und Konkretisierung der Visionen in der Planungspraxis.

Ein Beispiel ist das Regionale 2016 Projekt „BerkeLSTADT Coesfeld“. Hier werden in den unterschiedlichen Abschnitten der Berkel und ihrer innerstädtischen Arme Funktionen geordnet, Potenziale für Ökologie und Stadtgestaltung entwickelt und der Hochwasserschutz verbessert. Die Werkzeuge wurden eingesetzt, um das Konzept zu entwickeln, zu unterstützen und den Beteiligten aus Politik und Bürgerschaft zu vermitteln. (vgl. <http://www.coesfeld.de/wirtschaft-bauen/planung/regionale-2016/berkelstadt-coesfeld/das-projekt.html>)

In Bocholt wurde zunächst die gesamte Flusslandschaft der Bocholter Aa untersucht, systematisch auf Potenziale der Weiterentwicklung abgeklopft und mit Projekten unterlegt. Das Regionale 2016 Projekt „kubaai“ verwandelt ein ehemaliges Industrieareal in ein urbanes Kulturquartier beidseits der Bocholter Aa zwischen Innenstadt und Aasee. Der „Repräsentative Fluss“ soll zukünftig das Infrastrukturband des gesamten Quartiers

werden. Wohn- und Gewerbestandorte sowie öffentliche Räume richten sich auf den Fluss als identitätsstiftende Mitte aus, dessen Durchgängigkeit verbessert und dessen gewässerökologischer Zustand auch in diesem Abschnitt gestärkt werden soll. (<http://www.regionale2016.de/de/projekte/projekte/projekt-kategorie-heimat-landschaft-freizeit/kubaai.html>)

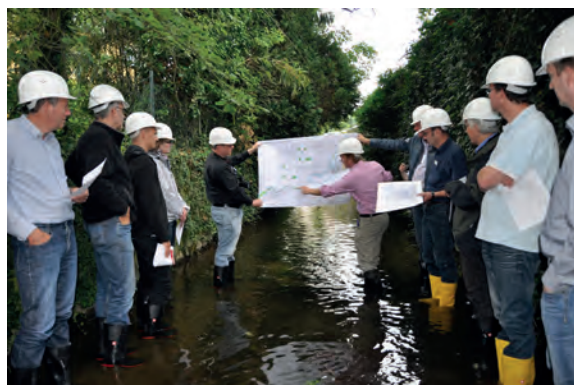


Abb. 2: Ortstermin in Coesfeld für das Projekt BerkeLSTADT (Foto: Regionale 2016 Agentur)

Auswertung erster Erfahrungen

Im Jahr 2015 wurden qualitative Interviews mit Akteuren aus Stadt- und Kreisverwaltungen bzw. Waterschaps und Bezirksregierungen sowie privaten Planungsbüros durchgeführt, um zu untersuchen, welche Erfahrungen diese Akteure mit den Werkzeugen der „Gesamtperspektive Flusslandschaften“ gemacht haben. Die folgenden Zitate geben einen Eindruck wieder.

In welchen Situationen haben Sie das Anwenderhandbuch eingesetzt?

- „Im Projekt 2Stromland, Experiment Wassermodell/Stadtmühlenbucht und in anderen Büroprojekten außerhalb der Region, z. B. am Neckar/Sulz“ (Rudolf Mager/Alexander Rohe, Rambøll Atelier Dreiseitl)
- „Umbau der Stauanlagen in Velen-Ramsdorf. Weitere Projekte im Kreis Borken: Stadtlohn, kubaai Bocholt, Schlinge (großräumig!)“ (Stefan Pelz, Kreis Borken)
- „Bei der Entwicklung des Projektes für die Issel bei Marienthal: gemeinsam mit Ingo Klenke vom Kreis Wesel, auch vor Ort mit dem Anwenderhandbuch in der Hand“ (Thomas Michaelis, Stadt Hamminkeln)

- „Im Projekt ‚Gewässerkonzept Schlinge/ Bovenslinge‘, laufend von 2013 bis 2014. Wir haben in der begleitenden Arbeitsgruppe aber nicht mit dem Buch ‚auf dem Tisch‘ gearbeitet, daher ist es mehr im Hintergrund eine Hilfe gewesen. Im Rahmen des Planungsprozesses wurde das gesamte Spektrum des Handbuches intensiv genutzt.“ (Bram Zandstra, Waterschap Rijn en IJssel)

Gelingt die Einordnung in Flussetappen und Flussraumtypen?

- „Funktioniert gut“ / „Nachvollziehbar“ (häufig genannt)
- „Praktisch/Praktikabel“
- „Hilfreich“

Inspiriert die Arbeit mit dem Flussraumtyp als Zielvorstellung?

- „Hilfreich“ / „Zugang für jedermann“ (häufig genannt)
- „Inspirierend“ / „Diskussionsanregend“
- „Berücksichtigung der Bedürfnisse von Bürgern UND Naturschutz“ / „Nachvollziehbar“ / „Motivation + Spielräume“ / „Eingängig“

Welche Rolle spielen die Abbildungen?

- „Niedrigschwellig/Zugang für jedermann“ / „Hilfreich“ (häufig genannt)
- „Nicht polarisierend/plakativ“
- „Themenvermittelnd“ / „Interesseweckend“

Funktionieren die Flussraumtypen für Gespräche mit Wasserbauern, Ökologen, Landschaftsarchitekten und Städtebauern, Bürgern und Politikern gleichermaßen?

- „Interdisziplinärer Ansatz hilfreich“ / „Zusammenarbeit war schon gut“
- „Trotz interdisziplinärem Ansatz wegen Fördermitteln später Aufspaltung notwendig“ / „Bezirksregierung und Behörden tun sich noch schwer“
- „Hilfreich bei Politikern / Bürgern / Städtebauern / Bewilligungsbehörde“

Fazit zur Gesamtperspektive Flusslandschaften

Die Werkzeuge sind so angelegt und illustriert, dass sie auch für Politik und Öffentlichkeit verständlich sind. Besonders populäre Bilder sind die „Flussraumtypen“.

Anschauliche Bilder und nachvollziehbare Maßnahmen sagen, wo die Reise hingehet, ohne schon konkret Projektvorschläge zu entwickeln. In diesen nachvollziehbaren Visionen sind alle Perspektiven, also Gewässerökologie, Landschaftsentwicklung, Städtebau, Landwirtschaft, Hochwasserschutz und Flusserleben, berücksichtigt. Die Flussraumtypen zeigen, dass unterschiedliche Nutzungsinteressen sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern sehr oft kombinierbar sind. Die beschriebenen Maßnahmen benennen Anforderungen an die Arbeit am Fluss.

Damit ist die Gesamtperspektive Flusslandschaften mit dem Anwenderhandbuch ein für das Münsterland unmittelbar praktikabler und in andere Regionen im Vorgehen übertragbarer Beitrag der Regionale 2016 zur Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie bis 2027.

Die Internetseite www.flusslandschaften.info bietet einen umfassenden Überblick mit Anwenderhandbuch, Erklärfilm, Stimmen von Anwendern und Erfahrungen aus Beispielprojekten.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr.-Ing. Ursula Stein
Stein + Schultz
Stadt-, Regional- und Freiraumplaner
Fichardstr. 38
60322 Frankfurt am Main

stein@steinschultz.de
www.steinschultz.de

Kurzbericht zur Exkursion

Astrid Poth

Vorbemerkung

Am Nachmittag des zweiten Veranstaltungstages wurden im Rahmen der Busexkursion zwei Ziele im Kreis Coesfeld angefahren. Dabei wurden Renaturierungsmaßnahmen in der Berkelaue in Billerbeck und am Kleuterbach in Hiddingsel besichtigt. Vertreter der Stadt Dülmen bzw. der beauftragten Planungsbüros erläuterten den 80 Exkursionsteilnehmern vor Ort die Maßnahmen.

Berkelaue in Billerbeck

Im Zeitraum von Januar 2007 bis Juni 2008 wurde auf einem 1.100 m langen Abschnitt der Berkel südwestlich des Ortszentrums von Billerbeck eine Renaturierungsmaßnahme durchgeführt. Die Stadt Billerbeck als Maßnahmenträger beauftragte dazu das Ingenieurbüro Schmelzer (Ibbenbüren) mit der Planung der Gesamtmaßnahme. Die ökologische Optimierung fand im Rahmen der Umsetzung des Berkelauekonzeptes statt.

Zwischen der Straße „An der Kolvenburg“ und der Annettestraße wurde die Berkel, die zur Speisung eines Mühlenteiches im 17. Jahrhundert in einen künstlichen Obergraben abgeführt wurde, wieder in das Taltiefst zurückverlegt. Der aufgestaute Berkelarm, der Ablaufgraben sowie das Mühlrad und der Stauteich wurden erhalten, so dass diese historischen, denkmalgeschützten Anlagen erhalten und für Besucher sichtbar bleiben. Der Mühlenteich wurde entschlammt.



Abb. 1: Historisches Mühlrad (Foto: R. Kloke)



Abb. 2: Erläuterungen an der Berkel (Foto: LANUV)

Oberhalb der Straße „An der Kolvenburg“ wurde ein Leitbauwerk mit Gabionen errichtet. Hier wird der Wasserabfluss geteilt. Ein Drittel der Wassermenge fließt weiterhin in den Obergraben Richtung Mühlenteich, zwei Drittel in die neu geschaffene Berkel im Taltiefst.

Im Zuge der Baumaßnahmen wurden die vorhandenen Brückenbauwerke und Stege erneuert und die Sohle naturnah gestaltet. Darüber hinaus wurden Wanderwege und ein Wasserspielplatz angelegt. Die Berkel im Taltiefst verläuft nun durchgängig leicht mäandrierend. Die Grünlandflächen werden zum Teil beweidet. Zwischen der L 580 und der Annettestraße wurden zusätzlich Baumstämme und Totholz zur Förderung der Eigendynamik eingebaut. Die mit Landesmitteln geförderte Maßnahme kostete insgesamt etwa 1,2 Mio. €.

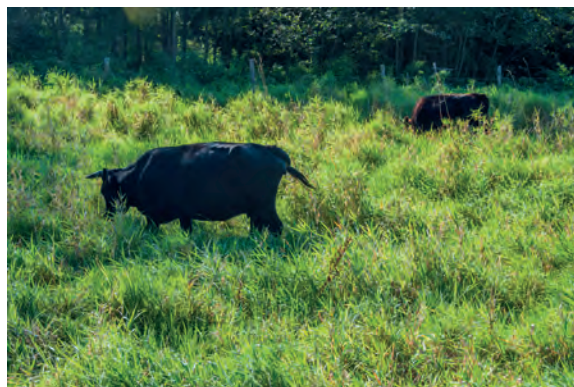


Abb. 3: Rinder in der Berkelaue (Foto: R. Kloke)

Kleuterbach in Hiddingsel

Im Einzugsgebiet der Stever und ihrer Nebengewässer kam es in den vergangenen 20 Jahren mehrfach zu Überflutungen infolge von Starkregenereignissen. Auch Hiddingsel war betroffen, insbesondere beim Jahrhunderthochwasser am 1. Mai 2004. Der Kleuterbach, ein rechter Zufluss der Stever, durchfließt diesen Ortsteil von Dülmen. Seit seinem Ausbau in den 1960er Jahren ist der Kleuterbach hier in einen Altlauf und die Umflut aufgeteilt.

Im Rahmen von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen wurden in Hiddingsel im Auftrag des Abwasserwerks der Stadt Dülmen seit 2014 verschiedene Baumaßnahmen durchgeführt. Begonnen wurde im Ortszentrum mit der Errichtung von Hochwasserschutzwänden aus Stahlbeton auf einer Länge von 260 m sowie der Anlage von Verwallungen am Ortsrand. Die Planung dieser Maßnahmen wurde vom Ingenieurbüro Felling aus Dülmen durchgeführt. Anschließend erfolgte eine Reihe von Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung des Kleuterbachs in der Ortslage, die ebenfalls Bestandteil des Hochwasserschutzkonzeptes und Voraussetzung für die Förderung der Gesamtmaßnahme mit Landesmitteln waren. Diese Maßnahmen wurden von der Ingenieursozietät ISW aus Borken geplant.



Abb. 4: Erläuterung einer Aufweitung (Foto: R. Kloke)

Am Beginn der Kleuterbach-Umflut wurde die Stauklappe des dort vorhandenen Streichwehrs entfernt und Steine zur Strömunglenkung eingebaut, um die Durchgängigkeit des Gewässers zu verbessern. Zwischen dem alten Wehr und der Hiddostraße wurde die Umflut aufgeweitet, Böschungsterrassen mit Röhrichtbesatz angelegt und standortuntypische Gehölze entfernt. Auch im Abschnitt zwischen der Hiddostraße und der

Daldruper Straße wurde eine Aufweitung vorgenommen. Dazu musste der vorhandene Weg verlegt werden. Zusätzlich wurde dort eine Gerinnegabelung mit einer temporär überströmten Gewässerinsel aus Steinen erstellt, die mit der Zeit versanden sollen.

Im Bereich des Zusammenflusses von Kleuterbach und Kleuterbach-Umflut wurden die Böschungen abgeflacht und der Mündungsbereich aufgeweitet. 2.900 m³ Boden wurden abgetragen. Daneben wurden Böschungsterrassen angelegt, die bei höheren Wasserständen überflutet werden. Am Ufer wurden standorttypische Gehölze gepflanzt. Abschließend wurde eine Fußgängerbrücke aus Holz, die wegen ihrer historischen Bedeutung bei der Wiederbesiedlung des Ortes nach dem Dreißigjährigen Krieg auf Wunsch vieler Bürger erhalten bleiben sollte, von der Dorfgemeinschaft erhöht und somit hochwassersicher gestaltet.

Als letzter Bauabschnitt im Rahmen des Hochwasserschutzkonzeptes wird der Kleuterbach nordwestlich der Ortslage Hiddingsel auf einer 3 ha großen, von der Stadt Dülmen erworbenen Fläche wieder in sein altes, auf Plänen von 1825 erkennbares Gewässerbett zurückverlegt. Mit der Planung wurde das Ingenieurbüro U Plan aus Dortmund beauftragt. Die Arbeiten starteten Ende August und werden voraussichtlich im Frühjahr 2017 abgeschlossen sein. Es wurden bereits etwa 35.000 m³ Boden bewegt. Der seit dem Ausbau der 1960er Jahre völlig gestreckte Kleuterbach wird nach dem Abschluss der Arbeiten in zwei großen Mäandern durch die Fläche fließen. An zwei Stellen werden die neu geschaffenen Bachschleifen an das vorhandene Gewässerbett angeschlossen. Die entstehenden Altarme des Kleuterbachs dienen im Hochwasserfall als zusätzliche Entlastung, da das Wasser bei höheren Wasserständen über Sohlschwellen aus Grobschotter auch durch den alten Bachlauf fließen kann (s. Abb. 5).

Die Planung sieht die Anlage einer Sekundärraum mit Bereichen vielfältiger Fließdynamik und unterschiedlich staunässegeprägten Standorten vor. Zwischen den Mäanderbögen werden Röhrichtzonen angelegt. Im Norden der Fläche entstehen neben einer weiteren größeren Flutmulde für den Hochwasserabfluss zwei kleinere Lehmkuhlen. Da die Fläche beweidet werden soll, ist außerdem die Anlage eines Hügels mit Unterstand als „Warft“ für den Hochwasserfall vorgesehen. Zäune werden die höhergelegenen, beweideten

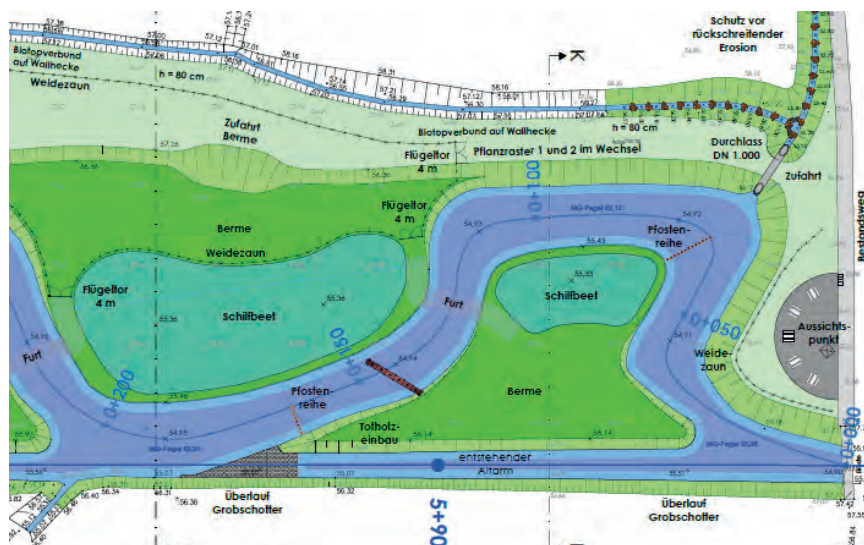


Abb. 5: Oberhalb der Ortslage von Hiddingsel entsteht auf einer 3 ha großen Fläche eine Sekundäraue mit zwei Mäanderbögen und vielfältiger Fließdynamik (Planung: U Plan)

Teile der Fläche von den Mäanderbögen und ihren Ufern abtrennen. Nicht beweidete Flächen werden der Sukzession überlassen. Zum Waldrand hin entsteht eine Wallhecke. Am südöstlichen Ende der Fläche wird ein kleiner Hügel aufgeschüttet, damit Benutzer des angrenzenden Fuß- und Radwegs sich einen Überblick über die Fläche verschaffen können.

Die Kosten der gesamten Baumaßnahmen zum technischen Hochwasserschutz und zur ökologischen Aufwertung des Kleuterbachs und seiner Umflut in Hiddingsel werden bei insgesamt etwa 1,5 Mio. € liegen. Alle Maßnahmen wurden mit Landesmitteln gefördert.

Anschrift der Verfasserin:

Astrid Poth
Arbeitsgemeinschaft Wasser- und Bodenverbände Westfalen-Lippe
Borkener Straße 27
48653 Coesfeld

astrid.poth@wlv.de
www.ag-wub.de

Flyer

NUA



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

NUA: natur- und umweltschutz-akademie nrw.



Photo: D. Schüller, Foto: W. Müller

Ausrichter

Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW
Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
Bezirksregierung Münster
Regionale 2016 ZukunftsLAND

Leitung

Dr. Wolfgang Leuchs, LANUV NRW
Adalbert Niemeyer-Lüllwitz, NUA NRW
Eva Pier, NUA NRW

Anmeldung

bei der NUA online unter www.nua.nrw.de oder per E-Mail an poststelle@nua.nrw.de; mit beiliegendem Anmeldebogen per Post oder per Fax an 02361/305-3340.

Anmeldeschluss: 15. September 2016

Organisatorische Fragen werden beantwortet unter
Tel. 02361/305-3304, -3040, -3344

Fachliche Fragen beantwortet

Eva Pier, Tel. 02361-305-3316 oder per E-Mail eva.pier@nua.nrw.de

Kosten

Ein Kostenbeitrag in Höhe von 60 € (inkl. Tagungsverpflegung) ist vor Ort in bar zu entrichten.

Anfahrt

Öffentliche Verkehrsmittel
Bahn-Haltestelle Coesfeld Schulzentrum, von dort wenige Minuten Fußweg

Auto

Informationen zur Anreise mit dem Auto finden Sie im Internet unter www.buergerhalle-coesfeld.de/infos/anfahrt/

Impressum

Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW
Siemensstraße 5, 45659 Recklinghausen
E-Mail: poststelle@nua.nrw.de
Internet: www.nua.nrw.de
Telefon: 02361/305-0



Druck auf 100% Recycling-Papier, ausgezeichnet mit dem „Blauen Umweltengel“.

Die NUA ist eingerichtet im Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes NRW (LANUV). Sie arbeitet in einem Kooperationsmodell mit den vier anerkannten Naturschutzverbänden zusammen (BUND, LNU, NABU, SDW).

10:00 Uhr Diskussion

10:15 Uhr Kaffeepause

10:45 Uhr Ufergehölze und Wassertemperatur

Prof. Dr. Daniel Hering, Universität Duisburg-Essen

11:05 Uhr

Fisch-Durchgängigkeit über ein neuartiges Liftsystem

Dr. Andreas Hoffmann, Büro für Umwelplanung, Gewässermanagement und Fischerei

11:25 Uhr

Die „Gesamtperspektive Flusslandschaften“ in der Regionale 2016: Werkzeuge zur integralen Gewässerentwicklung.

Prof. Dr.-Ing. Ursula Stein, Stein + Schultz, Stadt-, Regional- und Freiraumplaner

11:45 Uhr Diskussion

12:15 Uhr

Zusammenfassung und Ausblick, Kurzvorstellung der Exkursionsziele

Adalbert Niemeyer-Lüllwitz, NUA NRW

12:30 Uhr

Mittagspause

13:30 bis 17:00 Uhr

Bus-Exkursionen

Die folgenden Ziele werden nacheinander angefahren:

- Berkel bei Billerbeck
- Kleuterbach bei Dülmen-Hiddingsei

Leitung:

Astrid Poth, AG Wasser- und Bodenverbände
Hermann Mollenhauer, Leiter der Unteren Wasserbehörde des Kreises Coesfeld

Rückfahrt der Busse über Bahnhof Coesfeld bis 17:00 Uhr

Termin

Donnerstag, 29.09.2016, 09:00-17:55 Uhr

Freitag, 30.09.2016, 09:00-17:00 Uhr

Tagungsstätte

Bürgerhalle Coesfeld
Ostentwicker Str. 1
48653 Coesfeld
www.buergerhalle-coesfeld.de

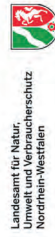
Fachtagung: Lebendige Gewässer – Sohle, Ufer, Aue

Aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen in der Hydromorphologie

29./30. September 2016

Coesfeld

Veranstaltung Nr. 004-16



www.nua.nrw.de
www.lanuv.nrw.de
www.umwelt.nrw.de

<p>Zum Thema</p> <p>Die Verbesserung des ökologischen Zustands von Fließgewässern stützt sich in erster Linie auf Maßnahmen zur Neuausrichtung der vorgegeben hydromorphologischen Rahmenbedingungen. Der Erkenntnisgewinn aus bereits durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen führt zu neuen Ansätzen und Instrumenten, die dazu beitragen, einen guten Zustand der Gewässer nach WRRL zu erreichen.</p> <p>In der zweitägigen Fachtagung geht es in einem ersten thematischen Block um die Bedeutung der Abflussdynamik und der Abflussmenge auf die Gewässermorphologie, auf das Geschiebe und auf die Gewässersohle. Ein zweiter Themenblock dreht sich um Aspekte, die bisher noch wenig Berücksichtigung erfahren, wie z.B. den Klimawandel, die Rückkehr des Biberns und die Auswirkungen auf künftige Renaturierungsmaßnahmen. Neu entwickelte Instrumente zur Erreichung des guten Gewässerzustands sind Thema des dritten Themenblocks. Zu den drei Themenblöcken tragen jeweils namhafte Referenten vor.</p> <p>Mitaustrichter der Tagung ist die Regionale 2016 ZukunftsLAND. Im Rahmen dieses Strukturförderungsprogramms des Landes Nordrhein-Westfalen bildeten Projekte mit Bezug zu den Fließgewässern im westlichen Münsterland in den vergangenen Jahren einen Schwerpunkt. Ein Bericht über die Werkzeuge der „Gesamtperspektive Flusslandschaften“ und ein Exkursionsprogramm zu kleineren renaturierten Fließgewässern im Gebiet der Regionale 2016 – an die Berkel und an den Kleuterbach – bilden den Abschluss der Tagung.</p>	<p>Program, 29. September 2016</p> <p>9:00 Uhr Eintreffen, Registrierung, Stehkafee</p> <p>9:30 Uhr Begrüßung</p> <p>Adalbert Niemeyer-Lüllwitz, Leiter der NUA NRW</p> <p>Grußworte</p> <p>Dr. Christian Schulze Pellingahr, Landrat des Kreises Coesfeld</p> <p>Dorothee Feller, Regierungsvizepräsidentin Münster</p> <p>10:00 Uhr</p> <p>Einführungsvortrag: Erreichen wir die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie bis 2027?</p> <p>Monika Raschke</p> <p>Themenblock 1: Gewässerentwicklung heute und morgen, Strahlwirkung, Gewässerunterhaltung, Biber und Klimawandel</p> <p>10:15 Uhr</p> <p>Effekte von Renaturierungsmaßnahmen auf die Auenlebensgemeinschaften</p> <p>Dr. Kathrin Januschke, Universität Duisburg-Essen</p>
---	--

<p>10:35 Uhr</p> <p>Aktuelle Maßnahmen am Beispiel von Lippemündung und Co.</p> <p>Sylvia Junghardt, Emschergenossenschaft/Lippeverband</p> <p>10:55 Uhr</p> <p>Bestimmung des Lebensraumgewinns bei Rückbau von Querbauwerken in NRW anhand einer GIS-gestützten Methode</p> <p>Dr. Thomas Euler, LANUV NRW</p> <p>11:15 Uhr Diskussion</p> <p>11:30 Uhr Kaffeepause</p> <p>11:45 Uhr</p> <p>Der Verbund zwischen Gewässer und Aue</p> <p>Dr. Thomas Ehler, Bundesamt für Naturschutz</p> <p>12:05 Uhr</p> <p>Die Rolle des Biberns bei der Gewässerentwicklung</p> <p>Dr. Lutz Dalbeck, Biologische Station Dören</p> <p>12:25 Uhr Diskussion</p> <p>12:40 Uhr Mittagspause</p> <p>14:00 Uhr</p> <p>Gewässerentwicklung im Rahmen von Regionale 2016 und EU-Wasserrahmenrichtlinie</p> <p>Gerhard Jasperneite, Bezirksregierung Münster</p> <p>14:20 Uhr</p> <p>Strategien zur Erfolgskontrolle und zur Optimierung von Fließgewässerrenaturierungsmaßnahmen</p> <p>Dr. Andrea Sundermann, Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt</p> <p>14:40 Uhr</p> <p>Der Klimawandel und seine Folgen für die Gewässerentwicklung</p> <p>Arndt Bock, Leiter des Hauptausschusses „Gewässer und Boden“ der DWA</p> <p>15:00 Uhr Diskussion</p> <p>15:15 Uhr Kaffeepause</p> <p>Themenblock 2: Abfluss, Morphologie, Geschiebe, Sediment, Gewässersohle</p> <p>15:45 Uhr</p> <p>Morphologische Skalen für den guten Zustand von Fließgewässern</p> <p>Prof. Dr. Holger Schüttrumpf, RWTH Aachen</p> <p>16:05 Uhr</p> <p>Feststoffmanagement und Sedimentdurchgängigkeit</p> <p>Dr. Michael Detering, DB Sediments GmbH</p>	<p>16:25 Uhr</p> <p>Interaktion von Sedimentdynamik und Gewässerökologie am Beispiel der Kolmatation</p> <p>Dr. Markus Noack, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart.</p> <p>16:45 Uhr Diskussion</p> <p>17:00 Uhr</p> <p>Abflussdynamik als Steuerungsgröße für die Gewässerentwicklung</p> <p>Dr. Tobias Schütz, Universität Freiburg</p> <p>17:20 Uhr</p> <p>Das LAWA-Verfahren zur Klassifizierung des Wasserhaushalts, der Wasserkörper und Einzugsgebiete</p> <p>Dr. Dr. Dietmar Mehl, biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH</p> <p>17:40 Uhr Diskussion</p> <p>17:55 Uhr Ende des ersten Tagungstages</p> <p>18:30 - 19:30 Uhr</p> <p>Spaziergang an der Berkel, Regionale 2016-Projekt BerkelSTADT Coesfeld</p> <p>Leitung:</p> <p>Astrid Poth, AG Wasser- und Bodenverbände</p> <p>Roif Hackling, Leiter des Abwasserwerkes der Stadt Coesfeld</p> <p>Optional: Treffen zum gemeinsamen Abendessen im Anschluss</p> <p>Program 30. September 2016</p> <p>Themenblock 3: Neue Instrumente</p> <p>09:00 Uhr</p> <p>Gewässerentwicklung durch nachhaltige und prozessorientierte Gewässerunterhaltung</p> <p>Dr. Andreas Stowasser, Stowasserplan GmbH</p> <p>09:20 Uhr</p> <p>Eine Entscheidungshilfe zur Auswahl von zielführenden hydrologischen Maßnahmen an Fließgewässern</p> <p>Dr. Uwe Koenzen, Planungsbüro Koenzen</p> <p>09:40 Uhr</p> <p>Ermittlung des typspezifischen Flächenbedarfs für den guten ökologischen Zustand</p> <p>Christoph Linnenweber, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz</p>
---	---

Natur- und Umweltschutz-Akademie
des Landes Nordrhein-Westfalen
Siemensstraße 5
45659 Recklinghausen
Tel. 0 23 61 / 3 05-0
Fax 0 23 61 / 3 05-33 40
poststelle@nua.nrw.de
www.nua.nrw.de

