



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT

baw.at

**BUNDESAMT FÜR
WASSERWIRTSCHAFT
FESTSCHRIFT ZUM
ZWANZIGJÄHRIGEN
BESTEHEN**



IMPRESSUM



Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT –
INSTITUT FÜR WASSERBAU UND
HYDROMETRISCHE PRÜFUNG
Severingasse 7, 1090 Wien

baw.at

Text und Redaktion: Für den Text sind die Autorinnen und Autoren der Einzelbeiträge verantwortlich

Bildnachweis: Titelbild Michael Hengl

Konzept und Gestaltung: BMLFUW

Lektorat: Michael Hengl

1. Auflage

Alle Rechte vorbehalten.

Wien, 04. 02. 2016



Original wurde gedruckt von: Zentrale Kopierstelle des BMLFUW,
UW-Nr. 907, nach der Richtlinie „Druckerzeugnisse“ des
Österreichischen Umweltzeichens.

VORWORT

VOR UNGEFÄHR 20 JAHREN wurde das Bundesamt für Wasserwirtschaft durch Zusammenlegung von vier zum Teil unterschiedlichen Sektionen zugeordneten Bundesanstalten gegründet. Die gemeinsame zentrale Steuerung der dislozierten Institute war durch eine dafür ins Leben gerufene Direktion in Wien vorgesehen.

Die vier ausgewählten Dienststellen hatten eines gemeinsam: Den Gewässerbezug ihrer Expertise. Nach einem unter Einbeziehung aller Beteiligten ca. 2 Jahre dauernden Umstrukturierungsprozess trat 1995 das neue Organisationsgesetz des „Bundesamt für Wasserwirtschaft“ in Kraft. Die sowohl für die Institute als auch die Direktion völlig neu geschaffene Situation, die von Anfang an alle Ebenen der Organisationseinheit intensiv betraf, ließ ein Bedürfnis aller Beteiligten zur Neuorientierung sowie- Positionierung entstehen, das von hoher Motivation und starkem Innovationswillen getragen war.

Die Rahmenbedingungen für Restrukturierungsthemen und innovative Trends waren in den Jahren von 1995 – 2000 sehr günstig: das damals laufende Verwaltungsinnovationsprogramm des Bundes regte zu ressortübergreifenden Großprojekten an, die auf Grund ihrer Dimension und des Tiefganges ihrer Anforderungen weit über den Verwaltungsbereich hinausgingen. Ihre Auswirkungen reichten durch die zur Umsetzung erforderlichen Instrumente wie z.B.: Kostenrechnung und Controlling, bis in die Projektlandschaften von Institutionen und Dienststellen hinein.

Das Bundesamt für Wasserwirtschaft stellte sich von Anfang an sämtlichen in Frage kommenden Anforderungen in dem Bewusstsein, nur als Musteramt bzw. Pilotprojekt die Möglichkeit von Versuch und Irrtum nutzen zu können um die für den eigenen Bedarf sinnvollsten Instrumente selbst entwickeln und erproben zu können.

Ab 2000 folgten 12 Jahre erfolgreichen fachlichen und organisatorischen Wirkens im Rahmen des Pilotprojekts „Flexibilisierung“ mit dem Kernanliegen der Befähigung zur eigenständigen Ressourcenverantwortung unter der Voraussetzung von evaluierbaren verbindlichen Zielvereinbarungen auf Basis geeigneter Steuerungsinstrumente - den heutigen Grundlagen der wirkungsorientierten Budgetierung.

Die erfolgreiche Zusammenlegung der Institute und der anschließende Eintritt in die Flexibilisierung als Pilotprojekt machte eine laufende Hinterfragung sowohl der Steuerungsinstrumente als auch der Ausrichtung der Expertise unerlässlich. Bedingt durch die Auflagen einer immer strikteren Einsparungspolitik vor allem im Personalbereich – das Bundesamt reduzierte den MitarbeiterInnenstand seit der Zusammenlegung um 50 % – war Aufgabenkritik auf der Verwaltungs- und der Fachebene an der Tagesordnung. Dass der Verlust von ca. 3 Planstellen / Jahr seit Gründung des Bundesamt für Wasserwirtschaft nicht zum völligen Zerfall der Organisationseinheit führte war maßgeblich 2 Umständen verdanken:

1. Auf Grund von Synergieeffekten konnten im Verwaltungsbereich nach und nach ca. 12 Planstellen entbehrt werden, deren Verlust somit nicht den Fachbereich belastete.

2. Die Möglichkeit der zentralen Steuerung des Bundesamtes für Wasserwirtschaft brachte eine gezielte Verdichtung der Ressourcen in den fachlichen Kernbereichen mit sich. Dazu wurden Steuerungsinstrumente entwickelt, die es den Führungskräften ermöglichten, sich jederzeit auf allen relevanten Ebenen – organisatorisch, wirtschaftlich und fachlich – einen raschen Überblick zu verschaffen und auf interne und externe Veränderungsfaktoren zu reagieren.

Darüber hinaus entwickelte sich durch die ständige Zusammenarbeit der Institute eine ausgezeichnete Beziehung der MitarbeiterInnen untereinander. Die genannten Faktoren bildeten die Rahmenbedingungen für Spitzenleistungen im Fachbereich, sodass die Expertise des Bundesamtes sowohl national als auch international bis heute einen ausgezeichneten Ruf genießt und in einigen wichtigen Spezialbereichen in Österreich eine Monopolstellung einnimmt. An dieser Stelle soll nicht unterwähnt bleiben, dass noch eine zusätzliche interne Umstrukturierungsmaßnahme als Ergebnis von Aufgabenkritik und Neupositionierung einerseits und Notwendigkeit zur Ressourcenverdichtung andererseits erforderlich wurde – die Auflösung des Instituts für Wassergüte in Wien, die letztlich in 2 Phasen vorgenommen wurde. Die Eingliederung eines weiteren Institutes 2003 bewirkte, dass der Stand von 4 Instituten bis heute erhalten blieb.

An der Basis des wasserwirtschaftlichen Regelwerks stehend ist das Leistungsspektrum der Institute des Bundesamtes für Wasserwirtschaft vor allem auf die Erstellung der Expertise in verschiedenen ökologischen, biologischen und technischen Fachbereichen ausgerichtet. Jedes der Institute bearbeitet einen sowohl in der Wissenschaft als auch in der praktischen Umsetzung sich widerspiegelnden Part, sodass auch Fragestellungen von betroffenen Querschnittmaterien wie Klima, Umwelt, Wirtschaft, etc. aus verschiedenen Perspektiven betrachtet und einer Lösung zugeführt werden können. Dies betrifft sämtliche Projekte des Bundesamtes für Wasserwirtschaft in den großen Themenbereichen Gewässerschutz, Grundwasserschutz- und -neubildung sowie Schutz vor Naturgefahren, wobei man sich je nach Fachbereich und Problemstellung unterschiedlicher Methoden bedient. Der Bogen reicht von Fischeaufzucht über Lysimeterbau und Bohrkernanalysen bis zur Erstellung von physikalischen und mathematischen Wasserbaumodellen sowie Kalibrierung von Fließgeschwindigkeitsmessgeräten. Eine besondere Schnittstelle tritt zwischen Aquakultur und Wasserwirtschaft im Bereich der Karpfenzucht auf, wo neben der Natur- und Gewässerschutzproblematik auch dem Anspruch der Wirtschaftlichkeit Rechnung getragen werden muss. Das Bundesamt tritt dabei besonders in seiner Beratungsfunktion in den Vordergrund. Einen derzeit expandierenden wichtigen Bereich stellt die Amtssachverständigentätigkeit dar, die von MitarbeiterInnen im Rahmen der Fließgewässerökologie direkt wahrgenommen wird.

Während des nun 20 Jahre dauernden, erfolgreichen gemeinsamen Wirkens der Institute des Bundesamtes für Wasserwirtschaft wurde und wird bis heute wiederholt die Frage nach der Zielrichtung, der Effizienz und neuerdings auch nach der politischen Relevanz der Expertise gestellt. Die Antwort liegt vielleicht zumindest teilweise bereits durch das breite Kundenspektrum, das das Bundesamt für Wasserwirtschaft bedient, auf der Hand: Bedarfsträger des Bundes, der Länder, der Gemeinden sowie Universitäten, private Firmen, Verbände und Vereine zählen auf nationaler und internationaler Ebene zu unseren langjährigen Auftraggebern. Das Bundesamt stellt eine wichtige Drehscheibe an der „Front“ des Ressorts dar, dessen Beratungsleistung im Spannungsfeld zwischen Bund und Land, Wissenschaft und Praxis sowie öffentlicher Verwaltung und privaten Bedarfsträgern erstellt wird. Unsere Experten stehen nicht nur auf hohem wissenschaftlichem Niveau, sondern zeichnen sich zudem durch ihre fundierten Kenntnisse im Bereich der gesetzlichen Vorgaben aus, was sie zu unentbehrlichen Partnern jedes Bedarfsträger macht, der mit der Umsetzung betraut ist. Das Bundesamt für Wasserwirtschaft steht heute vor der Situation aus Gründen der Ressourcenknappheit Aufträge bereits ablehnen zu müssen.

VORWORT

Sofern es gelingt, trotz Einsparungs- und Umstrukturierungsmaßnahmen das seit 20 Jahren erfolgreiche Projekt Bundesamt für Wasserwirtschaft auf dem bisherigen Niveau weiterzuführen bzw. zu verbessern, kann man davon ausgehen, dass zur Unterstützung der Österreichischen Wasserwirtschaft auch in den kommenden Jahren eine unverzichtbare Expertise zur Verfügung steht.



A handwritten signature in black ink, appearing to read 'M. Simon', written in a cursive style. The signature is positioned to the right of the portrait photo.

HRⁱⁿ Dr.ⁱⁿ Martha Maria Simon
Bundesamt für Wasserwirtschaft

INHALTSVERZEICHNIS

IMPRESSUM..... 2

VORWORT..... 3

NUMERISCHE MODELLIERUNG VON GESCHIEBETRANSPORT – ERFAHRUNGEN ZU
MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN IM VERGLEICH ZUM PHYSIKALISCHEN MODELLVERSUCH
AM BEISPIEL SALZACH-HALLEIN 9

1 EINLEITUNG 9

2 GRUNDSÄTZLICHER VERGLEICH ZWISCHEN PHYSIKALISCHER UND NUMERISCHER
SIMULATION..... 9

3 BESCHREIBUNG DER SITUATION AM GEWÄSSER UND ZIELDEFINITION 10

4 PHYSIKALISCHES MODELL 11

5 NUMERISCHES MODELL..... 13

6 ERGEBNISVERGLEICH UND DISKUSSION 15

7 ZUSAMMENFASSUNG 18

8 LITERATUR 18

WAS IST QUALITÄTSMANAGEMENT UND WIE BEEINFLUSST ES UNSERE ARBEITSWEISE BEI
DER KALIBRIERUNG HYDROMETRISCHER GESCHWINDIGKEITSMESSGERÄTE? 19

1 EINLEITUNG 19

2 HYDROMETRISCHE GESCHWINDIGKEITSMESSGERÄTE 21

3 KALIBRIERUNG UND QUALITÄTSMANAGEMENT 22

4 ZUSAMMENFASSUNG 27

5 LITERATUR 27

ENTWICKLUNGEN AN DER GRENZSTRECKE DER SALZACH ZWISCHEN BAYERN UND
ÖSTERREICH AUS WASSERBAULICHER SICHT 28

1 EINLEITUNG 28

2 KURZCHARAKTERISTIK DES GEWÄSSERS 28

3 PLANUNGEN UND UMSETZUNGEN..... 29

4 SOHLMORPHOLOGIE 34

5 ZUSAMMENFASSUNG 37

6 LITERATUR 37

AQUAKULTUR IN WARMWASSER-KREISLAUFANLAGEN – NEUE HERAUSFORDERUNGEN 38

TEICHE IN DER LANDSCHAFT – BEDEUTUNG, FUNKTIONEN UND GEFÄHRDUNG 50

1 EINLEITUNG 50

2 WAS IST EIN TEICH? 50

3 DIE GESCHICHTE DER ÖSTERREICHISCHEN TEICHE 51

4 DIE TEICHWIRTSCHAFT – WIRTSCHAFTLICHE BEDEUTUNG DER TEICHE 52

5 DER TOURISMUS – EIN WEITERER WICHTIGER WIRTSCHAFTSFAKTOR 54

6 DIE BIODIVERSITÄTSFUNKTION VON TEICHEN 55

7 TEICHE UND DER WASSERHAUSHALT 57

7.1 TEICHE ALS WASSERRÜCKHALTEBECKEN 57

7.2 TEICHE ALS NÄHRSTOFFFALLEN..... 58

7.3 TEICHE ZUR STROMGEWINNUNG 58

8 DER EINFLUSS VON TEICHEN AUF DAS KLIMA 59

9 GEFÄHRDUNG UND SCHUTZ DER TEICHE 60

10 ZUSAMMENFASSUNG 62

11 QUELLENVERZEICHNIS 63

11.1 LITERATUR..... 63

11.2 ONLINE-QUELLEN 64

11.3 EXPERTENINTERVIEWS 64

ANGEWANDTE FORSCHUNG FÜR DIE TEICHWIRTSCHAFT IM WALDVIERTEL.....	65
1 EINLEITUNG	65
2 DATENGRUNDLAGE	65
3 PHYSIKALISCHE UND HYDROCHEMISCHE PARAMETER	66
4 GESAMTPRODUKTION	67
5 KARPFFENPRODUKTION	67
6 STÜCKZUWACHS.....	69
7 STÜCKVERLUST	69
8 FUTTER	70
9 NATURNAHRUNG.....	71
10 ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN PRODUKTIONSWEISE, WASSERQUALITÄT UND STÜCKZUWACHS.....	72
11 DISKUSSION.....	74
12 LITERATUR	76
SETZLINGSAUFZUCHT VON MARÄNEN UND REINANKEN MIT TROCKENFUTTER FÜR DIE INTENSIVE AQUAKULTUR	78
1 EINLEITUNG	78
2 MATERIAL UND METHODE.....	78
2.1 GETESTETE FUTTERTYPEN.....	78
2.2 FÜTTERUNGSVERSUCHE.....	79
2.3 UNTERSUCHUNG DER VERDAUUNGSENZYME	80
3 ERGEBNISSE	80
3.1 GRÖSSENUNTERSCHIEDE ZWISCHEN REINANKEN UND MARÄNENLARVEN	80
3.2 UNTERSCHIEDE IM VERDAUUNGSSYSTEM ZWISCHEN REINANKEN UND MARÄNENLARVEN	80
3.3 ANFÜTTERUNGSVERSUCHE	81
3.4 SETZLINGSAUFZUCHT	82
4 DISKUSSION.....	83
5 LITERATUR	84
ANPASSUNG VON LÄNGENFREQUENZ-INDIZES AN BARSCHBESTÄNDEN (<i>PERCA FLUVIATILIS</i> L.) ÖSTERREICHISCHER SEEN.....	85
1 EINLEITUNG	85
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	86
3 MATERIAL UND METHODEN	87
3.1 ANALYSE	88
3.2 ADAPTION DES “PROPORTIONALEN LÄNGEN-FREQUENZINDEX” AN REGIONALE BEDINGUNGEN.....	88
4 ERGEBNISSE	90
5 DISKUSSION.....	93
6 LITERATUR	95
VERBREITUNGSKARTEN VON FISCHARTEN IN FLIESSGEWÄSSERN BERUHEND AUF GZÜV- DATEN DER JAHRE 2007 - 2009	97
1 EINLEITUNG	97
2 GESETZLICHE GRUNDLAGEN	98
3 MESSSTELLENTYPEN UND AUSWAHL DER MESSSTELLEN GEMÄSS GZÜV	98
4 UMSETZUNG.....	99
5 MESSSTELLEN DER GZÜ-PERIODE 2007 - 2009	100
6 VERBREITUNGSKARTEN UND ALTERSSTRUKTURBEWERTUNGEN	101
7 LITERATUR	123
INDIREKTE STICKSTOFFVERLUSTE VON BEWIRTSCHAFTETEN BÖDEN ALS BEITRAG ZU TREIBHAUS-EMISSIONEN VON LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN IN ÖSTERREICH – ERGEBNISSE VON LYSIMETER-LANGZEITSTUDIEN	125

VORWORT

1	EINLEITUNG	125
2	METHODIK.....	126
3	STANDORTBESCHREIBUNG.....	128
4	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	129
5	ZUSAMMENFASSUNG	135
6	LITERATUR	135
BÖDEN AUS ZWEITER HAND - ENTWICKLUNG UND ÜBERPRÜFUNG VON SUBSTRATEN MIT HOHEN ANFORDERUNGEN AN DEN WASSERHAUSHALT		137
1	EINLEITUNG	137
2	PROJEKTE.....	138
2.1	STAUDENSUBSTRAT.....	138
2.2	BAUMSUBSTRAT FÜR STADTBÄUME	139
2.3	WASSERHAUSHALTSSCHICHT AUF DEPONIE MIT POSITIVER WASSERBILANZ.....	143
3	ZUSAMMENFASSUNG	145
4	LITERATUR	145
FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.....		146

NUMERISCHE MODELLIERUNG VON GESCHIEBETRANSPORT – ERFAHRUNGEN ZU MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN IM VERGLEICH ZUM PHYSIKALISCHEN MODELLVERSUCH AM BEISPIEL SALZACH-HALLEIN

Stephan U., Hengl M. – Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung

1 EINLEITUNG

IN ÖSTERREICH WERDEN SEIT VIELEN JAHREN auch vorgegeben durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässer revitalisiert und im Zuge wasserbaulicher Restrukturierungsmaßnahmen durch vielfältige Kooperationen von Wasserbau und Ökologie auch ökologisch aufgewertet. Der damit verbundene Anstieg der Biodiversität der Gewässer ist auf die Verbesserung der Lebensgrundlage der in und am Gewässer lebenden Organismen u.a. auch durch eine vermehrte morphologische Vielfalt zurückzuführen und wertet diese Lebensadern in unserer Landschaft enorm auf. Verbunden mit einem Gewässer ist aber immer auch ein gewisses Hochwasserrisiko und ein damit einhergehendes Schadenspotential. Jede Veränderung im und am Gewässer muss also den Schutz vor dieser Naturgefahr im Auge behalten und bei der Entwicklung von Lösungen für Problemstellungen berücksichtigen. Da die Aufgabenstellungen der letzten Jahre zunehmend komplexer werden und häufig viele und unterschiedliche Anforderungen (Wasserbau, Ökologie, Naturschutz, Wirtschaftlichkeit) berücksichtigt werden müssen, steigt auch die Komplexität der für die Entwicklung von Lösungen verwendeten Werkzeuge. Eine vergleichsweise neue Entwicklung im Wasserbau stellt die Verwendung sogenannter hybrider Modelle dar. Sie kombinieren die Anwendung von physikalischen und numerischen Modellen zur Lösungsfindung und nutzen unter Berücksichtigung der Anwendungsgrenzen die Vorteile der jeweiligen Modelle.

Einen physikalischen Modellversuch zu einer Geschiebetransportproblematik an einer Flussstrecke durchzuführen, kann ein sehr aufwändiges und zeitintensives Unterfangen sein. Die hybride Modellierung nutzt die Vorteile einer numerischen Simulation, um diese Nachteile der physikalischen Modellierung zu kompensieren. Doch auch bei komplexen Fragestellungen mit Geschiebetransport kann eine numerische Simulation rasch an ihre Grenzen stoßen. Der Artikel soll daher die Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung einer mehrdimensionalen numerischen Geschiebetransportsimulation auf eine vergleichsweise komplexe Situation beleuchten.

2 GRUNDSÄTZLICHER VERGLEICH ZWISCHEN PHYSIKALISCHER UND NUMERISCHER SIMULATION

Je nach Fragestellung und Größe des Flussgebietes ist das Werkzeug, das zur Lösungsfindung verwendet wird, entsprechend auszuwählen. **Physikalische Modelle** eignen sich dabei besonders für Fragestellungen,

- die räumlich begrenzt sind, da einer maßstäblichen Skalierung Grenzen, v.a. in Bezug auf das Fließverhalten des Wassers sowie der Sedimentbewegungen, gesetzt sind,
- die eine komplexe Geometrie aufweisen, wodurch die Strömung durch eine ausgeprägte Heterogenität gekennzeichnet ist und die im physikalischen Modell sehr gut wiedergegeben werden kann und
- die eine bewegliche Flusssohle berücksichtigen müssen.

Die Qualität der Resultate aus physikalischen Modellen ist zumeist sehr hoch. Physikalische Modelle haben allerdings den Nachteil,

- dass der Aufbau eines physikalischen Modells zeitaufwändig und mit hohem Materialaufwand (Sand, Steine, Zement, etc.) verbunden ist,
- dass sich Änderungen der Geometrie nur schwer und in begrenztem Rahmen einarbeiten lassen und
- dass eine Parametervariation, z.B. des Korndurchmessers des verwendeten Sandes an der Gewässersohle, mit sehr hohem Aufwand und Kosten verbunden ist und mehr oder weniger einen Neubau des Modells verursachen würde.

Diese Nachteile vermag ein **numerisches Modell** gut zu kompensieren. Zwar ist auch hier der „Aufbau des Modells“ – in diesem Fall die Erstellung eines numerischen Gitters – mit hohem Zeitaufwand verbunden und bedarf in komplexeren Fällen einigen Geschicks, Änderungen der Geometrie können jedoch vergleichsweise einfach eingearbeitet werden. Auch eine Parametervariation von Eingangs- bzw. Modellparametern ist leicht möglich. Doch auch numerische Modelle weisen durchaus Nachteile auf:

- Numerische Simulationen sind generell aufwändig und benötigen ein fundiertes Fachwissen.
- Sie generieren große Datenmengen.
- Sie basieren auf empirischen Gleichungen, die Anwendungsgrenzen aufweisen.
- Sie geben abhängig vom gewählten numerischen Verfahren unterschiedliche Ergebnisse.
- Komplexe Strömungsverhältnisse können nur mit feinmaschigen numerischen Gittern genau berechnet werden, die wiederum die Rechenzeit massiv in die Höhe schnellen lassen.

Vor allem aufgrund des letztgenannten Punktes werden mehrdimensionale numerische Modelle vorwiegend für kleinräumige Aufgaben verwendet, da einer großräumigeren Anwendung hauptsächlich aufgrund der Leistungsfähigkeit der Rechner Grenzen gesetzt sind.

3 BESCHREIBUNG DER SITUATION AM GEWÄSSER UND ZIELDEFINITION

In der Stadt Hallein teilt sich die Salzach in zwei Arme mit einer dazwischenliegenden hochwasserfreien Insel. Ein Wasserkraftwerk staut den Fluss etwa 190 m flussab der Insel. Ursprünglich, vor dem Bau des Wasserkraftwerks, war eine Sohlschwelle zur Stabilisierung der Flusssohle errichtet worden (1970/72), da sich diese kontinuierlich eingetieft hatte. In einem zweiten Schritt (1987) wurde schließlich ein Wasserkraftwerk auf die Sohlschwelle aufgesetzt, wodurch die Kapazität des Flusses, Geschiebe zu transportieren, im Staubereich stromauf des Kraftwerks weiter reduziert wurde. Dies wiederum führte dazu, dass nun Geschiebe in den beiden Salzacharmen angelagert wurde und die Betreiber des Kraftwerks zu kontinuierlichen Geschiebebaggerungen verpflichtet waren, um das Hochwasserrisiko der Stadt Hallein nicht zu verschlechtern. Nichtsdestotrotz kam es im Jahr 2002 zu einem Hochwasserereignis mit großen Schäden in der Stadt, das schließlich zum Anlass genommen wurde, nach einer nachhaltigen Lösung sowohl für die Hochwassersicherheit als auch die Stabilität der Flusssohle im Nahbereich des Kraftwerks zu suchen. Das Ziel war das Geschiebetransportvermögen im Stauraum im Hochwasserfall, d.h. bei geöffneten Schleusen, deutlich zu erhöhen und damit großräumige Geschiebeablagerungen, wie dies bisher nach Hochwässern häufig der Fall war, zu reduzieren bzw. sogar zu verhindern. Diese Möglichkeiten ausschöpfend sollten zu einer permanent tieferen mittleren Sohle in den beiden Salzacharmen führen und damit zu einem verbesserten Hochwasserschutz der Stadt Hallein.

Möglichkeiten, die Auflandungstendenz der Flusssohle zu beseitigen, boten sich einerseits durch eine Verbesserung der Geschiebeleiteinrichtungen stromauf des Kraftwerks, andererseits aber auch durch eine

teilweise Absenkung der Sohlschwelle am Kraftwerk selbst. Da sich sowohl die Gewässer­geometrie eher komplex gestaltete (Gewässerkrümmung, Aufteilung des Gewässers und erneuter Zusammenfluss vor einem Kraftwerk, seitlicher Zubringer, Geschiebeleitschwellen) als auch die hydraulische Situation von der Wehrbetriebsordnung des Kraftwerks dominiert war, entschloss man sich, die Lösung der Fragestellung im Rahmen eines physikalischen Modellversuchs abzuleiten (Hengl, 2010) und die Ergebnisse mit jenen aus einem dreidimensionalen numerischen Modell zu vergleichen. Dabei kam das numerische Programm SSIIM zum Einsatz, welches auch Geschiebetransportvorgänge simulieren kann.

4 PHYSIKALISCHES MODELL

Das physikalische Modell reichte von km 81.660 bis 80.100 und bildete somit eine Gewässerlänge von 1560 m nach. Das Kraftwerk mit vier Wehrfeldern war im unteren Drittel des Modells situiert. Das physikalische Modell im Maßstab 1:50 umfasste somit eine Fläche von 39 m Länge und 6,7 m Breite. Abbildung 1 zeigt den Modellbereich des physikalischen Modells und lässt die komplexe Gewässer­geometrie erkennen. Die maßgebliche Abflussbelastung des Modellversuchs wurde anhand der charakteristischen Durchflüsse (siehe Tabelle 1 bzw. Abbildung 4) sowie der Dauerlinie der Salzach abgeleitet.

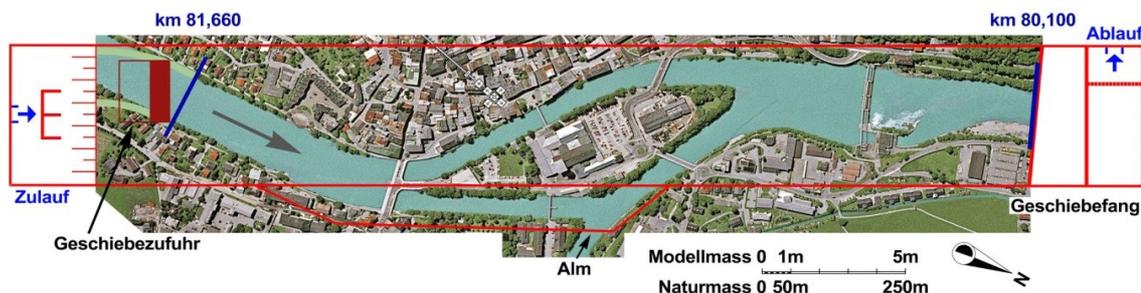


Abbildung 1: Modellbereich physikalisches Modell.

TABELLE 1: CHARAKTERISTISCHE DURCHFLÜSSE.

Jährlichkeit	Natur (m ³ /s)	Modell (l/s)
MQ	142	8,0
HQ1	520	29,4
HQ10	1065	60,2
HQ30	1325	75,0
HQ100	1690	95,6

Das Modell wurde mit beweglicher Sohle, d.h. einer Sohle aus Sand, errichtet. Die erforderliche Sieblinie für das Sohlmaterial wurde aus zehn Geschiebeprobe­nen, die vor Ort aus dem entsprechenden Gewässerabschnitt entnommen worden waren, abgeleitet. Der charakteristische mittlere Korndurchmesser ergab sich daraus zu $d_m = 52,9$ mm in der Natur bzw. 1,4 mm im Modell.

Abbildung 2 stellt die geplanten Maßnahmen der Ausgangssituation gegenüber. Das ursprüngliche Design (Abbildung 2 oben) sah beim Zusammenfluss der beiden Salzacharme vor dem Kraftwerk vor, die sich zwangsläufig aus der Kurvensituation ergebende Geschiebebank möglichst weit nach links zu lenken, zumal das Krafthaus des Kraftwerks rechtsufrig situiert war. Dies behinderte jedoch gleichzeitig Abfluss und Geschiebetransport im linken Gewässerarm, was schließlich auch eine der Ursachen für die Überflutung 2002 war.

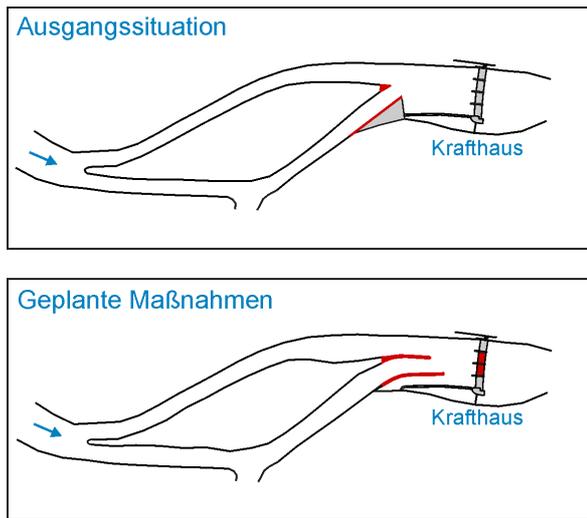
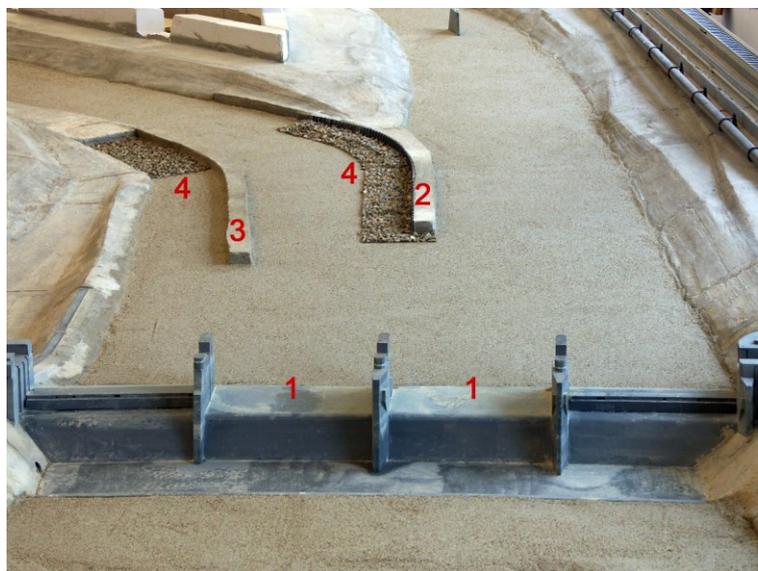


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Ausgangssituation sowie der geplanten Maßnahmen.



- 1 ... Wehrfeldabsenkung
- 2 ... Strömungslenkung
- 3 ... Geschiebeleitwerk
- 4 ... Kolkenschutz

Abbildung 3: Optimiertes System.

Das aus vielen Versuchen und Optimierungsschritten abgeleitete System zielte daher einerseits auf die Reduktion der Geschiebeanlandung im rechten und andererseits auf die Reduktion des Rückstaus im linken Gewässerarm und beinhaltete vier Maßnahmen (siehe auch Abbildung 3):

1. Absenkung der mittleren beiden Wehrfelder um 2 m,
2. strömungsgünstige Verlängerung der Insel, die die Strömung der beiden Gewässerarme bis zu einem HQ10 trennt und die Anströmung zum Kraftwerk verbessert,
3. Maßnahme zur Lenkung der Geschiebebewegung weg vom rechtsufrigen Krafthaus,
4. Deckwerke als Kolkenschutz

Diese Maßnahmen zeigten sich im Wesentlichen erfolgreich, initiierten einen Erosionsprozess in beiden Gewässerarmen und reduzierten den Rückstauereffekt im linken Gewässerarm maßgeblich. Obwohl infolge des Hochwassers auch viel Geschiebe aus der stromauf gelegenen Flussstrecke in die beiden Flussarme

eingetragen wurde, konnten Erosionsraten bis zu 0,80 m (mittlere Sohlhöhenänderung) erreicht werden (Abbildung 4).

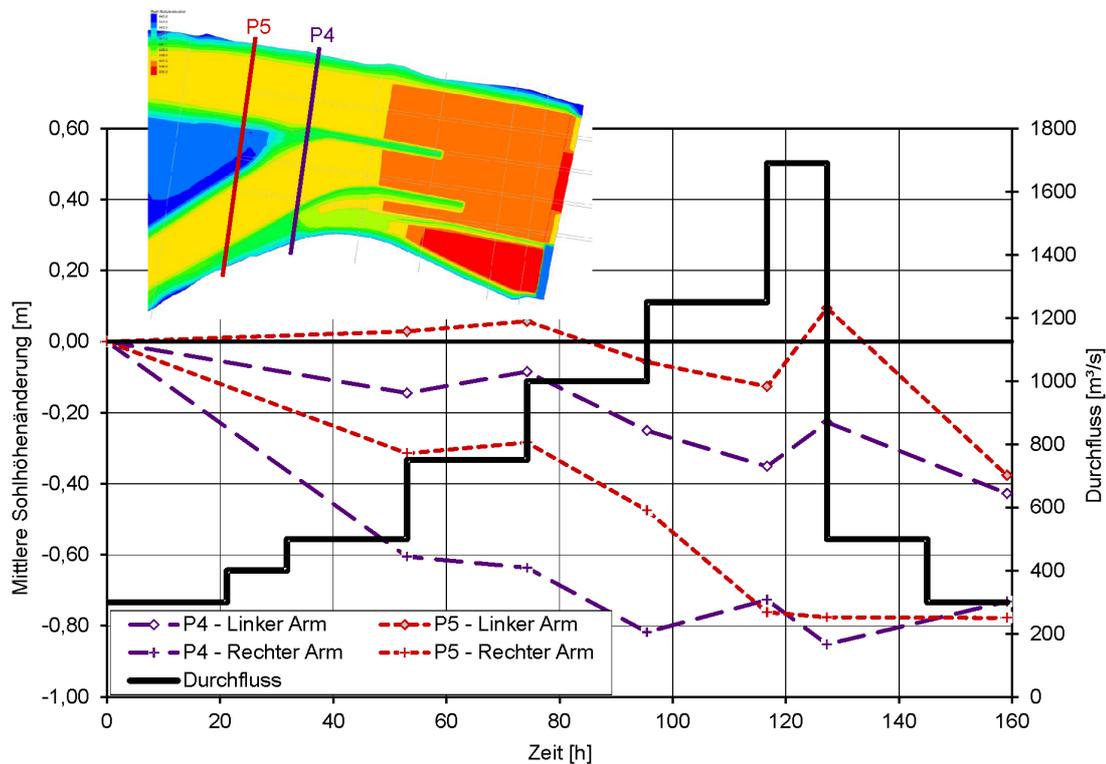


Abbildung 4: Kumulierte mittlere Sohlhöhenänderung im linken bzw. rechten Salzacharm (Naturgrößen).

5 NUMERISCHES MODELL

In jüngerer Zeit wurden vermehrt zweidimensionale bzw. dreidimensionale numerische Modelle entwickelt, die nicht nur Sohlveränderungen im Gewässer, sondern auch Sortierprozesse von Kornverteilungen des Sohlmaterials berechnen können (Minh Duc et al., 2004, Zeng et al., 2005), die maßgeblichen Einfluss auf Sohlveränderungen haben. Im vorliegenden Fall wurde das Programm SSIIM (Olsen, 2002) angewendet. SSIIM ist ein dreidimensionales numerisches Programm aufbauend auf dem Finite-Volumen-Verfahren, das die Fließgeschwindigkeit und den Sedimenttransport in Gewässern berechnet. Die Navier-Stokes-Gleichungen werden mit dem $k-\epsilon$ -Turbulenzmodell an einem dreidimensionalen, nicht-orthogonalen und höhenvariablen Gitter gelöst, welches die Gewässergeometrie repräsentiert. Es wurde eine Programmversion angewendet, die ein strukturiertes numerisches Gitter als Basis benötigt. Das numerische Gitter verfügte über 213 Zellen in Längs-, 70 Zellen in Quer- und 10 Zellen in vertikaler Richtung (entspricht 167134 Knotenpunkten) (siehe Abbildung 5). Die komplexe Geometrie konnte nur durch sogenanntes Outblocking umgesetzt werden, d.h. die Benetzung von Teilen des Gitters, wie z.B. der hochwasserfreien Insel, wird aktiv verhindert. Die nicht benetzten Gitterzellen müssen jedoch in der Geometrie vorhanden sein, weil das Programm ein strukturiertes Netz voraussetzt, d.h. die Anzahl der Zellen darf in keinem der 214 Querschnitte in Längsrichtung variieren.

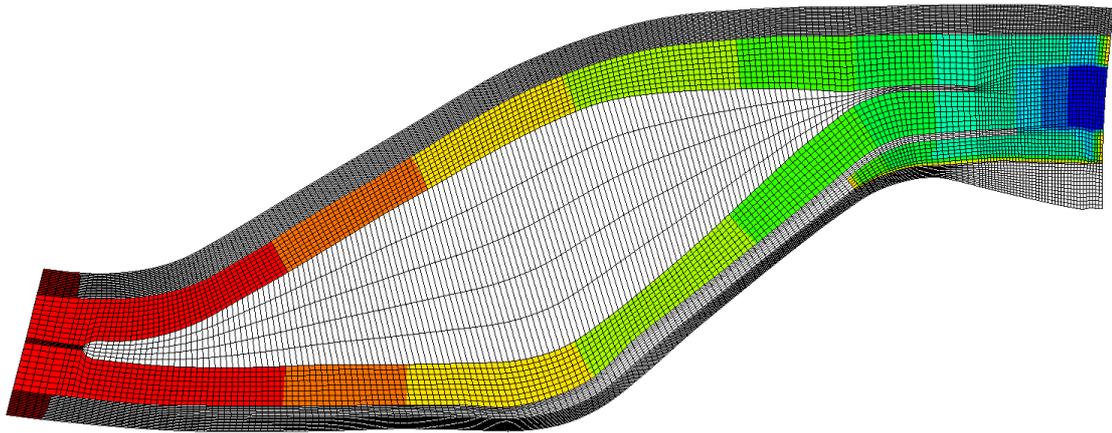


Abbildung 5: Numerisches Gitter mit benetzten (farbigen) und unbenetzten (weißen) Zellen.

Die errechneten Fließgeschwindigkeiten in jedem Gitterpunkt werden zur Lösung der Konvektions-Diffusions-Gleichungen für unterschiedliche Korngrößen verwendet. Das Modell bietet verschiedene Möglichkeiten der Berechnung des Geschiebetransports, wobei im vorliegenden Fall die Berechnung anhand der Geschiebetransportformel nach Wu et al. (2000), implementiert von Fischer-Antze (2004) gewählt wurde, die bereits erfolgreich auf die Donau unterhalb von Wien angewendet worden war. Diese Formel bietet die Möglichkeit, Sortierprozesse an der Sohl oberfläche bedingt durch unterschiedlich große Körner zu berücksichtigen. Als Folge von Sortierprozessen entsteht an der Gewässersohle eine sogenannte Deckschicht, die sich in ihrer Zusammensetzung von dem darunterliegenden Sohlmaterial unterscheidet. Diesem Phänomen muss auch in einem numerischen Modell Rechnung getragen werden. In SSIIM wurde daher ein 2-Schicht-Konzept mit einer aktiven äußeren Schicht und einer inaktiven inneren Schicht implementiert. Die Sohlveränderungen in Abhängigkeit von der Zeit werden gemeinsam mit der Veränderung der Wasseroberfläche berechnet.

Ein numerisches Modell muss kalibriert, d.h. anhand der Variation verschiedener Parameter an die tatsächliche Situation angepasst werden. Als Kalibrierungsgrundlage stehen in der Regel Wasserspiegellagen zur Verfügung. Als Kalibrierparameter für eine hydraulische Kalibrierung des Modells (Anpassung der Strömungskenngrößen an die tatsächliche Situation) bieten sich daher meist Reibungsbeiwerte der Sohle an. Im Fall einer numerischen Berechnung mit Geschiebetransport ist die Modellkalibrierung weitaus komplexer und kann sich nicht allein auf eine hydraulische Kalibrierung beschränken, weil

- die Sohlveränderung ein zeitlich variabler Vorgang ist,
- die veränderten Sohlhöhen wieder die Wasserspiegel beeinflussen,
- die Sohlhöhenänderungen auch Korngrößenveränderungen bedingen,
- die wiederum die Rauheitsparameter der Sohle verändern.

Optimalerweise müssen daher auch gemessene Sohlhöhen, erfasst zu verschiedenen Zeitpunkten und nach verschiedenen Durchflüssen, zur Verfügung stehen. An einem natürlichen Gewässer sind derlei Daten meist Mangelware, weshalb sich ein physikalischer Modellversuch für einen Vergleich von physikalischen Messwerten und numerischen Ergebnissen sehr gut eignet. Die in einem numerischen Modell implementierten Geschiebetransportformeln sind zumeist für spezifische Problemstellungen abgeleitet worden und daher in ihrer Anwendbarkeit aufgrund empirischer Formelparameter beschränkt. Ein numerisches Geschiebetransportmodell kann also nur insofern ein nützliches Planungswerkzeug sein, als die Anwendbarkeit generell sowie die Standardeinstellung der Modellparameter auf die gegebene Situation anwendbar ist. Nach Festlegung auf die Berechnung des Geschiebetransports nach Wu et al. (2000) wurden die Parameter m und θ_{krit} als Kalibrierparameter verwendet. Erster legt fest, in welchem Ausmaß Hiding-

und Exposure-Effekte bei der Kornsortierung berücksichtigt werden. Wird der Absolutwert des Parameters m reduziert, wird in einem geringeren Ausmaß berücksichtigt, dass sich z.B. kleinere Körner im Strömungsschatten größerer Körner verstecken und dadurch im Verhältnis später transportiert werden sowie größere Körner durch ihre stärkere Exponiertheit in der Strömung im Verhältnis früher als kleinere Körner in Bewegung geraten. Die Mobilität der Kornmischung sinkt dadurch. Eine weitere Möglichkeit Einfluss auf den Geschiebetransport zu nehmen ist die Variation des Parameters θ_{krit} , der kritischen dimensionslosen Sohlschubspannung, der den Bewegungsbeginn festlegt. Ein höherer Wert berücksichtigt eine Deckschichtbildung durch Kornsortierung und somit einen vergleichsweise späteren Bewegungsbeginn der Kornmischung. Tabelle 2 zeigt an, welche Parametervariationen durchgeführt wurden, um Einfluss auf den Geschiebetransport zu nehmen.

TABELLE 2: PARAMETERVARIATION.

Modell	m	θ_{krit}
Lauf 1	-0,6 (Standardwert)	0,03 (Standardwert)
Lauf 2	-0,6 (Standardwert)	0,045
Lauf 3	-0,3	0,03 (Standardwert)

Beide Parameter bedingen Veränderungen in der Kornzusammensetzung der Sohle und diese wiederum beeinflusst die Sohlrauheit und somit auch die Wasserspiegellagen, da anhand der errechneten Korndurchmesser der Sohle die Rauheitsparameter zur Bestimmung der Wasserspiegellagen ermittelt werden. Eine weitere Möglichkeit der Kalibrierung ist die Art und Weise, wie die Kornzusammensetzung der Sohle in einen Rauheitsparameter umgerechnet wird, zumal die daraus bestimmten hydraulischen Größen (Fließgeschwindigkeit, Wasserspiegellage) im Gegenzug wieder den Geschiebetransport beeinflussen. Auf diese Möglichkeit wurde jedoch im Rahmen dieser Studie verzichtet. Daraus wird ersichtlich, dass eine numerische Geschiebetransportsimulation ein komplexes Zusammenspiel der verschiedensten Faktoren ist, die sich zudem gegenseitig beeinflussen. Ein Modell gilt schließlich als kalibriert, wenn Messergebnisse sowohl quantitativ als auch qualitativ durch das numerische Modell wiedergegeben werden können. Wird das Modell dann noch auf ein Ereignis angewendet, welches sich vom Kalibrierfall unterscheidet, und wird auch in diesem Fall das Ergebnis quantitativ und qualitativ reproduziert, gilt das Modell als validiert. Erst dann ist es möglich, das Modell im Rahmen einer Planung zur Berechnung verschiedenster Szenarien anzuwenden.

6 ERGEBNISVERGLEICH UND DISKUSSION

Die wesentlichen Erosions- und Auflandungsmuster, hervorgerufen insbesondere durch die Kurvengeometrie bzw. Zusammenfluss der Gewässerarme konnten durch das Modell durch Anwendung der Standardparameter gut reproduziert werden (vgl. Abbildung 6). Die tatsächlichen Sohlhöhen wurden jedoch unter- bzw. überschätzt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Standardeinstellung des Modells die Mobilität der Körner überschätzt und zu deutlich tieferen Kolken und höheren Bänken führt. Aus diesem Grund wurde einerseits der Absolutwert des Parameters m reduziert und andererseits die dimensionslose Sohlschubspannung θ_{krit} auf den von Meyer-Peter und Müller (1949) empfohlenen Wert von $\theta_{krit} = 0,045$ angehoben. Beides führt zu einer Reduktion der Mobilität der Körner im Modell und wie aus Abbildung 7 ersichtlich ähnlichen Auswirkungen in Bezug auf die Absoluthöhen der errechneten Sohlage.

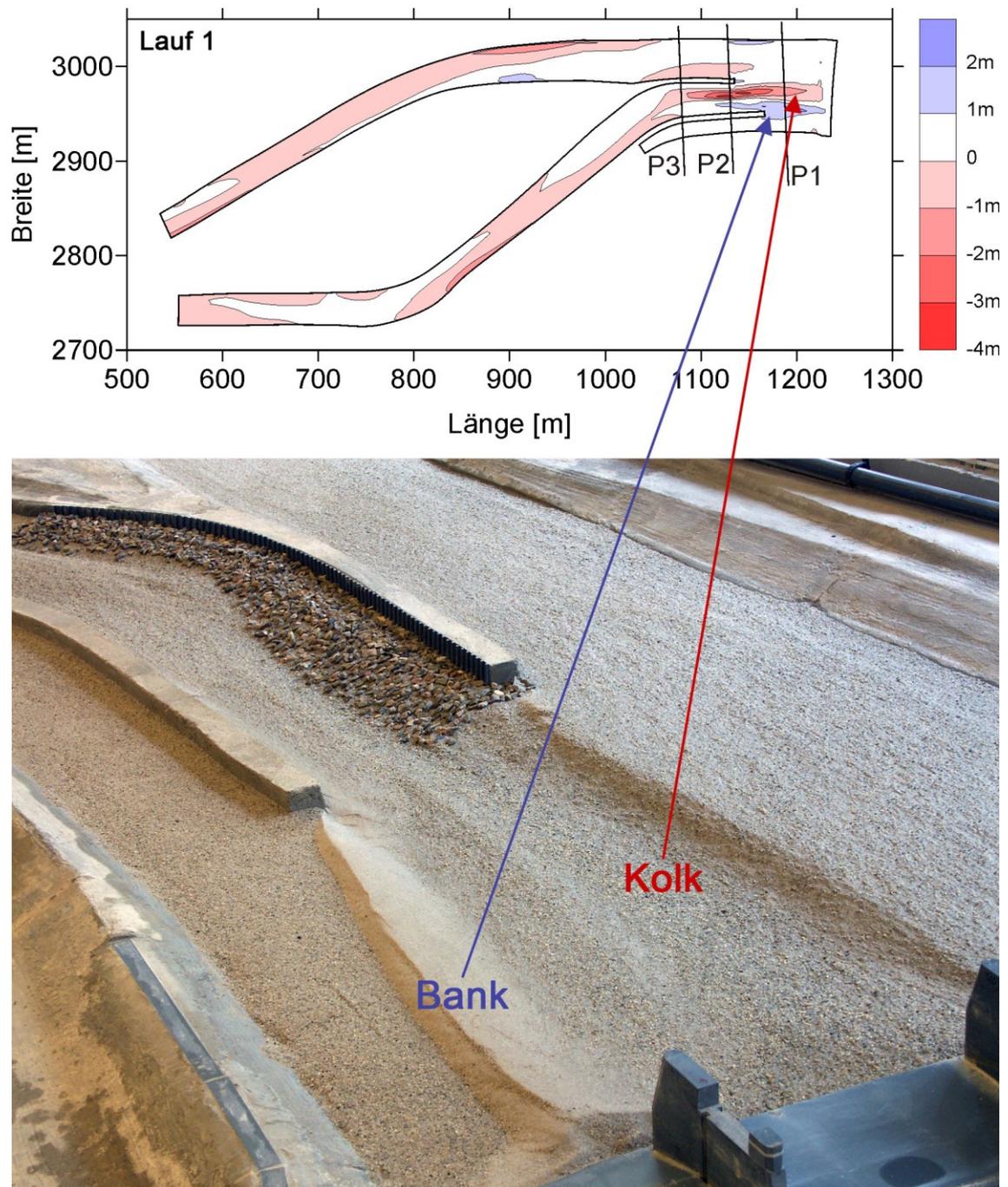


Abbildung 6: Sohlhöhenänderungen im numerischen (oben) bzw. physikalischen (unten) Modell nach $Q= 500 \text{ m}^3/\text{s}$.

Lauf 1 zeigt mit der Standardeinstellung $m = -0,6 / \theta_{\text{krit}} = 0,03$ die geringste Übereinstimmung bei den errechneten Wasserspiegellagen. Die Wasserspiegeldifferenzen erreichen mehr als 0,2-0,6 m. Eine Verbesserung bringt Lauf 3, die beste Übereinstimmung mit Differenzen in der Größenordnung von 0-0,2 m erhält man jedoch mit $m = -0,6 / \theta_{\text{krit}} = 0,045$ (Lauf 2). Die Festlegung auf $\theta_{\text{krit}} = 0,045$ führt jedoch auch zu einer Überschätzung der Deckschichtbildung im Modell, weshalb vor allem die errechneten Kolkiefen deutlich unterschätzt werden (siehe Abbildung 7, P1 und P3). Eine bessere Anpassung könnte mit der Parametereinstellung von Lauf 2 erzielt werden, wobei noch an der Schraube der Sohlrauheit zu drehen wäre, da die errechneten Wasserspiegellagen um 0,15-0,5 m von den gemessenen abweichen.

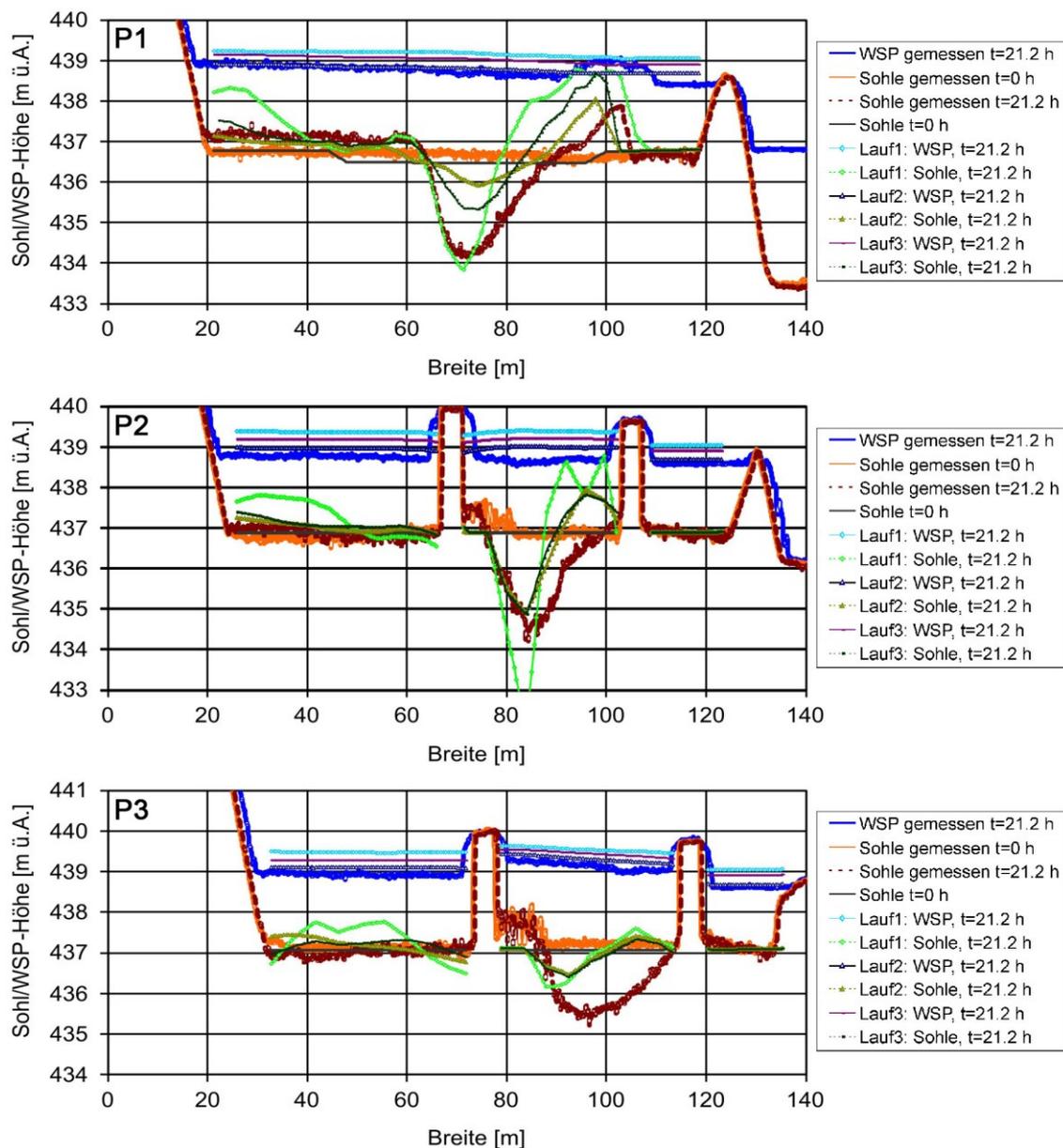


Abbildung 7: Gemessene und berechnete Sohl- und Wasserspiegelhöhen in drei verschiedenen Querschnitten nach $Q = 500 \text{ m}^3/\text{s}$.

Diese Gegenüberstellung erfolgte lediglich anhand eines einzigen simulierten Durchflusses und anhand dreier Querschnitte. Zur Verfügung stünden hingegen noch weitere fünf Sohl- und Wasserspiegelmessungen in weiteren Quer- sowie Längsschnitten nach unterschiedlichen Durchflüssen. Der zeitliche Aufwand allein für diese durchgeführten Simulationen (inkl. Netzerstellung, Erstellung passender Konfigurationsfiles) erreichte jedoch – allerdings ohne Berücksichtigung des Aufbaus des physikalischen Modells – nahezu das Ausmaß der Durchführung des physikalischen Modellversuchs, der jedoch innerhalb derselben Zeitspanne zur Lösungsfindung führte.

Allein ein Rechenlauf benötigte mehrere Tage an einem Highend-Computer mit mehreren Prozessoren, wodurch nur der Prozess der Kalibrierung ein sehr aufwändiger wird. Kürzere Rechenzeiten ergäben sich zwar durch eine geringere Gitterauflösung, doch führt dies ebenso zu einer Reduktion der Qualität des Ergebnisses, vor allem in sensiblen Bereichen wie beispielsweise im Bereich des Zusammenflusses der beiden Gewässerarme unmittelbar vor dem Kraftwerk, und im ungünstigsten Fall auch zur Divergenz der Simulation. Der Aufwand für eine qualitätvolle dreidimensionale numerische Simulation ist daher erheblich und nicht zu unterschätzen.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse aus morphodynamischen Simulationen anhand des dreidimensionalen Modells SSIIM wurden mit einigen Ergebnissen aus einem physikalischen Modellversuch verglichen. Der Vorteil der Nachrechnung eines physikalischen Modellversuchs besteht vor allem darin, ein umfangreiches Set an Messdaten zur Verfügung zu haben, an denen das numerische Modell erprobt werden kann. Die Simulationen dienen dazu Erfahrungen zu sammeln, inwieweit ein dreidimensionales numerisches Modell bereits ein brauchbares Werkzeug für einen Planungsprozess darstellt. Zwar konnten die wesentlichen Muster aus Sedimentation und Erosion hinsichtlich ihrer Lage im Grundriss reproduziert werden, qualitativ gesehen gelang es jedoch innerhalb des verfügbaren Zeitrahmens nicht, die Größenordnung von Kolk-tiefen und Bankhöhen aus der Messung zu wiederzugeben. Für Fragestellungen mit komplexen Geometrien ist die Anwendung eines dreidimensionalen Modells durchaus erforderlich, weil vor allem bei Geschiebetransport und variablen Sohlhöhen für ein- bzw. zweidimensionale Modelle häufig die Grundannahmen der Modelle innerhalb der Gewässersohle verletzt werden und dadurch deutliche Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten erzielt werden. Dennoch ist der zeitliche Aufwand für eine qualitativ hochwertige dreidimensionale Simulation samt Modellkalibrierung in Bezug auf den erzielten Nutzen erheblich im Vergleich zum zeitlichen Aufwand eines physikalischen Modellversuchs. Eine mehrdimensionale numerische Simulation bedarf daher großer Erfahrung und einer sorgfältigen Abwägung dessen, wofür und mit welcher Zielsetzung das Modell eingesetzt werden soll.

8 LITERATUR

- Fischer-Antze, T. (2004): 3D numerical modeling of morphological bed changes in the Danube River. River Flow 2004 - Greco et al. (editors). Balkema. Naples. Italy, 151-154.
- Hengl, M. (2010): Kraftwerk Sohlstufe Hallein – Wehrrumbau und Hochwasserschutz Hallein. Technischer Bericht.
- Meyer-Peter, E. und Müller, R. (1949): Eine Formel zur Berechnung des Geschiebetransports. Schweizerische Bauzeitung, 67(3), 29-32.
- Minh Duc, B., Wenka, T. and Rodi, W. (2004): Numerical modeling of bed deformation in laboratory channels. Journal of Hydraulic Engineering, 130(9), 894-904.
- Olsen, N.R.B. (2002): A three-dimensional numerical model for simulation of sediment movements in water intakes with multiblock option. User's Manual. Department of Hydraulic and Environmental Engineering. The Norwegian University of Science and Technology. Norway.
- Wu, W., Wang, S. and Jia, Y. (2000): Nonuniform sediment transport in alluvial rivers. Journal of Hydraulic Research, 38(6), 427-434.
- Zeng, J., Constantinescu, G. and Weber, L. 2005. A fully 3D non hydrostatic model for predicting of flow, sediment transport and bed morphology in open channels. Proceedings of the 31st IAHR Conference. Seoul. Korea.

AUTORIN UND AUTOR:
 URSULA STEPHAN,
 MICHAEL HENGL, Kontakt: OFFICE.IWB@BAW.AT

WAS IST QUALITÄTSMANAGEMENT UND WIE BEEINFLUSST ES UNSERE ARBEITSWEISE BEI DER KALIBRIERUNG HYDROMETRISCHER GESCHWINDIGKEITSMESSGERÄTE?

Kainz S., Jatic A., Urbanek M. – Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung

1 EINLEITUNG

WAS IST QUALITÄTSMANAGEMENT?

Wie der Name schon vermuten lässt, ist Qualitätsmanagement eine Möglichkeit zur Lenkung und Verbesserung von Arbeitsprozessen. Es führt zu einer qualitativen Steigerung der erwirtschafteten Produkte und Leistungen, und ist eine der am meisten verbreiteten Maßnahmen bei der Leitung von Prüflaboratorien aber auch in der Warenproduktions- und Dienstleistungswirtschaft.

Die Inhalte, auf die dabei größter Wert gelegt wird, sind:

- Optimierung von Kommunikationsstrukturen
- Erhaltung oder Steigerung der Zufriedenheit von Kunden
- Motivation der Belegschaft
- Berufliche Weiterbildung
- Ausstattung und Gestaltung von Arbeitsräumen

Über Jahre hinweg durchgeführte Arbeiten bilden das „Know-How“ eines Angestellten. Wie jedoch kann dieses Wissen erhalten und weitergegeben werden?

Eingespielte Teams, in denen alles bekannt ist, aber nach einem nicht kommunizierten oder dokumentierten Plan abläuft, erschweren die Integration von neuen Mitarbeitern, bzw. haben solche Konstrukte einen entscheidenden Fehler. Irgendwann wird ein Mitarbeiter das Unternehmen verlassen und sein Wissen geht mit ihm, bzw. gestaltet sich die Integration des neuen Mitarbeiters bei komplexen Aufgaben schwerer, da keine Arbeitsabläufe zum Nachlesen vorliegen.

Dieses Beispiel wird in den seltensten Fällen dazu führen, dass eine Abteilung nicht mehr arbeitsfähig ist. Es soll vielmehr aufzeigen, dass wenn alles reibungslos funktioniert, trotzdem an Fehlerquellen und Probleme gedacht werden muss.

Im Fall der hydrometrischen Prüfung muss auch die Rückverfolgbarkeit unserer Ergebnisse gewährleistet sein, d.h. bei jeder Messung muss sichergestellt sein, dass diese reproduzierbar ist, also unter identischen Bedingungen identische Ergebnisse liefert. Dies bezieht sich nicht nur auf den Arbeitsablauf selbst, sondern auch auf die eingesetzten Betriebsmittel. Somit wird auch sichergestellt, dass die zur Messung eingesetzten Geräte selbst einer zertifizierten Überprüfung unterzogen wurden und korrekte Ergebnisse liefern. Damit wird nicht nur ein Beitrag für die gesicherte Erhebung von Durchflussdaten in Österreich durch die hydrographischen Dienste sondern auch für die Vergleichbarkeit von Daten im internationalen Zusammenhang wie z.B. an Grenzgewässern oder an grenzüberschreitenden Flüssen wie der Donau geleistet.

Die Standardisierungen bestimmter Handlungs- und Arbeitsprozesse lassen es zu, dass Vergleiche innerhalb einer Branche durchgeführt werden können, aus denen sich in weiteren Schritten auch Strategien und Maßnahmen zur Qualitätssteigerung ergeben.

Die für die hydrometrische Prüfung des Bundesamtes für Wasserwirtschaft wichtigste internationale Norm ist die ISO/IEC 17025 in der jeweils gültigen Fassung. Durch ihre Vorgaben können die häufigsten und bekanntesten Fehlerquellen vermieden werden. ISO Normen stellen Mindestanforderungen an Qualitätsmanagementsysteme und bilden damit das Rückgrat, auf dem die Akkreditierung beruht.

In Abständen von 5 Jahren werden bei akkreditierten Prüflaboratorien, Reakkreditierungsaudits durch Auditoren vom Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend (BMWFJ) durchgeführt. Dabei werden das gesamte Qualitätsmanagement mit allen relevanten Dokumentationen und die Arbeitsprozesse selbst auf Konformität mit den Normen geprüft. In Abständen von einem Jahr werden Überwachungsaudits durchgeführt, bei denen Schlüsselsegmente einer Überprüfung unterzogen werden (siehe Abbildung 1).

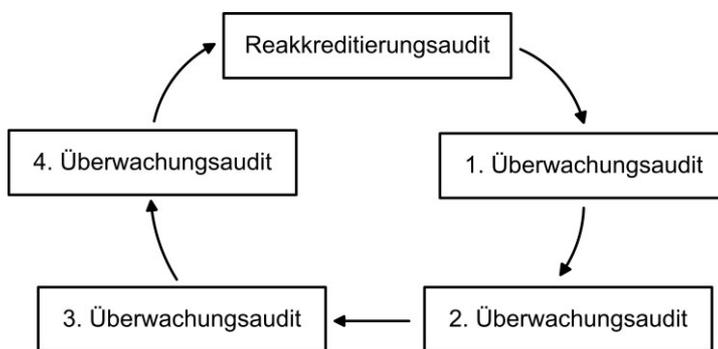


Abbildung 1: Zyklus der Audits durch das BMWFJ bei akkreditierten Stellen.

Nur bei bestehender Akkreditierung ist es gestattet, Prüfzeugnisse mit dem offiziellen Logo der akkreditierten Kalibrierstelle auszustatten (siehe Abbildung 2). Jede andere Kalibrierung darf nur mit der Kennzeichnung Werkskalibrierung ausgestattet sein. Das heißt nicht zwingend, dass Werkskalibrierungen schlechter sind oder sich nicht an Normen halten. Es bedeutet, dass von keiner unabhängigen Stelle überprüft wird/wurde, ob Normen eingehalten werden, eine Rückverfolgbarkeit der Ergebnisse gewährleistet ist bzw. wie diese Ergebnisse überhaupt zustande kommen.



Abbildung 2: Akkreditierungszeichen mit der Identifikationsnummer 0607 der hydrometrischen Prüfung.

Wie schon erwähnt, wird mittels Akkreditierung sichergestellt, dass bei richtiger Durchführung alle Messergebnisse korrekt sind und die Rückverfolgbarkeit gegeben ist. Was sich zuerst als positiver Aspekt für den Kunden anhört, ist für die akkreditierte Stelle genauso wichtig. So ergibt die Einhaltung der Norm aus rechtlicher Sicht sehr großen Sinn. Sollte es nämlich zu wirtschaftlichen Schäden aufgrund von Fehlmessungen kommen, ist durch die Rückverfolgbarkeit der Messergebnisse auf dem Prüfzertifikat sichergestellt, dass diese korrekt waren. Im Falle von falschen Messergebnissen sieht das Qualitätsmanagement Maßnahmen zur Lenkung von Fehlern vor, damit sichergestellt wird, dass keine Fehler oder Reklamationen in Vergessenheit geraten oder übersehen werden.

2 HYDROMETRISCHE GESCHWINDIGKEITSMESSGERÄTE

Hydrometrische Geschwindigkeitsmessgeräte messen die Geschwindigkeit von Flüssigkeiten. Die ermittelten Fließgeschwindigkeiten werden in der Praxis vor allem verwendet, um Durchflüsse zu berechnen. Diese Messgeräte sind somit Grundlage der quantitativen Hydrographie und der Berechnung von Pegelschlüsselkurven. Diese dienen zur Bestimmung von Bemessungshochwässern und Niederwassermengen, zur Dimensionierung von Wasserbauten, zur Erstellung von Gefahrenzonenplänen und Hochwasservorwarnplänen uvm..

Hydrometrische Geschwindigkeitsmessgeräte gibt es in den unterschiedlichsten Ausführungen. Hauptsächlich werden Messgeräte verwendet, die entweder nach elektromechanischem Messprinzip (Drehbewegung und Impulsgebung), nach magnetisch induktivem Messprinzip oder mit Ultraschall arbeiten. Das bekannteste Geschwindigkeitsmessgerät ist der hydrometrische Flügel (siehe Abbildung 3). Dieser besteht aus einem Flügelkörper und einer Schaufel.

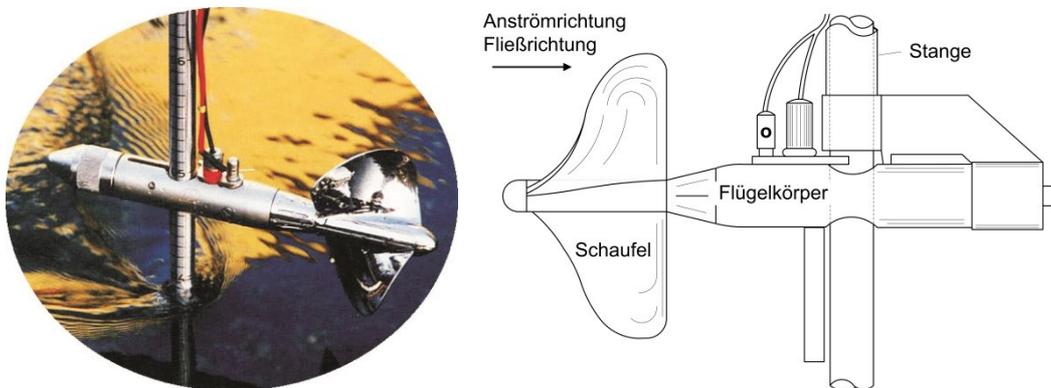


Abbildung 3: Foto und Skizze eines hydrometrischen Messflügels.

Sein Messprinzip beruht darauf, dass anströmendes Wasser die auf dem Flügelkörper aufgesteckte Schaufel zum Drehen bringt. Von der Anzahl der Umdrehungen pro Zeiteinheit kann auf die Geschwindigkeit des anströmenden Wassers geschlossen werden. Die Umdrehungszahl ist dabei nicht nur von der Geschwindigkeit des Wassers abhängig, sondern auch von der Form und dem Zustand des verwendeten Messflügels. Die Beziehung zwischen der Umdrehungszahl der Schaufel (Messung) und der Fließgeschwindigkeit des Wassers (Messergebnis) wird über eine Funktion beschrieben, die in der Kalibrierung ermittelt wird, die sogenannte Kalibriergleichung (siehe Abbildung 4).

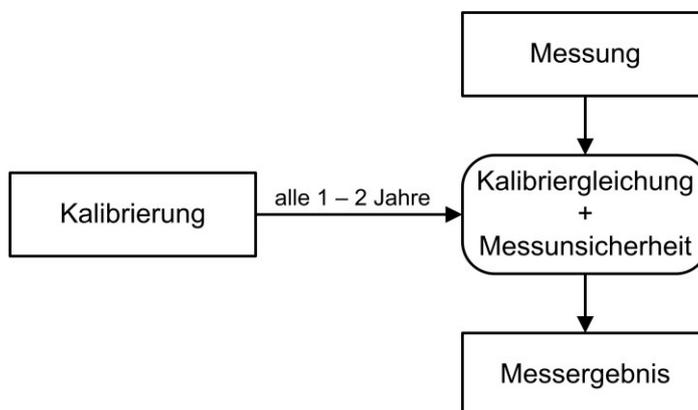


Abbildung 4: Lebensbahn eines hydrometrischen Geschwindigkeitsmessgerätes.

Die Kalibrierung eines Fließgeschwindigkeitsmessgerätes ist nur zeitlich begrenzt gültig, weil sich die Kalibrierbeziehungen aus unterschiedlichen Ursachen im Laufe der Zeit verändern (z.B. durch Abnutzung

des Gerätes). Daher sind Neukalibrierungen immer wieder notwendig und werden auch weltweit in vielen Normen gefordert. In den Normen variiert die Meinung, in welchem Zeitabstand Fließgeschwindigkeitsmessgeräte neu kalibriert werden müssen. Der Zeitabstand zwischen Kalibrierungen ist ja auch von der Häufigkeit der Benutzung und von der Bauart des Messgeräts abhängig. Der Internationale Standard ISO 2537 verlangt zum Beispiel, die Kalibrierung von Wassergeschwindigkeitsmessgeräten mit Rotor jährlich oder nach 300 Stunden Einsatz. In der Wasserkreislauberhebungsverordnung (BGBl. II Nr. 478/2006, Fassung vom 20.02.2015) steht geschrieben: "In angemessenen Zeitintervallen, alle ein bis zwei Jahre, sind die Kalibrierungen der Fließgeschwindigkeitsmessgeräte durch eine akkreditierte Kalibrierstelle zu wiederholen, damit die sich verändernden Geräteeigenschaften beim jeweiligen Messeinsatz bekannt sind. Die Dauer der Zeitintervalle zwischen den Kalibrierungen hängt von der Art und Häufigkeit der Verwendung und der Langzeitstabilität des jeweiligen Messgerätes ab."

Zur Beurteilung der Genauigkeit einer Messung ist die Auskunft über die Messgenauigkeit des Geräts notwendig. Bei jeder Kalibrierung werden die systematischen und die zufälligen Eigenschaften eines Fließgeschwindigkeitsmessgerätes bestimmt und damit neben der Kalibriergleichung auch seine Messunsicherheit. Dieser Punkt dient unter anderem auch der Erfüllung von Forderungen verschiedener europäischer und internationaler messtechnischer Organisationen und ihrem Ziel nach Vereinheitlichung auf diesem Gebiet.

3 KALIBRIERUNG UND QUALITÄTSMANAGEMENT

Die Kalibrierung von Fließgeschwindigkeitsmessgeräten ist die Hauptaufgabe der hydrometrischen Prüfung des Instituts für Wasserbau und hydrometrische Prüfung. Die Vorgangsweise bei der Kalibrierung von Fließgeschwindigkeitsmessgeräten folgt gesetzlichen und normativen Vorgaben und dem zur Sicherung von Transparenz und Weiterentwicklung der Kalibriertätigkeit geführten Qualitätsmanagement, um kontinuierlich eine kundeneffiziente, akkreditierte und somit international anerkannte Kalibriertätigkeit zu sichern. Die offizielle Bestätigung der Erfüllung dieser Vorgaben erfolgt durch die Akkreditierungsstelle „Akkreditierung Austria“. Die Kalibriertätigkeit der Abteilung hydrometrische Prüfung ist seit dem Jahre 2000 akkreditiert.

Das Verfahren zur Kalibrierung an der hydrometrischen Prüfung folgt der Norm ISO 3455. Dabei wird das zu kalibrierende Fließgeschwindigkeitsmessgerät auf einen Schleppwagen montiert und durch das stehende Wasser eines Kalibriertanks gezogen. Die Geschwindigkeit des Schleppwagens wird auch als Referenzgeschwindigkeit oder Bezugsnormal der hydrometrischen Prüfung bezeichnet. Während der Messfahrt wird die Reaktion des hydrometrischen Geschwindigkeitsmessgerätes auf diese Schleppgeschwindigkeit aufgezeichnet. Bei einem hydrometrischen Flügel zum Beispiel ist diese Reaktion die Anzahl der Schaufelumdrehungen pro Sekunde. Die Beziehung zwischen der Referenzgeschwindigkeit des Schleppwagens und der Reaktion des Geschwindigkeitsmessgerätes wird über die Kalibriergleichung beschrieben. Die ermittelte Kalibriergleichung und die zugehörige Messunsicherheit werden im Kalibrierschein an den Besitzer des Messgerätes weitergegeben.

Das Bezugsnormal der hydrometrischen Prüfung ist also die Geschwindigkeit des Schleppwagens, an dem die zu kalibrierenden Geräte durch den Wassertank gezogen werden. Dieses Bezugsnormal wird regelmäßig überprüft. Dazu wird durch den physikalisch technischen Prüfdienst des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen regelmäßig die Längenverkörperung und die Zeittaktung der Messanlage kalibriert. Dies ermöglicht die Rückverfolgbarkeit des Bezugsnormals für Fließgeschwindigkeitsmessgeräte auf die SI – Einheiten Länge und Zeit.

Zur weiteren Sicherung der Qualität von Kalibrierergebnissen werden Messfahrten wiederholt. Dabei zeigt sich bei der Kalibrierung qualitativ guter Fließgeschwindigkeitsmessgeräte, dass Messergebnisse sehr gut

wiederholbar sind und daher die Messunsicherheit aus der Kalibrieranlage eine untergeordnete Bedeutung hat. Auch Vergleichsversuche zwischen Labors (1987 und 2013) zeigen die konsistente und qualitative Arbeit der hydrometrischen Prüfung auf. Zudem ermöglicht die seit 2010 erneuerte Messanlage der hydrometrischen Prüfung eine sehr sensible und detaillierte Datenerfassung und Qualitätskontrolle.

Das Verfahren zur Kalibrierung von Messgeräten in der hydrometrischen Prüfung ist im Qualitätsmanagementhandbuch, genauer gesagt in der Standardverfahrensanweisung, niedergeschrieben (Abbildung 5).

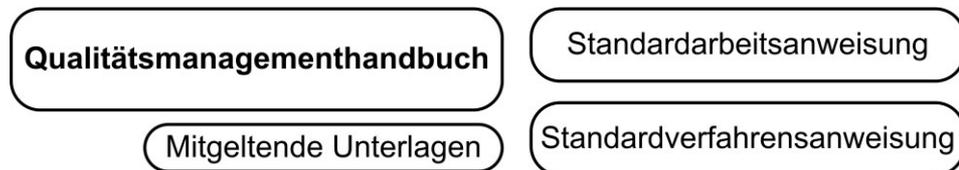


Abbildung 5: Tools zur Umsetzung des Qualitätsmanagements.

Das Qualitätsmanagementhandbuch enthält die Vorgaben für die Kalibriertätigkeit und das prozessorientierte Qualitätsmanagementsystem des Institutes für Wasserbau und hydrometrische Prüfung. Durch Umsetzung und Einhaltung der in diesem Handbuch festgeschriebenen Maßnahmen werden die Erfordernisse der Norm ISO/IEC 17025 erfüllt und als wesentliche übergeordnete Ziele angestrebt:

- Fehlervermeidung
- Aufrechterhaltung der guten fachliche Praxis
- Steigerung der Qualität und des Vertrauens in die Qualität der durchgeführten Kalibrierungen durch den Kunden
- umfassende und lückenlose Dokumentation um eine Nachprüfung von Ergebnissen zu ermöglichen

Das Qualitätsmanagementhandbuch enthält neben dem Hauptdokument die Standardarbeits-, die Standardverfahrensanweisung, und weitere mitgeltenden Unterlagen für die Kalibrierprozessoptimierung, die Fehlervermeidung und für die Transparenz der Tätigkeit der hydrometrischen Prüfung.

Der im Folgenden beschriebene Arbeitsablauf (siehe Abbildung 6) einer Kalibrierung eines hydrometrischen Fließgeschwindigkeitsmessgerätes folgt dem niedergeschriebenen Schema in der Standardarbeitsanweisung des Qualitätsmanagementhandbuchs des Instituts.

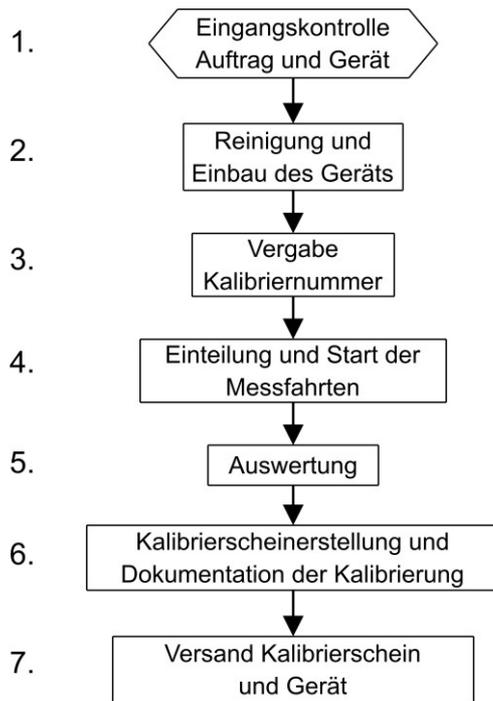


Abbildung 6: Ablauf einer Kalibrierung eines hydrometrischen Geschwindigkeitsmessgerätes am Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung.

1. Um im Vorhinein Missverständnisse und dadurch entstehende Verzögerungen zu vermeiden, werden bei jedem eingelangten Gerät der Auftrag und das Messgerät geprüft, und es wird festgestellt, ob die Kalibrierung theoretisch machbar ist.
2. Anschließend wird das zu kalibrierende Messgerät gereinigt und auf Mängel untersucht. Manche Mängel eines Gerätes werden erst während der Kalibrierfahrten sichtbar. Bei Mängeln, die eine Kalibrierung unmöglich machen, wird sofort der Kunde informiert und die weitere Vorgehensweise besprochen. Die Gebrauchsanweisung für das betreffende Gerät wird berücksichtigt, etwa entsprechendes Flügelöl verwendet oder notwendige Justierungen vor Kalibrierbeginn werden vorgenommen.
3. Für ihre Rückverfolgbarkeit erhält jede Kalibrierung eine eigene Kalibriernummer. Die Kalibriernummer ist fortlaufend und enthält das Jahr der Kalibrierung.
4. Die Kalibrierungsdurchführung erfolgt angepasst an die jeweiligen Eigenschaften des zu kalibrierenden Messgeräts. Beim hydrometrischen Flügel, dem häufigsten hydrometrischen Geschwindigkeitsmessgerät, sehen die Standardkalibrierungen der hydrometrischen Prüfung für Kleinflügel mindestens 17 Messwerte und für Universalflügel mindestens 20 Messwerte vor. Die Messfahrten sind über den Geschwindigkeitsbereich der Messgeräte verteilt, wobei der akkreditierte Messbereich der Kalibrieranlage Geschwindigkeiten von 2 cm/s bis 3,4 m/s umfasst.
5. Während der Messfahrten werden die Schleppgeschwindigkeit des Messwagens und die Reaktion des zu kalibrierenden Fließgeschwindigkeitsmessgerätes auf diese Schleppgeschwindigkeit aufgezeichnet und ausgewertet. Fehlfahrten, die aus unterschiedlichen Gründen auftreten können, werden für die Auswertung ausgeschieden und während der Kalibrierungsdurchführung durch Wiederholfahrten ersetzt. Sämtliche Vorgänge werden am Kalibrierprotokoll dokumentiert. Die Protokolle werden nach einem einheitlichen Schema geführt und archiviert.

Aus der Beziehung zwischen Schleppwagengeschwindigkeit, dem Bezugsnormal der hydrometrischen Prüfung, und Reaktion des zu kalibrierenden Messgerätes wird die Kalibriergleichung ermittelt. Dies ist in Abbildung 7 anhand eines Beispiels einer Kalibrierung eines hydrometrischen Messflügels dargestellt.

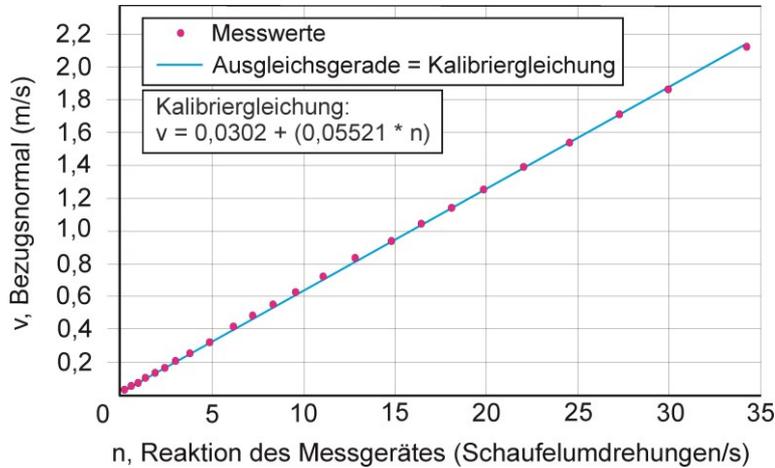


Abbildung 7: Beispiel einer Kalibrierbeziehung – Ermittlung der Kalibriergleichung.

Aus der Abweichung der Messwerte von der berechneten Ausgleichsgeraden werden die Messunsicherheit und die erweiterte Messunsicherheit mit einem Vertrauensbereich von 95 % berechnet. In Abbildung 8 findet sich als Beispiel wiederum der gleiche Messflügel.

Zu der Messunsicherheit aus der Geradenanpassung wird noch die Messunsicherheit aus dem Kalibriervorgang und der Messanlage addiert. Diese beträgt für die hydrometrische Prüfung 2 mm/s.

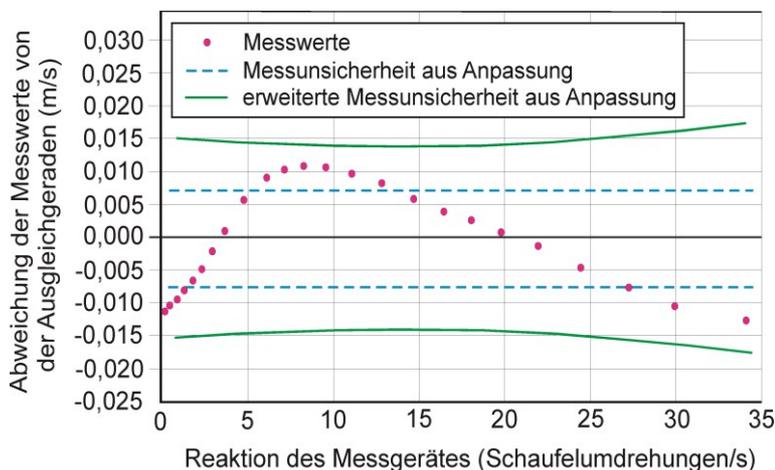


Abbildung 8: Beispiel für Abweichung der Messwerte von der berechneten Kalibrierbeziehung – Grundlage für die Ermittlung der Messunsicherheit.

6. Ein Kalibrierschein mit der ermittelten Kalibriergleichung und der zugehörigen Messunsicherheit wird erstellt. Sämtliche Vorkommnisse während der Kalibrierdurchführung werden in standardisierten Protokollen dokumentiert.
7. Schließlich werden der Kalibrierschein und das Messgerät an den Auftraggeber der Kalibrierung weitergegeben.

Neben technischen Vorgaben zur Kalibrierungsdurchführung wie der Wartezeiten zwischen den Messfahrten, dem Einbau des Fließgeschwindigkeitsmessgerätes in den Wassertank durch entsprechende Befestigung am Schleppwagen, sind im Qualitätsmanagementhandbuch auch Aufgaben, Befugnisse und Schulungen, der am Institut beschäftigten Personen festgelegt. Außerdem enthält es Festlegungen zu den Umgebungsbedingungen der Kalibrieranlage. So sichern z.B. die Hinweise „Zutritt zur Kalibrieranlage nur für Befugte“ und entsprechende Abgrenzungen vor Störungen durch Unbefugte. Es wird immer darauf geachtet, dass die Umgebungsbedingungen der Kalibrieranlage eine korrekte Durchführung der Kalibrierungen gewährleisten.

Das Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung stellt durch das Qualitätsmanagementsystem unter anderem sicher, dass

- die Abteilung hydrometrische Prüfung die Rückverfolgbarkeit von Messwerten von Fließgeschwindigkeitsmessgeräten mit besonderer Berücksichtigung der Messunsicherheit auf nationale und internationale Normale sicherstellt,
- die Funktionsfähigkeit des Managementsystems bei geplanten Änderungen und bei deren Umsetzung aufrechterhalten bleibt,
- geeignete Kommunikationsprozesse innerhalb der Kalibrierdienststelle eingeführt sind und dass eine entsprechende Kommunikation über die Wirksamkeit des Managementsystems stattfindet,
- die Aktualität und Übereinstimmung der Qualitätsmanagementdokumente mit den anwendbaren Anforderungen durch gegebenenfalls geänderte Dokumente sichergestellt ist,
- die Anforderungen der Norm ISO/IEC 17025 erreicht werden,
- das Qualitätsmanagementsystem kontinuierlich verbessert und seine Wirksamkeit nachgewiesen wird,
- die Qualitätsmanagementdokumentation kontinuierlich aktuell gehalten und bei Änderungsbedarf an Qualitätsmanagementdokumenten dieser zeitgerecht durchgeführt wird,
- alle Aufträge und ihre Durchführung sowohl auf technischer wie administrativer Seite kompetent, transparent, kundenorientiert und nachvollziehbar bearbeitet und dokumentiert werden,
- danach getrachtet wird, die allgemeinen Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien gemäß der Norm ISO/IEC 17025 einzuhalten, damit Harmonisierung und zwischenstaatliche Akzeptanz der Kalibrierergebnisse sichergestellt sind,
- allen befugten MitarbeiterInnen und ihren StellvertreterInnen die Qualitätsmanagementdokumentation bekannt ist und sie von Institutsleiter und Qualitätsmanagementverantwortlichen kontinuierlich mit dem Qualitätsmanagement vertraut gemacht werden, um aktiv mithelfen zu können, diese Grundsätze korrekt umzusetzen,
- die Leitung des Instituts und der Abteilung auf Änderungen relevanter Gesetze, Verordnungen und Normen achten, die das Qualitätsmanagement und/oder die fachliche Tätigkeit beeinflussen können, um ihre Kompetenz zu erhalten und um Gefahren und Risiken vorausschauend zu erkennen, zu bewerten und Maßnahmen zu deren Bewältigung zu setzen,
- auf Kundenwünsche, die das Qualitätsmanagement und/oder die fachliche Tätigkeit beeinflussen, prompt reagiert werden kann,
- ein niveauvoller technischer Standard als wesentliches Ziel der Qualitätspolitik des Instituts für Wasserbau und hydrometrische Prüfung erhalten bleibt.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Hydrometrische Geschwindigkeitsmessgeräte liefern wichtige Grundlagendaten für den Schutz vor Hochwässern (z.B. Umsetzung EU-Hochwasserrichtlinie), für die Errichtung von Wasserbauten, für die Bestimmung von Quellschüttungen, für den Wasserhaushalt aber in weiterer Folge auch für die Ermittlung von (Schad-)Stofffrachten in unseren Gewässern (z.B. Umsetzung Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan). Diese Daten haben nicht nur national eine große Bedeutung sondern auch im Zusammenhang mit grenzüberschreitenden Monitoringsystemen, Planungen und letztendlich konkreten Maßnahmen. Ein Beispiel dafür ist, dass das Wasser der österreichischen Donau sowohl bezüglich Menge als auch Inhaltsstoffe letztendlich durch alle Unterliegerstaaten bis zum Schwarzen Meer wirkt.

Der Bedeutung dieser Daten entsprechend werden von der hydrometrischen Prüfung Maßnahmen ergriffen, die die Qualität der Kalibrierung hydrometrischer Geschwindigkeitsmessgeräte sichern, verbessern und dokumentieren. Neben den im öffentlichen Dienst bestehenden Richtlinien, Gesetzen, Verordnungen, Normen, Vorgaben und Dienstanweisungen des Ministeriums wie etwa Datensicherheitsvorschriften oder die Benutzerrichtlinie für Computer-Arbeitsplätze, wird als weiteres Standbein für die Arbeitsqualität und Kundenorientierung das Qualitätsmanagement des Instituts für Wasserbau und hydrometrische Prüfung umgesetzt.

Ziel des Qualitätsmanagements ist es, die Tätigkeiten speziell der Fachabteilung hydrometrische Prüfung zu optimieren, ganz besonders auch im Interesse der Kunden. Eine wesentliche Aufgabe ist dabei, die Akkreditierung der hydrometrischen Prüfung sicherzustellen. Für die kundenorientierten Tätigkeiten, wie sie am Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung vorhanden sind, stellt die Akkreditierung der Kalibrierdienststelle die geeignetste Form dar, die Kompetenz zur Kalibrierung von hydrometrischen Geschwindigkeitsmessgeräten international nachzuweisen. National liefert die hydrometrische Prüfung direkt einen Beitrag zur Umsetzung der auf dem Wasserrechtsgesetz basierenden Wasserkreislaufehebungsverordnung, indirekt auch zur Umsetzung der Hochwasserrichtlinie und der Wasserrahmenrichtlinie der EU.

5 LITERATUR

IWB (2014): Qualitätsmanagementhandbuch. Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung des Bundesamts für Wasserwirtschaft.

Norm ISO/IEC 17025 (2005): Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien.

Norm ISO 2537 (2007): Hydrometry – Rotating-element current-meters.

Norm ISO 3455 (2007): Hydrometry – Calibration of current-meters in straight open tanks.

BGBl. II Nr. 478/2006, Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Erhebung des Wasserkreislaufes in Österreich (Wasserkreislaufehebungsverordnung – WKEV), Fassung vom 11.03.2015.

AUTORIN UND AUTOREN:

SILKE KAINZ,

ALMIR JATIC,

MARKUS URBANEK, Kontakt: OFFICE.IWB@BAW.AT

ENTWICKLUNGEN AN DER GRENZSTRECKE DER SALZACH ZWISCHEN BAYERN UND ÖSTERREICH AUS WASSERBAULICHER SICHT

Hengl M., Stephan U. – Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung

1 EINLEITUNG

DIE SALZACH BILDET ab der Mündung der Saalach nördlich der Stadt Salzburg die Grenze zwischen dem Freistaat Bayern und Österreich. Dieser Gewässerabschnitt war über viele Jahrzehnte durch eine stetig fortschreitende Sohleintiefung gekennzeichnet. Neben negativen Folgen für den Wasserbau einschließlich Hochwasserschutz hatte diese Entwicklung auch negative Auswirkungen auf die Gewässerökologie und großflächigen Aulandschaften in den Talräumen (WRS, 1995). Wasserbaulich von besonderer Bedeutung ist, dass der ursprüngliche Kiesfluss Salzach teilweise bereits in die tiefer liegenden geologischen Schichten mit sehr feinkörnigem Untergrund vorgedrungen war, was den Eintiefungsprozess teilweise noch beschleunigt hat. Aufbauend auf vorausschauenden, intensiven Planungsprozessen, die die jeweils neuesten Entwicklungen der Wissenschaft nutzten, zeigen erste Sohlstabilisierungsmaßnahmen positive Wirkungen (Hengl et al., 2012). Auch wenn heute verschiedene Konzepte zur Sanierung der Salzach vorliegen, ist der Planungsprozess nicht als abgeschlossen zu betrachten, da in Abhängigkeit von den zukünftigen Entwicklungen (Geschiebehaushalt im Einzugsgebiet, tatsächlich auftretenden Hochwässern, Erfahrungen mit den bisher gesetzten Maßnahmen) mit notwendigen Adaptierungen zu rechnen sein wird. Nachfolgend werden kurz die Charakteristik des Gewässers und der Planungsprozess dargestellt. Der Schwerpunkt liegt auf der Darstellung der sohlmorphologischen Entwicklung sowohl vor als auch mit Umsetzung der Maßnahmen einschließlich eines Vergleichs zu den Prognosen aus den Planungen.

2 KURZCHARAKTERISTIK DES GEWÄSSERS

Die folgende Kurzcharakteristik baut auf Daten aus WRS (1995) und WRS (2000a) auf. Der engere Planungsraum erstreckt sich von der Mündung der Saalach (Salzach km 59,3) bis vor der Mündung in den Inn (Rückstau des Innkraftwerks Simbach/Braunau bis km 12,0). Auf diesem Abschnitt nimmt das Einzugsgebiet der Salzach von ca. 5 830 km² auf ca. 6 650 km² zu (im Mittel ca. 17 km² pro Fluss-km). Die Abflussverhältnisse sind kurz gekennzeichnet durch einen mittleren Jahresabfluss von $MQ = 250 \text{ m}^3/\text{s}$ und den Hochwässern $HQ_1 = 1\,130$ bzw. $HQ_{100} = 3\,100 \text{ m}^3/\text{s}$ (jeweils Pegel Laufen). Der gesamte Untersuchungsabschnitt lässt sich in 4 Talräume gliedern. Dies sind in Fließrichtung von Süden nach Norden ein ca. 10 km langer Abschnitt im Freilassinger Becken, die ca. 9 km lange Laufener Enge, das ca. 18 km lange Tittmoninger Becken sowie eine etwa 10 km lange Strecke in der Nonnreiter Enge (siehe Abbildung 1). Die Beckenlandschaften sind mehrere Kilometer breit und in großen Bereichen Natura 2000 Schutzgebiete.

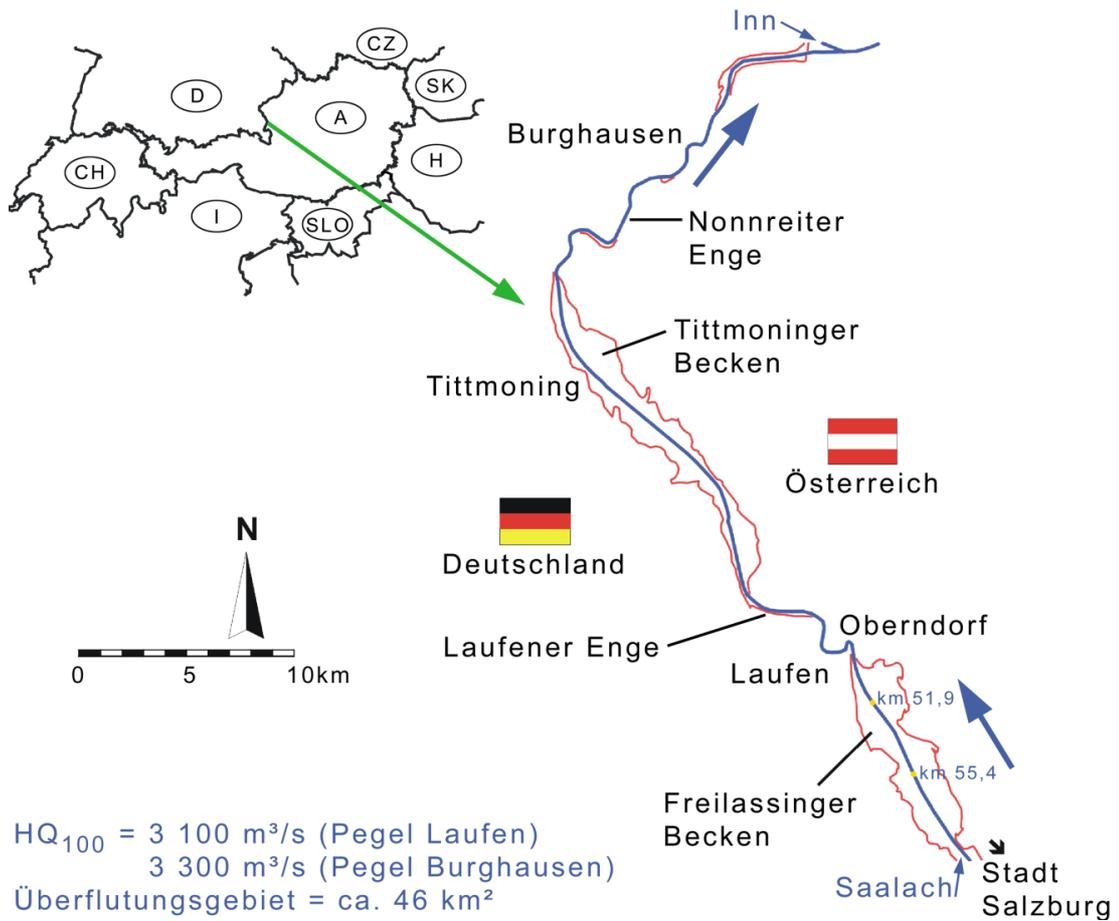


Abbildung 1: Übersicht zum Planungsraum mit Überflutungsflächen bei HQ_{100} (vor Beginn der Sanierungsmaßnahmen).

Für die soilmorphologische Entwicklung entscheidend sind der Geschiebehaushalt mit geschätzt ca. 20 000 bis 40 000 m^3/Jahr an Eintrag und ca. 100 000 m^3/Jahr an Austrag. Dieses Defizit von ca. 60 000 bis 80 000 m^3/Jahr führt in der im Mittel ca. 100 m breiten Salzach zu einer mittleren Sohlintiefung von rund 1,5 cm/Jahr, die aber über die Länge unterschiedlich verteilt ist, wie im Kapitel 4 noch näher erläutert wird.

3 PLANUNGEN UND UMSETZUNGEN

Der Planungs- und Umsetzungsprozess lässt sich in größere Hauptschritte gliedern, die in Tabelle 1a und b, gemeinsam mit den großen Hochwasserereignissen in diesem Zeitraum als Übersicht dargestellt sind.

TABELLE 1A: ZEITLEISTE VON 1990 BIS FRÜHJAHR 2010 ZU DEN WESENTLICHSTEN PLANUNGS- UND UMSETZUNGSSCHRITTEN SOWIE GROSSE HOCHWASSEREREIGNISSE.

Zeit	Arbeitsschritt
1990	Beginn der Wasserwirtschaftlichen Rahmenuntersuchung Salzach (WRS)
1995	Bericht der WRS zu Phase I: Bestandsanalyse und Phase II: Maßnahmenplanung, Beginn der Entwicklung konkreter Lösungsvorschläge
2000	Abschluss der WRS mit 12 Fachberichten (Vorschlag von zwei Basisvarianten und einer Kombinationsvariante als Lösungsvorschläge)
2001	Beginn der Arbeiten für die Durchführung eines Raumordnungsverfahrens (ROV) auf bayerischer Seite
12. August 2002	Hochwasser mit Sohldurchschlag¹ im Freilassinger Becken (Scheitel Pegel Laufen 3 000 m³/s, HQ₁₀₀ = 3 100 m³/s)
2003	Abschluss des ROV in Bayern mit Landesplanerischer Beurteilung (Stellungnahmen von Salzburg und Oberösterreich wurden eingearbeitet).
2003 bis 2004	Risikoanalyse betreffend weitere Entwicklung der Salzachsohle nach dem Hochwasser 2002
2003 bis 2005	Umsetzungskonzept betreffend Abfolge der Einzelmaßnahmen zu den Lösungsvorschlägen der WRS
2005 bis 2006	Planung Bauabschnitt I: Sicherung Laufen-Oberndorf (Offenes Deckwerk) und Rampe Fluss-km 51,9 im Freilassinger Becken mit Begleitmaßnahmen inkl. Feststellungsverfahren betreffend UVP Salzburg.
2007 bis 2008	Planung Bauabschnitt II (Rampe 55,4 im Freilassinger Becken mit Begleitmaßnahmen)
Winter 2008/2009	Umsetzung Offenes Deckwerk in der Laufener Enge als Teil des Bauabschnitts I
2009	Beginn Rückverlegung Hochwasserdamm im Bereich Fridolfing (Tittmoninger Becken) auf ca. 4,7 km Länge (Fertigstellung Frühjahr 2012)
2009 bis Frühjahr 2010	Umsetzung der Rampe bei Fluss-km 51,9 mit Begleitmaßnahmen wie z.B. Entfernung der Ufersicherung auf beiden Seiten flussab bis zur Laufener Enge

¹ Sohldurchschlag bedeutet, dass die Flusssohle wesentlich feinkörnigere Schichten im Untergrund erreicht und damit kurzfristig viel Material abgetragen wird. Die Eintiefung der Sohle nimmt damit schlagartig zu. Es entstehen tiefe Rinnen und große Kolke in der Sohle.

TABELLE 1B: ZEITLEISTE AB FRÜHJAHR 2010 BIS 2015 ZU DEN WESENTLICHSTEN PLANUNGS- UND UMSETZUNGSSCHRITTEN SOWIE GROSSE HOCHWASSEREREIGNISSE.

Zeit	Arbeitsschritt
3. Juni 2010	Hochwasser mit weiteren Sohldurchschlägen (Scheitel Pegel Laufen 2 580 m³/s, HQ₃₀ = 2 530 m³/s)
2010 bis 2011	Entwicklung von Optimierungsvorschlägen zur Rampe Fluss-km 55,4 nach den durch das Hochwasser vom Juni 2010 ausgelösten weiteren Eintiefungen
2011	Beginn der Variantenuntersuchung zur Variantenentscheidung für das Tittmoninger Becken und die Nonnreiter Enge auf Basis der Lösungsvorschläge der WRS sowie zwei Varianten mit Energienutzung
Juli 2012	Beginn des Flussdialogs Untere Salzach für weitere Maßnahmen im Freilassinger Becken (inklusive möglicher Nutzung Wasserkraft als Ersatz für die Rampe Fluss-km 55,4) – Auftaktveranstaltung
Winter 2012/2013	Aufweitung der Salzach flussauf der Rampe Fluss-km 51,9 im Freilassinger Becken und Zugabe des dabei anfallenden Geschiebes in die Salzach sowie erforderliche Hochwasserschutzmaßnahmen umsetzen
2. Juni 2013	Hochwasser mit weiteren Sohldurchschlägen (Scheitel Pegel Laufen 3 570 m³/s, HQ₁₀₀ = 3 100 m³/s)
Juli 2013	Abschlussworkshop zum Flussdialog Untere Salzach
Anfang 2015	Abschluss Variantenuntersuchung für das Tittmoninger Becken und die Nonnreiter Enge (nach Optimierung der Varianten aus der WRS sowie Einbeziehung einer weiteren flussbaulichen Variante („Verzweigter Fluss“) und von zwei Wasserkraftlösungen). Zusätzlich erfolgte eine Studie zur Wirkung der Retentionsräume in der gesamten Grenzstrecke der Salzach.
ab 2015	in weiterer Folge ist geplant auf zwischenstaatlicher Ebene die weiteren Maßnahmen zu entscheiden. Weiters werden erforderliche Datenerhebungen wie z.B. das Monitoring der Gewässerentwicklung und darauf aufbauende Analysen zu erforderlichen Anpassungen der Planungen weitergeführt.

Den größten Zeitraum und gleichzeitig Arbeitsumfang nahm die im Auftrag der zwischenstaatlichen „Ständigen Grenzgewässerkommission nach dem Regensburger Vertrag“ durchgeführte Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach ein. Ergebnis dieser Untersuchung waren drei flussbauliche Lösungsvarianten, die aus 16 grundsätzlich denkbaren Lösungsansätzen abgeleitet wurden. Die wesentlichen Inhalte der sowohl wasserbaulichen als auch ökologischen Sanierungsmaßnahmen wurden dabei in unserem Institut entwickelt. Im Zuge der Planungen wurden die neuesten Erkenntnisse von Wissenschaft und Forschung genutzt. So wurden beispielsweise erstmals ein zweidimensionales numerisches Strömungsmodell und zwei eindimensionale Geschiebetransportmodelle mit fraktioniertem Transport in einem derart großen Planungsraum verwendet. Diese Modelle wurden während des Planungsprozesses auf Grund von Erkenntnissen aus dem praktischen Einsatz weiter entwickelt. Zwei physikalische Modellversuche lieferten Informationen zur Machbarkeit von geplanten Aufweitungen und eigendynamischen Gewässerentwicklungen, ausgehend von wasserbaulichen Initialmaßnahmen.

Weitere wesentliche Schritte betrafen die Durchführung von Rechtsverfahren auf genereller Ebene in Bayern und Österreich um die grundsätzliche Vereinbarkeit der Planungen mit den rechtlichen Rahmenbedingungen von den Behörden bestätigt zu bekommen (Raumordnungsverfahren in Bayern, Umweltverträglichkeitsprüfung in Salzburg). Darauf aufbauend wurden Detailpläne für die ersten

Maßnahmen erstellt und die dafür erforderlichen rechtlichen Einzelgenehmigungen auf beiden Seiten der Grenze eingeholt.

Große Hochwasserereignisse (August 2002, Juni 2010 und zuletzt Juni 2013) mit umfangreichen Eintiefungen im Freilassinger Becken infolge Sohldurchschlags (siehe auch Kap. 4) erforderten Anpassungen in den ursprünglichen Planungskonzepten um die anfänglichen Ziele der Planung zu erreichen. Diese Ziele sind neben Sohlstabilisierung und Hochwasserschutz das Erreichen des guten Zustands der Salzach gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, der Schutz bzw. die Verbesserung der Auenökologie insbesondere in den Natura 2000 Gebieten sowie die Umsetzung aller Maßnahmen auf Basis eines gesicherten Entwicklungs- und nachhaltigen Bewirtschaftungskonzepts. Das letztgenannte Teilziel beinhaltet auch den effizienten Einsatz öffentlicher Geldmittel und eine möglichst umweltschonende Umsetzung ausgehend von Initialmaßnahmen und anschließende eigendynamische Entwicklung mit der Kraft des Wasser die bei Bedarf durch weitere Lenkungsmaßnahmen unterstützt wird.

Der erste Umsetzungsschritt zur Stabilisierung der Gewässersohle erfolgte im Winter 2008/2009 mit der Errichtung eines sogenannten Offenen Deckwerks von Fluss-km 46,1 bis 45,7 in der Laufener Enge. Mit dieser Maßnahme werden die Siedlungsbereiche von Laufen und Oberndorf, die ein besonders hohes Schadenspotential aufweisen gesichert. Das Offene Deckwerk besteht aus einzelnen 60 bis 100 kg schweren Steinen, die locker verteilt auf die Gewässersohle gelegt werden (Abbildung 2). Rechnet man die Steine als Kugeln, haben diese einen mittleren Durchmesser von 0,37 m und bedecken 40 % der Gewässersohle. Damit ist die Sohle nicht wie bei einem Deckwerk oder einer Rollierung dicht mit Steinen belegt. Zwischen den Steinen bleibt ein gewässerökologisch wichtiger freier Schotterlückenraum.



Abbildung 2: Offenes Deckwerk in der Laufener Enge (Bauzustand vor Flutung), Foto: Land Salzburg.

Im zweiten Umsetzungsschritt wurde von 2009 bis Frühjahr 2010 eine aufgelöste Rampe bei Fluss-km 51,9 im Freilassinger Becken errichtet. Dieses Bauwerk soll als Initialmaßnahme flussauf einen eigendynamischen Sohlhebungsprozess auslösen, der einerseits die Sohldurchschlagsgefahr reduziert und andererseits über Hebung des Wasserspiegels sowohl die Grundwasserverhältnisse als auch die Auenökologie verbessert. Durch die Sohlhebung wird flussauf vorübergehend Geschiebe zurück gehalten.

Um das damit verbundene temporäre Geschiebedefizit in der flussab anschließenden Strecke auszugleichen, wurden an beiden Ufern die Sicherungen entfernt und eine eigendynamische Verbreiterung der Salzach initiiert (Abbildung 3). Dieses Konzept der Weichen Ufer dient neben der Sohlstabilisierung durch vorübergehende Geschiebemobilisierung und nachhaltige Sohlverbreiterung auch der Verbesserung der Gewässerökologie.



Abbildung 3: Weiche Ufer bei Fluss-km 51,6 im Sommer 2012, Foto: BAW-IWB.



Abbildung 4: Rampe bei Fluss-km 51,9 nach dem Hochwasser vom Juni 2013, Foto: BAW-IWB.

Die ersten Erfahrungen zeigen, dass die Maßnahme sowohl wasserbaulich als auch ökologisch wirksam sind (Hengl, et al., 2012). Die aufgelöste Rampe hat das über dem 100-jährlichen Hochwasser liegende Ereignis vom Juni 2013 schadlos überstanden (Abbildung 4).

Alle Sanierungsmaßnahmen werden durch das laufende Monitoringkonzept für die Sohle der Salzach, das regelmäßig die Vermessung von Flussquerprofilen vorsieht beobachtet. Zusammen mit den aus der WRS vorhandenen Erfahrungen zur Geschiebetransportmodellierung steht ein Wissenspool zur Verfügung, der es erlaubt mittels vorausschauender Prognosen die möglichen Sanierungsmaßnahmen an die aktuelle Gewässerentwicklung anzupassen. Die Anpassung von Maßnahmen wird immer wieder erforderlich sein, da in den Planungen Prognosen nur auf Grundlage von bisher beobachteten Abflussereignissen erfolgen können, nicht aber mit den noch unbekanntem Abflüssen der Zukunft. Weiters bestehen große Unsicherheiten betreffend des zukünftigen Geschiebeeintrags in die Untersuchungsstrecke aus der Saalach und dem Oberlauf der Salzach. Aus diesem Grund wurde im gesamten Planungsprozess darauf geachtet, dass alle vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen adaptierbar sind, das heißt an die tatsächlichen Entwicklungen angepasst werden können. Am Beispiel des Offenen Deckwerks in der Laufener Enge erklärt bedeutet dies, dass im ersten Schritt nur ein Teil der gesamten Maßnahme umgesetzt wurde. Vorausschauend festgelegte Grenzwerte zeigen an, wann weitere Schritte zu setzen sind. Dazu liefert das jährliche Monitoring Informationen zum Abstand der Sohle von den Grenzwerten um rechtzeitig die erforderlichen Detailplanungen einschließlich rechtlicher Genehmigungen für Zusatzmaßnahmen durchführen zu können. Bei günstiger Sohlentwicklung kann es sein, dass die im Gesamtkonzept vorgesehene Verlängerung des Offenen Deckwerks in Richtung flussauf nicht erforderlich wird und damit die dafür vorgesehenen Kosten gespart werden können. Analoge Konzepte sind bei allen anderen wasserbaulichen Sanierungsmaßnahmen vorgesehen.

4 SOHLMORPHOLOGIE

Die Entwicklung der Sohlmorphologie wird nachfolgend anhand charakteristischer Teilabschnitte und Kenngrößen sowie in Zusammenhang mit Hochwasserereignissen und flussbaulichen Maßnahmen beschrieben. Aus den Daten der letzten Jahre ist zu erkennen, dass die bisher umgesetzten Maßnahmen eindeutig einen Beitrag zur Stabilisierung der Salzachsohle leisten. Für eine dynamisch stabile Salzach auf der gesamten Strecke ist allerdings die Umsetzung weiterer sohlstützender Maßnahmen erforderlich. Aus wasserbaulicher Sicht ist es wichtig, dass in den sohldurchschlagsgefährdeten Bereichen ausreichend dicke Kiesschichten vorhanden sind, die den feinkörnigen Untergrund vor Erosion schützen. Weiters muss ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Flussbreite, Sohlgefälle und Geschiebeeintrag gegeben sein. Das heißt langfristig gesehen muss der Geschiebeeintrag in die Untersuchungsstrecke am oberen Rand gleich dem Austrag am unteren Rand sein. Umlagerungszonen mit dynamischen beweglichen Ufern und größere Sohlbreiten als heute liefern einen wertvollen Beitrag um kurzfristige Ungleichgewichte, ausgelöst z.B. durch große Hochwässer, ausgleichen zu können.

Abbildung 5 zeigt anhand einer Differenzendarstellung die Entwicklung der mittleren Sohle in den vier Talräumen der Salzach. Am markantesten ist die Eintiefung im Freilassinger Becken (2,23 m in 60 Jahren bzw. 3,7 cm/Jahr). Die anschließenden Abschnitte erhalten durch die Eintiefung der flussauf gelegenen Strecke mehr Geschiebe und weisen damit eine geringere Erosion auf. So ist z.B. die Nonnreiter Enge seit 1975 mit 6 cm Eintiefung in 38 Jahren nahezu stabil. Im Freilassinger Becken ist der Sohldurchschlag beim Hochwasser 2002 an der plötzlich zunehmenden Eintiefung gut zu erkennen. Mit der Umsetzung der bisherigen Sohlstützungsmaßnahmen ab 2008 ist der Erosionstrend im Freilassinger Becken und in der Laufener Enge zumindest vorerst gestoppt. Interessanterweise zeigen aber auch das Tittmoninger Becken und die Nonnreiter Enge zwar eine kleine Eintiefung nach dem Hochwasser 2010, diese ist aber nach dem Hochwasser 2013 wieder verschwunden. Ob dies ein längerfristiger Trend oder nur ein kurzfristiger Effekt durch die Mobilisierung von sehr viel Geschiebe im Einzugsgebiet beim Hochwasser 2013 ist, werden die weiteren Messungen zeigen.

ENTWICKLUNGEN AN DER GRENZSTRECKE DER SALZACH

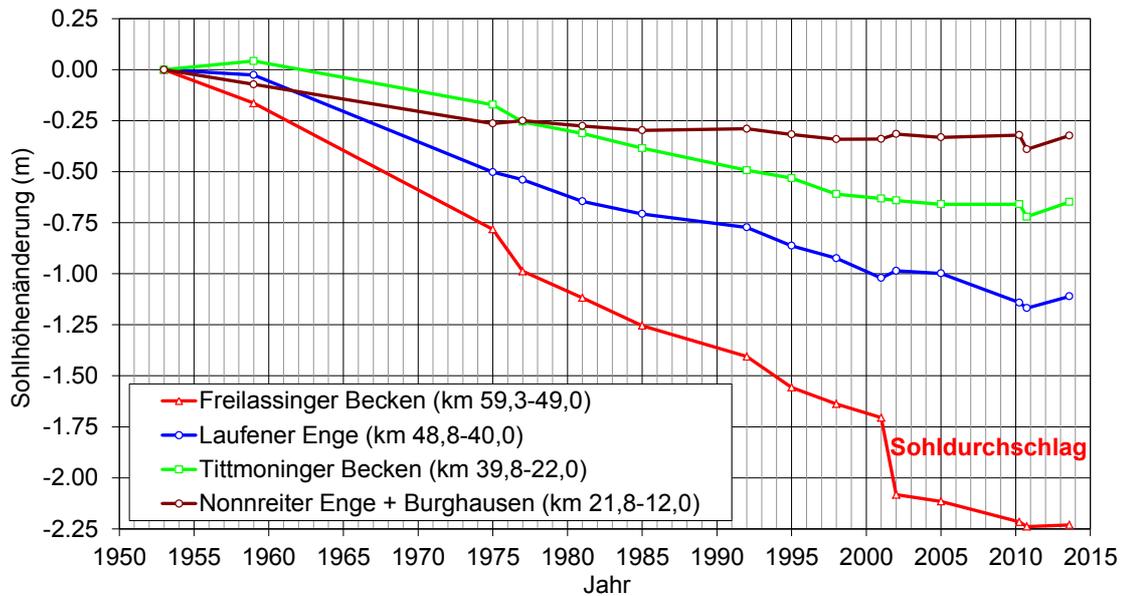


Abbildung 5: Entwicklung der mittleren Sohle in den vier charakteristischen Flussabschnitten von 1953 bis nach dem Hochwasser 2013.

Die Wirkung der sohlstützenden Maßnahmen ist anhand von Abbildung 6 zu sehen. Sowohl flussab als auch flussauf der Rampe bei Fluss-km 51,9 ist eine deutliche Sohlhebung zu erkennen. Weiter flussauf im Bereich der Saalachmündung tieft sich die Sohle aber zumindest temporär weiter ein, da die Stützwirkung der Rampe begrenzt ist und hier weiterhin Sohldurchschläge stattfinden. Sobald die Gewässersohle die Grenze zum Seeton durchschnitten hat, läuft die Eintiefung deutlich schneller als in den Jahren zuvor (siehe auch Abbildung 7). Die Sohle in der Laufener Enge wird durch das Offene Deckwerk stabil gehalten. Eine Sohlhebung ist hier wegen des Hochwasserschutzes für die Siedlungsgebiete nicht möglich. Die bisher gesetzten Maßnahmen zeigen damit klar die gewünschte Wirkung.

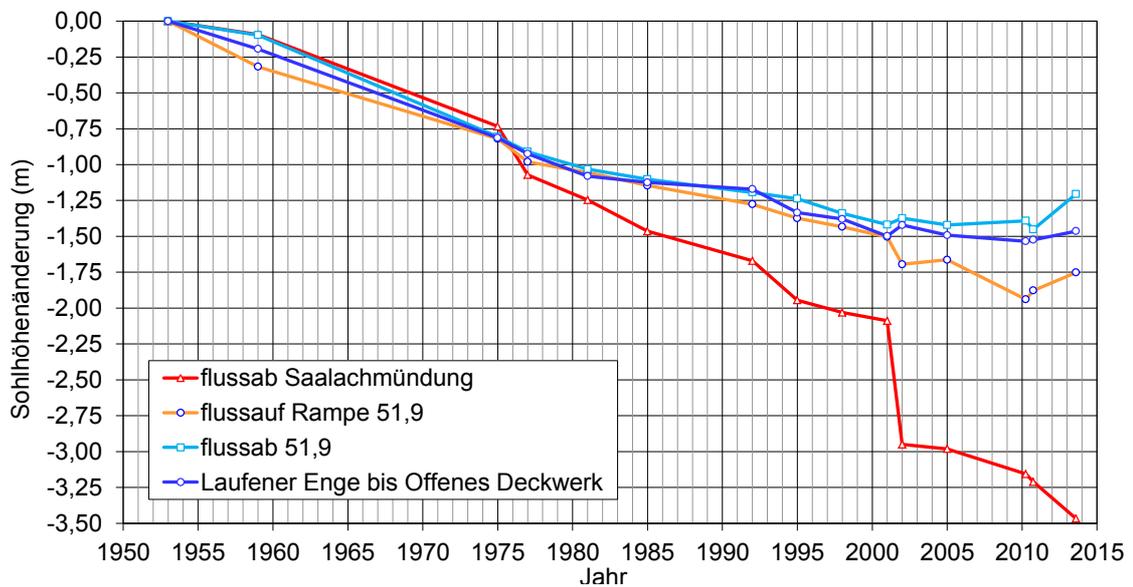


Abbildung 6: Entwicklung der mittleren Sohle in drei stabilisierten Flussabschnitten und Sohldurchschlagsbereich flussab der Saalachmündung.

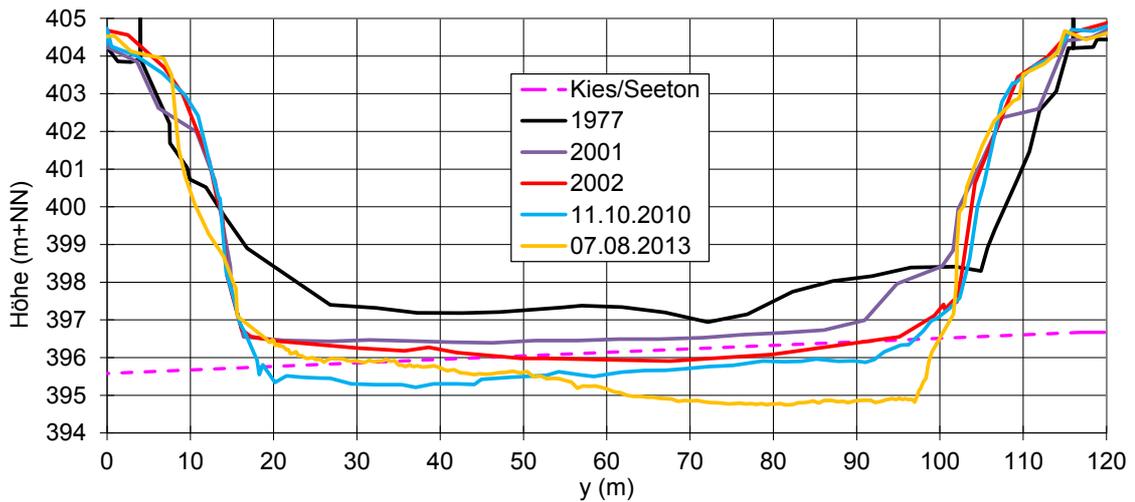


Abbildung 7: Querprofil Fluss-km 56,8 im Freilassing Becken als Beispiel für die Eintiefung infolge Sohldurchschlag ab 2002.

In der Wasserwirtschaftlichen Rahmenuntersuchung Salzach wurden mit dem Geschiebetransportmodell MORMO (WRS, 2002) unter anderem Prognosen für die Sohlentwicklung ohne weitere Maßnahmen erstellt. In Abbildung 8 sind diese Prognosen, die mit der Sohlage 1995 starten mit den Messungen verglichen. Zusätzlich ist eine Abschätzung der möglichen Sohlentwicklung aus dem Jahr 2003 (nach dem Hochwasser 2002) bis 2006 enthalten. Da Geschiebetransportmodelle selbst heute und damit 20 Jahre später Sohldurchschlagsbereiche nicht zuverlässig modellieren können, ergeben sich nach dem Hochwasser 2002 zwangsläufig Abweichungen zwischen Messung und Prognose, die eine durchgehende Geschiebesohle voraussetzt. Die Prognose enthält auch nur Abflüsse aus dem Zeitraum 1951 bis 1995. Damit fehlen die damals unbekannteren Extremereignisse 2002 und 2013. Weiters sind in den Messungen 2010 bereits die Stabilisierungsmaßnahmen enthalten. Die Grafik zeigt auch, dass die nach dem Hochwasser 2002 erwartete extreme Eintiefung flussab der Saalachmündung tatsächlich nicht stattgefunden hat. Der Eintiefungstrend verläuft wieder ähnlich wie vor dem Hochwasser, ungefähr parallel zur ursprünglichen Prognose.

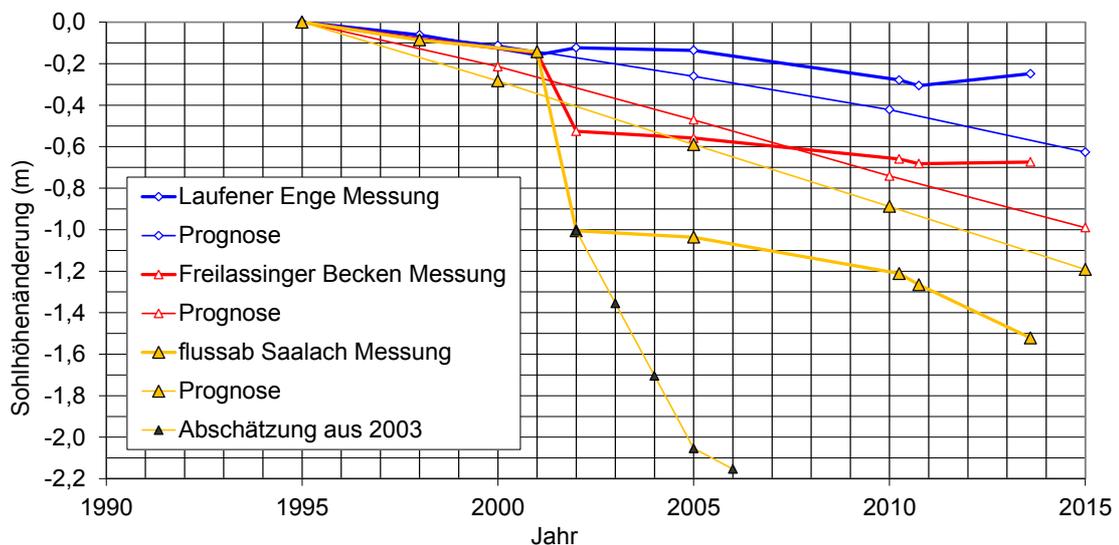


Abbildung 8: Vergleich von Messungen und Prognosen für charakteristische Flussabschnitte.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Wie die aktuellen Daten zeigen, ist es mit ersten flussbaulichen Maßnahmen gelungen den seit über hundert Jahren andauernden Eintiefungstrend punktuell zu stoppen und teilweise die Gewässersohle wieder anzuheben. Diese Maßnahmen basieren auf einem intensiven und sehr detaillierten Planungsprozess, der möglichst umfassend alle Aspekte und Interessen sowohl im Planungsraum als auch im Einzugsgebiet berücksichtigt. Wesentliche Aspekte dabei sind der Schutz vor der Naturgefahr Wasser, die Verbesserung des ökologischen Gewässerzustands sowie der Erhalt bzw. auch Verbesserung der Biodiversität in den angrenzenden Auen. Bei der Planung von Sanierungsmaßnahmen wurde immer darauf geachtet die neuesten wissenschaftlichen Entwicklungen in die wasserbaulichen Methoden und Modelle einfließen zu lassen. Dies insbesondere um nachhaltige Lösungen zu erhalten, die an mögliche zukünftige Entwicklungen im Einzugsgebiet (z.B. Veränderung des Geschiebehaltungs aber auch Veränderung der Abflüsse infolge Klimawandel) möglichst gut anzupassen sind. Die bisher gesetzten Maßnahmen können den Eintiefungstrend nur in Teilbereichen stoppen. Für eine Gesamtsanierung sind noch etliche weitere Schritte erforderlich. Dazu ist aber mit den bisherigen Planungen ein ausgezeichnetes Fundament gelegt. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass weitere Eintiefungen in den nicht stabilisierten Bereichen das Erreichen der gesteckten Ziele (gewünschten Sohlhöhe) von Jahr zu Jahr erschweren, langfristig gesehen sogar verunmöglichen. Bei eigendynamischer Entwicklung dauert die Zielerreichung länger. Falls dies nicht gewollt ist, müsste Geschiebe mit LKW zugeführt werden.

Aus wasserbaulicher Sicht sind weitere Sanierungsschritte in Abhängigkeit von den zukünftigen Sohlentwicklungen so zu setzen, dass die bisher umgesetzten Maßnahmen weiter gut funktionieren und unter Beachtung des Geschiebehaltungs eine dynamische Stabilisierung der Gewässersohle gelingt. Damit würde die Flusssohle bei extremen Hochwässern eine Pufferwirkung aufweisen um Sohldurchschläge wie in der Vergangenheit zu vermeiden. Gleichzeitig wäre die vermehrte Dynamik ein positiver Beitrag für die Fließgewässerökologie und damit für den derzeit sowohl in Bayern als auch in Österreich nach Wasserrahmenrichtlinie nicht gegebenen guten Zustand der Salzach.

6 LITERATUR

Hengl M. et al. (2012): Eigendynamische Aufweitungen an der Unteren Salzach - vom Konzept bis zu den ersten Erfahrungen. Österr. Wasser und Abfallwirtschaft, Heft 7-8/12, S 401-410. DOI 10.1007/s00506-012-0009-7.

WRS (1995): Bericht zu Phase I: Bestandsanalyse. Stand der Untersuchung zu Phase II: Maßnahmenplanung Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München.

WRS (2000a): Zusammenfassende Darstellung und Bewertung der Lösungsvarianten. Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.

WRS (2000b): Untersuchungen zur Flußmorphologie der Unteren Salzach. Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München.

WRS (2002): Geschiebetransportmodellierung. Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.

AUTORIN UND AUTOR:
MICHAEL HENGL,
URSULA STEPHAN, Kontakt: OFFICE.IWB@BAW.AT

AQUAKULTUR IN WARMWASSER-KREISLAUFANLAGEN – NEUE HERAUSFORDERUNGEN

Bauer Ch. – Ökologische Station Waldviertel

DIE AQUAKULTUR IN GESCHLOSSENEN WARMWASSER-KREISLAUFANLAGEN ist zwar weltweit bereits seit langem etabliert, in Österreich schickt sich diese Technologie jedoch gerade erst an Fuß zu fassen. Ob sich ein breiter Markt für Fische und Fischprodukte aus diesen Anlagen entwickeln wird und ob sich diese Technologie, abseits von Nischen, wirtschaftlich auf Dauer behaupten wird können, muss sich daher erst zeigen.

Unabhängig davon ist es jedoch geboten, entsprechendes Wissen über diese Technologie zu sammeln und zu erarbeiten. Neben der notwendigen fachlichen Integration in der Aus- und Weiterbildung dient die Arbeit der Ökologischen Station auch als Basis für eine Expertise für die öffentliche Hand. Darüber hinaus zielt die Strategie Aquakultur 2020 des BMLFUW auf eine Erhöhung der heimischen Fischproduktion ab, was auch die Warmwasser-Kreislaufanlagen (Abbildung 1) umfasst. In diesem Bereich wird eine Erhöhung der Produktion von derzeit ca. 150 t auf 500 t pro Jahr angestrebt.



Abbildung 1: Moderne Kreislaufanlage zur Fischproduktion.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Die technische und biologische Herausforderung den Fischen ein optimales Umfeld zu bieten, hängt eng mit der jeweiligen Art zusammen. Der Afrikanische Raubwels (*Clarias gariepinus*, Abbildung 2) oder die Tilapia (*Oreochromis sp.*, Abbildung 3) eignen sich beispielsweise gut für die Produktion in Kreislaufanlagen und sind für den Produzenten eine vergleichsweise kleine Herausforderung.

Bei anderen Fischarten ist ein höheres technisches und fachliches Niveau für die erfolgreiche Produktion notwendig. Man darf auch nicht vergessen, dass erfolgreich produzierte Fische auch verkauft werden wollen. Vor allem in der Direktvermarktung darf man diesen Aspekt nicht unterschätzen. Der Arbeitsaufwand Produktion zu Verarbeitung & Marketing beträgt etwa 1:3.

Ökonomisch sind Kreislaufanlagen eine Herausforderung, da die produzierten Fische auch zu vernünftigen Preisen verkauft werden müssen und die Großhandelspreise in der Regel zu niedrig sind. Die besten Chancen dürften regionale Konzepte mit Direktvermarktung sowie gemeinschaftliche bzw. arbeitsteilige Ansätze haben.

Obwohl derzeit in Österreich nur ca. fünf Warmwasser-Kreislaufanlagen operativ tätig sind und zwar überwiegend im Burgenland und in Niederösterreich, bemüht sich das Bundesamt für Wasserwirtschaft des entsprechende fachliche Wissen aufzubauen um zumindest die Grundlagen dieser Produktionstechnologie im Rahmen der Aus- und Weiterbildung sowie der Beratung abdecken zu können. Auf der Homepage des BAW steht eine kurz Informationsbroschüre zur Aquakultur in Warmwasser-Kreislaufanlagen zum Herunterladen zur Verfügung: bit.ly/1GeLT0t.



Abbildung 2: Der Afrikanische Raubwels (*Clarias gariepinus*), ein geeigneter Kandidat für die Haltung in Kreislaufanlagen. Quelle: von W.A. Djatmiko (Eigenes Werk) [CC BY-SA 3.0], via Wikimedia Commons



Abbildung 3: Buntbarsche v.a. Tilapia (*Oreochromis sp.*) eignen sich ebenfalls für die Produktion in Kreislaufanlagen. Quelle: von Takeaway (Eigenes Werk) [CC BY-SA 3.0], via Wikimedia Commons.

Die Fischproduktion in geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen bewegt sich in einem nicht zu unterschätzendem Spannungsfeld. Polemisch kann man durchaus formulieren, dass Zeitgenossen wieder so einen Anschlag des allgegenwärtigen agro-industriellen Komplexes wittern. Die Massentierhaltung scheint vorprogrammiert und womöglich auch der ungezügelte Einsatz von Medikamenten und Chemie. Fische in einer Halle! Ja wo kommen wir denn da hin? Wie will man denn da die Mondphasen berücksichtigen? Und überhaupt, Rudolf Steiner wusste noch gar nichts von derartigem Teufelszeug!

Doch bevor der Schalk mit uns durchgeht, schauen wir uns doch mal an, was hinter der Überschrift „Warmwasser-Kreislaufanlage“ steckt. Zunächst einmal zum rein technologischen Konzept.

Am Anfang stand unzweifelhaft das Streben nach Effizienz, Effizienz in der Produktion, Effizienz in der Nutzung von Ressourcen und Effizienz bei den Kosten. Zumindest letzteres ist, wie wir noch sehen werden, eine Achillesferse, jedenfalls solange man den Maßstab des Weltmarktes und seiner Produktionsbedingungen anlegt.

Die grundsätzliche Idee hinter einer Kreislaufanlage ist die Schaffung von möglichst optimalen Umweltbedingungen für Wachstum, Fischgesundheit und Produktqualität, wie sie nur unter kontrollierten Bedingungen möglich ist. Darüber hinaus spielt auch die optimale Nutzung von Ressourcen (Wasser, Wärme, Platz,...) eine wesentliche Rolle. Vor allem der Frischwasserverbrauch soll durch eine möglichst effiziente Reinigung minimiert werden. In einer Vollkreislaufanlage werden pro Tag weniger als 10 % des Wasservolumens erneuert, wobei die Spitzenwerte im niedrigen einstelligen Bereich liegen. Der verfügbare Raum soll durch hohe aber angepasste Besatzdichten effizient genutzt werden. Je nach Fischart und Technologie liegen diese Besatzdichten um die 120 bis weit über 250 kg/m³. Alles in allem handelt es sich, und das soll keineswegs beschönigt werden, um ein intensives Haltsystem für Fische (Abbildung 4).



Abbildung 4: *Haltungsbecken für die Mast von Tilapia.*
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Was den pauschalen Vorwurf der Massentierhaltung betrifft, der ja auch Tierquälerei unterstellt, sollte man allerdings Vorsicht walten lassen. Zumindest beim Afrikanischen Raubwels haben hohe Besatzdichten ihre Berechtigung und sind in der Biologie dieser Fischart begründet. In seiner natürlichen afrikanischen Heimat sind die Fische zur Trockenzeit sehr tolerant gegenüber Artgenossen und erreichen hohe Dichten. In einer Kreislaufanlage verhält es sich nicht anders. Eine zu geringe Dichte ist sogar problematisch, da die Tiere beginnen territorial zu werden und sich Kämpfe zu liefern. Die wissenschaftliche Fachliteratur empfiehlt daher konsequenterweise bestimmte Haltsdichten nicht zu unterschreiten. Stress und Verletzungen wären die Folge. Die Fische leben in einer Kreislaufanlage also in einer Umwelt, die vom Platzangebot einer Trockenzeit in ihrem angestammten Lebensraum entspricht nur dass die Wasserqualität in einer Kreislaufanlage besser sein dürfte und sie werden mit hochwertigem Futter versorgt. Nahrungsknappheit oder Hunger gibt es demnach nicht. Der Halter ist also bestrebt ihnen 6 Monate lang optimale Bedingungen zu bieten, die weder Stress noch Krankheit verursachen, bevor die Tiere geschlachtet werden. Dass trotzdem

Probleme mit Ausfällen auftreten können und auch auftreten soll hier keineswegs verneint werden und dass man Besatzdichte nicht unendlich gesteigert werden kann ohne das Tierwohl zu beeinträchtigen auch.

Im Kern dreht sich bei einer geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlage alles um die Reinigung und Wiederverwertung des Haltungswassers. Man kann solche Anlagen also grob in zwei Bereiche einteilen: Fischhaltung und Wasserreinigung (Abbildung 5).

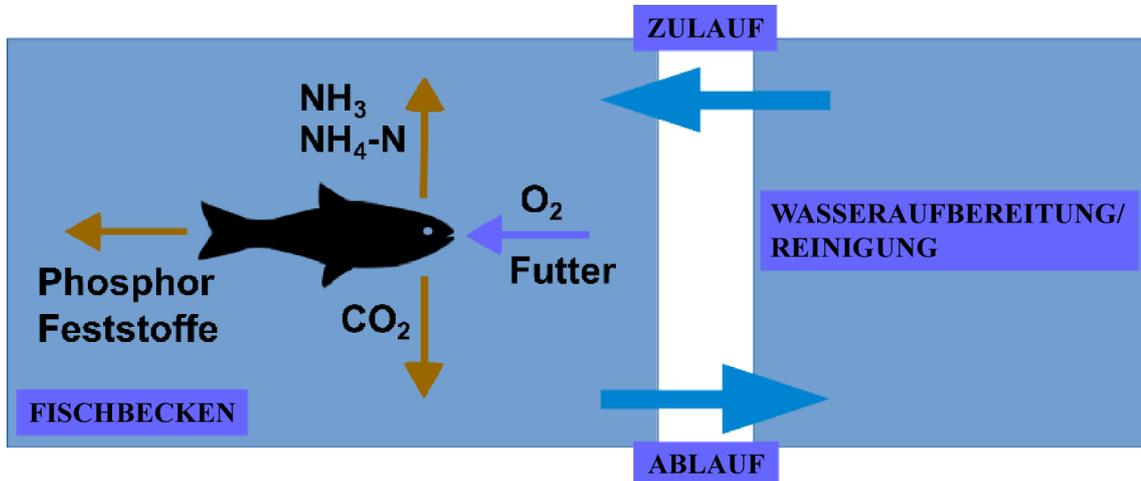


Abbildung 5: Im Wesentlichen besteht eine Kreislaufanlage aus zwei Teilen. Der Fischhaltung, wo Abfallprodukte entstehen und der Reinigung, wo diese entfernt werden.

Die Reinigungsleistung muss eine Wasserqualität sicherstellen, die Fischgesundheit und Wachstum unterstützt. Die Reinigung erfolgt grundlegend in zwei Stufen. Einmal die mechanische Reinigung zur Entfernung von Feststoffen und zum Zweiten die biologische Reinigung, welche die Belastung des Wassers mit Nährstoffen reduziert. Neben den Fischbecken und der mechanischen bzw. biologischen Reinigung ist in einfachen Anlagen lediglich ein Pumpensumpf zwischengeschaltet (Abbildung 6).

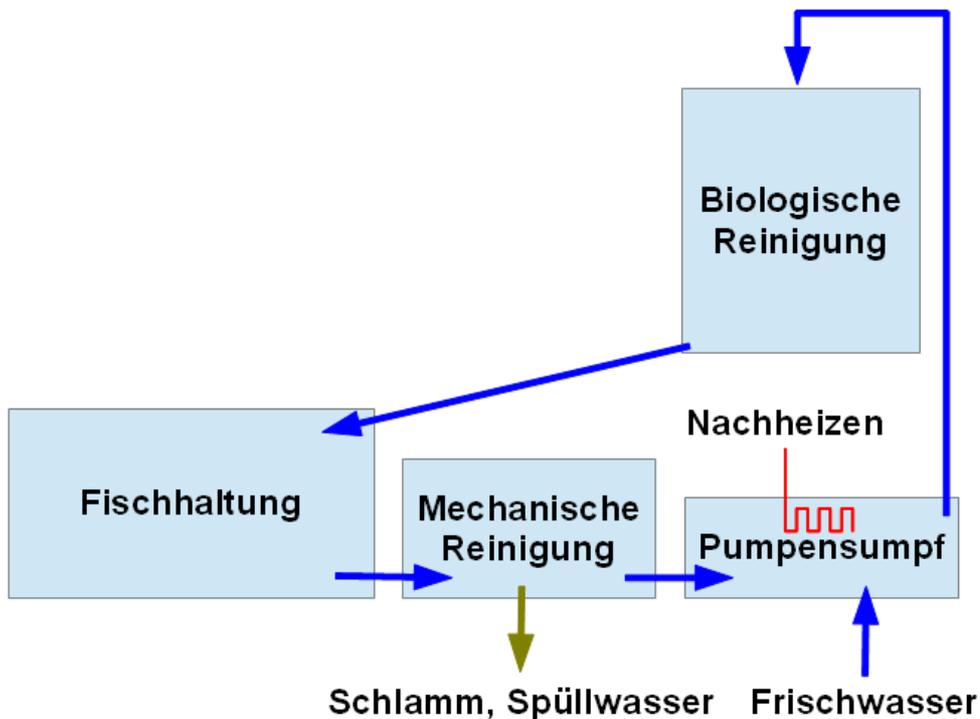


Abbildung 6: Grundlegender Aufbau einer einfachen Kreislaufanlage mit nur einer Pumpe.

Die mechanische Reinigung.

Eigentlich beginnt die mechanische Reinigung bereits im Fischhaltungsbecken (Abbildung 7). Kot und Futterreste sollen rasch und möglichst vollständig das Haltungsbecken verlassen. Das kann man zum einen durch eine entsprechende Konstruktion und Strömung und zum anderen durch die Besatzdichte erreichen. Im ersten Fall darf die Strömung aber nicht zu hoch sein, da die Fische sonst zu viel Energie benötigen, was auf Kosten des Zuwachses geht. Bei guter Abstimmung reinigen sich v.a. runde Becken nahezu von alleine. Bei hohen Besatzdichten, wie sie etwa beim Afrikanischen Raubwels üblich sind, soll es durch die ständige, von den Fischen verursachte, Wasserbewegung zu einem Austrag der Feststoffe kommen.

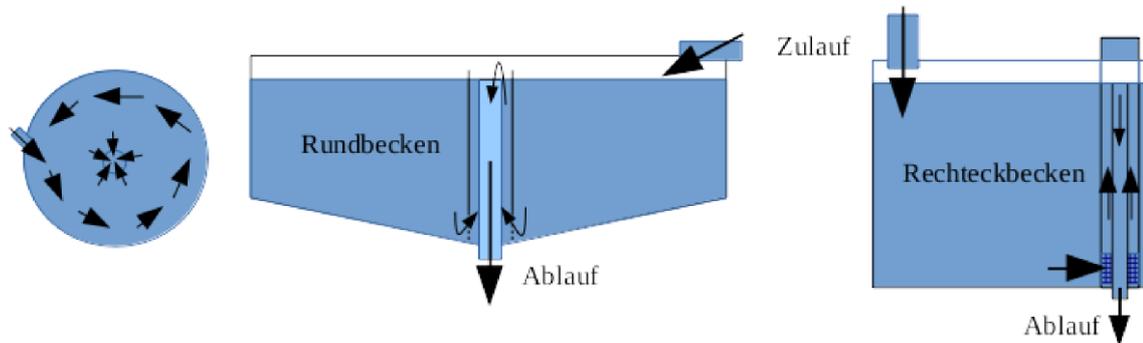


Abbildung 7: In den Fischhaltungsbecken beginnt bereits die Reinigung weil Konstruktion und Strömung für einen Austrag des Fischkotes bzw. etwaiger Futterreste sorgen soll.

Die aus den Haltungsbecken ausgetragenen Feststoffe gelangen dann in die eigentliche mechanische Reinigungsstufe. Die einfachste Vorrichtung dazu sind Sedimentationsbecken (Abbildung 8) in denen das Wasser zur Ruhe kommt, die Feststoffe absinken und sich am Boden absetzen. Einbauten verbessern die Wirkungsweise. Durch regelmäßige Reinigung des Sedimentationsbeckens werden die abgesetzten Feststoffe entfernt. Sedimentationsbecken sind einfach, benötigen keine Energie (Pumpe, etc.) sind in ihrer Wirkungsweise aber begrenzt. Sehr kleine Partikel beispielsweise setzen sich nur sehr langsam ab und können in einem Sedimentationsbecken nur begrenzt entfernt werden. Darüber hinaus besteht gerade bei Sedimentationsbecken mit Einbauten die Gefahr, dass sich Schlammnester bilden, die auch bei der Reinigung nicht vollständig entfernt werden können. Aus diesen Schlammnestern gelangen Nährstoffe ins Wasser und bei der Bildung von Faulschlamm unter anaeroben Bedingungen wird Schwefelwasserstoff (H_2S) freigesetzt, welcher in Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers für Fische giftig ist.

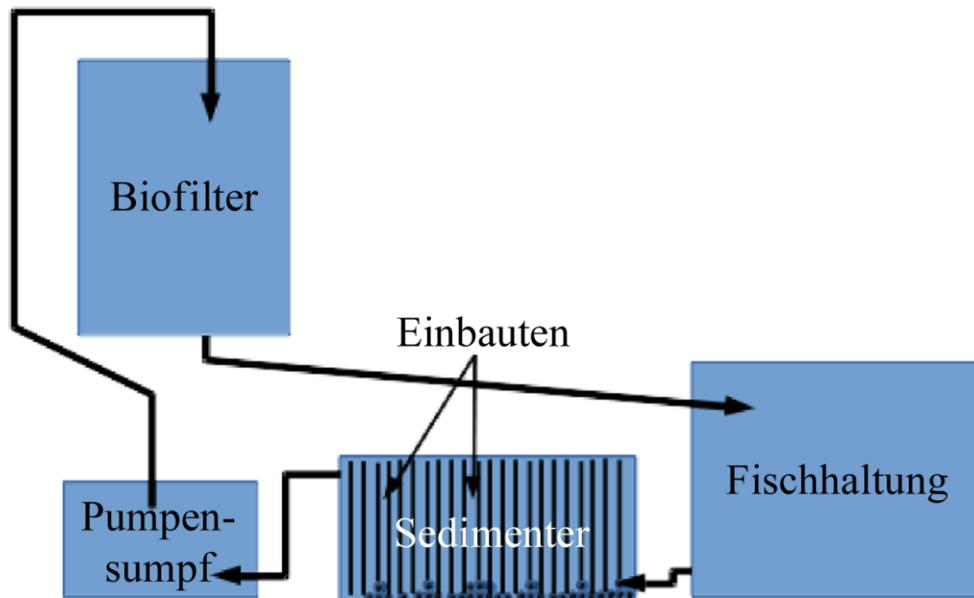


Abbildung 8: Ein Absetzbecken/Sedimenter ist die einfachste Möglichkeit Feststoffe aus dem System einer Kreislaufanlage zu entfernen.

Eine weithin etablierte Methode der mechanischen Reinigung stellen die sog. Trommelfilter dar (Abbildung 9). Es handelt sich hierbei im Wesentlichen um ein Siebverfahren bei dem die Feststoffe mit Hilfe eines Siebes, meist eine auf einer Trommel aufgespannte Filtergaze mit geringen Maschenweiten (60 – 100 µm), aus dem Kreislaufwasser entfernt werden. Diese Methode ist sehr effektiv, benötigt aber Energie für die Trommelrotation und macht eine zusätzliche Pumpe im Kreislauf notwendig. Das erhöht neben den Kosten auch die Störanfälligkeit. Trotzdem gehört diese Art der mechanischen Reinigung außer bei den Afrikanischen Raubwelsen, nahezu zum Standard einer geschlossenen Kreislaufanlage, besonders für empfindlichere Fischarten.



Abbildung 9: Trommelfilter entfernen sehr effektiv Feststoffe aus dem Kreislauf.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Die Gründe für die Notwendigkeit und Bedeutung der Entfernung von Feststoffen durch die mechanische Reinigung liegt zum einen in der potentiellen Empfindlichkeit von Fischkiemen für Schwebstoffe und zum anderen in der Gefahr einer Verschlämzung bzw. Beeinträchtigung der biologischen Reinigung durch Feststoffe und die Bildung anaerober Faulschlammnester. Darüber hinaus kommt es zu einer Lösung von Nährstoffen aus den Partikeln ins Wasser, was eine zusätzliche Belastung darstellt. Eine rasche Entfernung aus dem Kreislauf verhindert auch, dass die Partikel immer kleiner werden und damit immer schwerer zu entfernen sind. Interessant ist diesbezüglich auch, dass die mechanische Reinigung technische Anforderungen an die Futtermittel mit sich bringt. Um den raschen Austrag und das Absetzen der Fischfäzes zu gewährleisten, muss der Kot absinken. Das hat Konsequenzen für die Futtermittelhersteller, die zum Beispiel feststellen mussten, dass ein zu hoher Anteil von Blutmehl den Kot aufschwimmen lässt,

was das Entfernen durch einen Bodenablauf im Fischbecken, bzw. das Absinken in einem Sedimentationsbecken vereitelt.

Die nächste Reinigungsstufe ist die biologische Reinigung. Fische scheiden hauptsächlich über die Kiemen Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4^+) aus. Geringe Mengen NH_4^+ kommen aus dem Abbau von eiweißhaltigen Bestandteilen in Kot und Futterresten hinzu. Der Anteil von NH_3 und NH_4^+ im Wasser ist vom pH-Wert und der Wassertemperatur abhängig. Vor allem hohe Wassertemperaturen und/oder pH-Werte über 8 sind problematisch. Ammoniak ist für Fische schon in geringen Konzentrationen giftig. Die biologische Reinigung hat die Aufgabe, die Konzentration von NH_4^+ und damit auch NH_3 möglichst niedrig zu halten.

Die Entfernung von NH_3 und NH_4^+ aus dem Kreislauf geschieht mit dem Abflusswasser und der Schlammmentnahme, in vielem größerem Ausmaß jedoch im Biofilter. Dort wandeln verschiedene Bakterien NH_4^+ zu Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) um. Dieser Vorgang der Nitrifikation verbraucht Sauerstoff, NO_3^- und NO_2^- reichern sich im System an. Dunkelheit begünstigt die Nitrifikation.

NO_2^- und die, bei niedrigen pH-Werten aus NO_2^- entstehende, Salpetrige Säure (HNO_2) sind für Fische toxisch, auch die NO_3^- Werte dürfen nicht zu hoch werden.

Durch Frischwasserzufuhr wird die Konzentration von NO_3^- und NO_2^- so niedrig wie möglich gehalten, um gesundheitliche Probleme bei den Fischen zu vermeiden. Eigene Denitrifikationskammern in denen Bakterien Nitrat zu elementarem Stickstoff (N_2) umwandeln, der dann ausgast, werden noch selten eingesetzt und sind nur unter bestimmten Voraussetzungen sinnvoll. Etwa wenn man eine nur sehr niedrige Frischwasserzufuhr und somit eine hohe Reinigungsleistung anstrebt. Dieser Vorgang funktioniert zudem nur unter sauerstofffreien Bedingungen.

Was darf man sich also unter einem Biofilter zur biologischen Reinigung vorstellen. Grundsätzlich besteht der Biofilter aus starrem (Abbildung 10) oder geschüttetem (Abbildung 11) Material, das eine große Oberfläche pro Volumen aufweist. Dieses Material kann mit Wasser benetzt werden oder ganz untergetaucht sein. Auf diesem Trägermaterial siedelt der sog. Biofilm, eine organische Matrix aus Bakterien, Pilzen und anderen Mikroorganismen. Der Biofilm erreicht für gewöhnlich eine Dicke von 0,001 – 0,1 mm. Der Biofilm wächst kontinuierlich und löst sich an der Oberfläche in Teilen ab. Bei zu hoher organischer Belastung ist das Wachstum allerdings zu stark und der Biofilm wird zu dick was dazu führt, dass die nitrifizierende Bakterienflora überwachsen und vom Sauerstoff abgeschnitten wird. Das hat natürlich Konsequenzen für die Reinigungskraft des Biofilters.



Abbildung 10: Starres Trägermaterial für den Biofilm im Biofilter.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

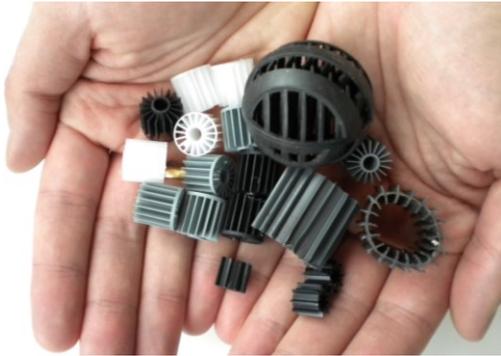


Abbildung 11: Diverses Schüttmaterial als Trägermaterial für den Biofilm.
Quelle Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Die am häufigsten eingesetzten Biofiltertypen sind der stationäre Tropfkörper und der Fließbettfilter. Beim stationären Tropfkörper (Abbildung 12 und 13) wird das, in der Regel, starre Filtermaterial von oben mit Wasser berieselt. Durch den Kontakt mit dem Biofilm auf dem Filtermaterial erfolgt die biologische Reinigung. Gleichzeitig erfolgt eine Belüftung des Wassers. Es wird mit Sauerstoff angereichert und Kohlendioxid kann ausgasen. Diese Technologie ist sehr einfach und in Kombination mit einem Absetzbecken zur mechanischen Reinigung ist bei entsprechender Konstruktion nur eine Pumpe im Kreislauf notwendig.

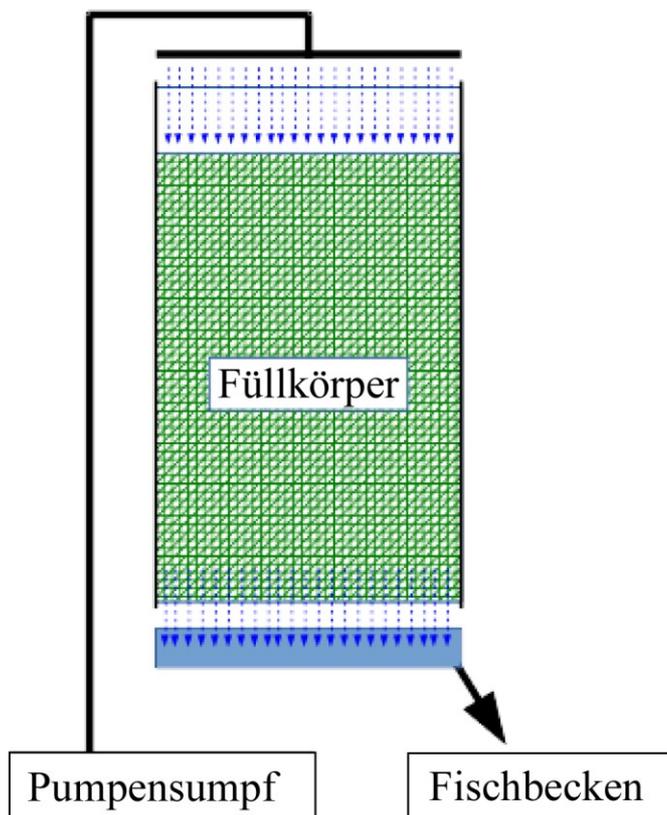


Abbildung 12: Tropfkörper werden von oben mit Wasser berieselt. Es ist nur eine Pumpe im System notwendig.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.



Abbildung 13: Stationärer Tropfkörper, darunter der Pumpensumpf und im Vordergrund ein Sedimentationsbecken.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Im Vergleich zum Tropfkörper arbeitet der Fließbettfilter (Abbildung 14 und 15) nicht mit starrem Material sondern mit untergetauchtem Schüttgut, das durchströmt wird und somit ständig in Bewegung ist. Das ermöglicht sehr hohe Abbauleistungen und durch die ständige Bewegung des Schüttmaterials kommt es zu einer Selbstreinigung und damit zu einer automatischen Verjüngung des Biofilms. Zudem sind höhere Oberflächenwerte pro Volumen möglich als beim stationären Tropfkörper: $700 - 1600 \text{ m}^2/\text{m}^3$ gegenüber $100 - 370 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Der Gasaustausch erfolgt im Fließbettfilter nicht so effizient wie beim Tropfkörper, daher muss für eine Belüftung (O_2 -Eintrag) und das Ausgasen von CO_2 Sorge getragen werden. Das kann etwa über das Einblasen von Druckluft oder die Kombination mit einem Tropfkörper erfolgen.

Abseits vom Afrikanischen Raubwels und niedrigen Besatzdichten bei Tilapia ist es immer erforderlich, das Kreislaufwasser mit Sauerstoff anzureichern. Das kann bis hin zum Einbringen von technischem Sauerstoff gehen.

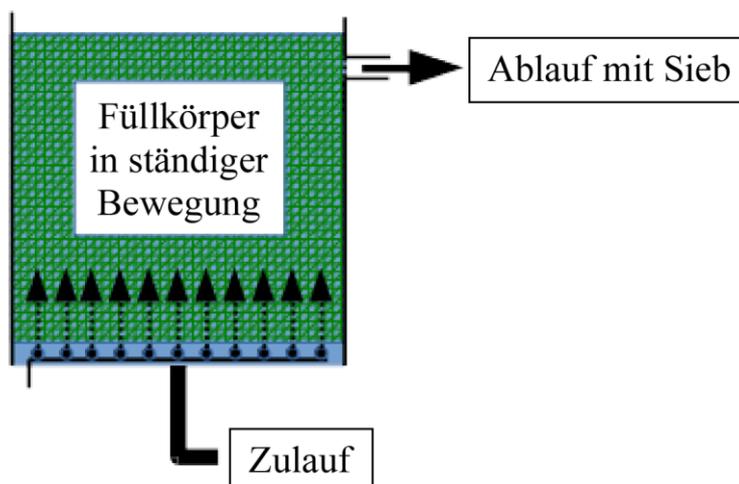


Abbildung 14: Im Fließbettfilter wird das Schüttmaterial ständig vom Wasser durchströmt und in Bewegung gehalten.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.



Abbildung 15: Fließbettfilter. Gut erkennbar das untergetauchte in ständiger Bewegung befindliche Filtermaterial.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Ein sehr wichtiger Aspekt in einer geschlossenen Kreislaufanlage ist die Fischgesundheit. Die Behandlung von Fischkrankheiten in der Anlage ist sehr schwierig. Der Einsatz von Antibiotika beispielsweise würde natürlich auch die Bakterienflora des Biofilters in Mitleidenschaft ziehen. Insofern ist gerade in derartigen Anlagen die Devise: „Vorbeugen ist besser als Heilen.“ von zentraler Bedeutung. Neben entsprechender Hygiene und sauberem Arbeiten kommen daher auch Anlagen zur Desinfektion des Wassers zum Einsatz. Diese basieren meist auf Ozon oder UV-Licht.

Warmwasser-Kreislaufanlagen werden, wie der Name schon sagt, mit warmem Wasser betrieben. Die Wassertemperaturen können dabei bis zu 28 °C betragen. Selten erfolgt die Heizung über das ganze Gebäude. Meist wird das Wasser über einen Wärmetauscher im Pumpensumpf beheizt (Abbildung 16). Was man nicht annehmen würde ist, dass durchaus eine Kühlung notwendig werden kann. Die elektrische Anlagen (z.B. Pumpe) und der Stoffwechsel der Fische können so viel Wärme erzeugen, dass im Hochsommer die Wassertemperatur zu hoch werden kann.



Abbildung 16: Wärmetauscher zum Heizen im Pumpensumpf.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Derzeit ein Schwachpunkt der Kreislaufanlagen bezüglich Nachhaltigkeit ist der Einsatz von hochwertigen Futtermitteln mit hohen Anteilen von Fischmehl und Fischöl. Mischfuttermittel mit einem Eiweißgehalt von 45 – 49 % und mehr sind notwendig, um wirtschaftliche Zuwachsraten zu erzielen. Obwohl man Tilapia beispielsweise nahezu vegetarisch ernähren könnte, würde das Abwachsen für einen wirtschaftlichen Betrieb zu lange dauern. Afrikanische Raubwelse sind in rund 6 Monaten, Tilapia in rund 8 Monaten schlachtreif. Gefüttert wird von Hand oder auch über Futterautomaten (Abbildung 17) und Systeme die eine automatische Dosierung der Futtermenge ermöglichen.

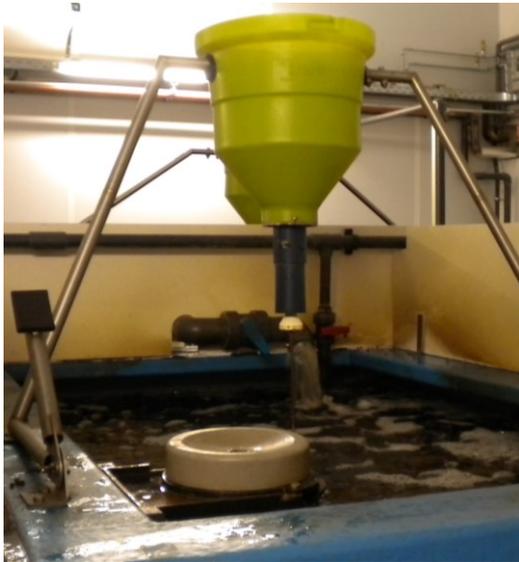


Abbildung 17: Pendelfutterautomat der einmal pro Tag mit der entsprechenden Menge Futter befüllt wird.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

Dreh und Angelpunkt einer möglichen Etablierung dieser Produktionstechnologie ist die Wirtschaftlichkeit einer Anlage. Wie schwierig das sein kann zeigt die Tatsache, dass in Deutschland zwischen 1985 und 2008 rund 45 Kreislaufanlagen eröffnet und 24 wieder geschlossen wurden. Man kann sich nicht an den Weltmarkt- oder Großhandelspreisen orientieren, denn hier kann man kaum konkurrenzfähig sein. Der Großhandelspreis für Afrikanischen Raubwels liegt derzeit um die € 1,80/kg. Nach verschiedenen Berechnungen betragen die Produktionskosten in kleinen Anlagen zwischen € 1,50 – 2,05/kg. Um eine möglichst große Wertschöpfung zu erzielen bietet sich die Direktvermarktung mit veredelten Produkten an (Räucherwaren, Pasteten,...). Eine andere Möglichkeit ist eine arbeitsteilige Ausrichtung, wo die Produzenten eine zentrale Verarbeitung und Vermarktung beliefern. Wie Beispiele aus Deutschland zeigen ist es auch nicht unbedingt klug, abseits von Investitionsförderungen zu stark auf andere Fördergelder (z.B. im Rahmen der Gewinnung alternativer Energie) zu setzen. Letztlich wird die Innovationskraft des Unternehmers nicht unwesentlich zum Erfolg beitragen. Die Tatsache, dass z.B. Karpfen aus dem Waldviertel trotz des höheren Preises gegenüber Importware ihre Abnehmer finden, hat nicht zuletzt mit Bemühungen um die Qualität sowie Produktpflege und Marketing zu tun. Das gilt für Fische aus Kreislaufanlagen sogar vermehrt, weil der Markt hier erst im Entstehen ist. Trotzdem kann man hier auch mit Regionalität Punkten und auch ein Afrikanischer Raubwels kann vom Ei bis zum Filet auf dem Teller ein rein österreichisches Produkt sein.

Es muss auch keineswegs eine Konkurrenzsituation zwischen Karpfen- und Forellenproduzenten einerseits und Kreislaufanlagen kommen. Im Gegenteil eine Produktdiversifizierung im eigenen Hofladen, wie er durchaus bereits gelebt wird, kommt dem Fischkonsum insgesamt zu Gute und hat das Potential neue Käuferschichten zu erschließen.

Werfen wir einen Blick auf die traditionelle Karpfenteichwirtschaft die ja gemeinhin dem Karpfen das Paradies auf Erden bietet und der zufrieden seine Kreise in den dunklen kühlen Teich zieht. Kühl ist schon ein gutes Stichwort. Die niedrigen Temperaturen im Waldviertel führen oft dazu, dass Karpfen erst nach vier Jahren die marktfähige Größe erreichen. Das kommt der Fleischqualität zugute, aber auch den Karpfen? Das Temperaturoptimum von Karpfen liegt jenseits der 20 °C und die haben Teiche nicht allzu oft im Jahr. Vor allem das Winterhalbjahr ist hart. Es gibt eigentlich so gut wie nichts zu fressen und wenn doch, dann kann der Karpfen es nicht verdauen, weil seine Enzyme bei niedrigen Temperaturen nicht effizient arbeiten. Dass Karpfen Winterschlaf halten ist nämlich ein Märchen, das längst widerlegt wurde. Über die Wassertemperatur muss sich ein Afrikanischer Raubwels in einer Kreislaufanlage jedenfalls keine Gedanken machen. Auch übers Futter nicht. Da sollten Qualität und Menge stimmen. Im Winter ist das beim Karpfen ein ganz andere Sache wie wir gesehen haben, aber wie ist das im Sommer? Potentiell besser aber die Konkurrenz ist groß und nicht nur Karpfen haben Appetit auf leckere Planktonorganismen sondern auch eine ganze Menge anderer Fische. Da kann es schon mal dazu kommen, dass diese Nahrungsquelle im Sommer knapp wird. Natürlich, die Karpfen erhalten von den Teichwirten Getreide als Beifutter. Doch eine einseitige Ernährung mit kohlehydratreichem Getreide beeinträchtigt die Fleischqualität, wenn das eiweißreiche Plankton fehlt. Darum schreibt die Tierhaltungsverordnung auch vor, dass Karpfen bei Mangel an Naturnahrung entsprechend zu füttern sind. Mit hochwertigem Mischfutter beispielsweise. Aber auch das kann ein Problem sein, denn der Karpfen ist kein Vegetarier und rein pflanzliches Mischfutter muss, nur weil es „bio“ ist nicht unbedingt den physiologischen Ansprüchen der Karpfen genügen, wie Untersuchungen zeigen. Ach ja die Wasserqualität. Auch in einer Kreislaufanlage kann es zu Werten kommen, die der Fischgesundheit abträglich sind, aber anders als in einem Teich hat man weit bessere Möglichkeiten einzugreifen, weshalb solche Situationen die Ausnahme sein sollten. Der Sauerstoffmangel im winterlichen Teich bei geschlossener Eisdecke ist da eher keine Ausnahme. Natürlich greift der Teichwirt ein, aber um den Preis einer Erniedrigung der Wassertemperatur, die durch die Belüftung verursacht wird. In jedem Fall keine gemütlich Situation für die Karpfen also. Stress mit Fischfressern wie Kormoran und Fischotter hat der Afrikanische Raubwels in seiner Kreislaufanlage auch nicht. Fairerweise gebe ich zu, hier die ganzen positiven Nebeneffekte die eine naturnahe nachhaltige Teichwirtschaft vom Naturschutz über die Landschaft bis zu Naherholung hat, unterschlagen zu haben. Dass das Bundesamt aber hier ebenfalls bewusstseinsbildend wirkt kann man dem Beitrag von Theresa Matzinger in diesem Band entnehmen. Ebenso zeigt der Beitrag von Anita Hutmann, dass die nachhaltige Teichwirtschaft, Kreislaufanlagen hin oder her, eine langjähriger und auch zukünftiger Schwerpunkt des Institutes ist.

Will man also wirklich die Frage stellen, welcher Fisch, angesichts der Zukunft auf dem Teller, die beide gemeinsam haben, das „bessere“ Leben hat? Ist es wirklich sinnvoll in der Diskussion eine Produktionsweise gegen die andere auszuspielen und dabei doch nur irgendwelche Eigeninteressen zu verfolgen, die unausgesprochen wohl auch mit dem Geschäft und Konkurrenz zu tun haben? Darüber hinaus sind solche Diskussionen meist sehr anthropomorph gefärbt. Fakt ist, Fisch ist ein hochwertiges Lebensmittel und ob es jetzt in und mit der Natur im Teich produziert wird oder in der kontrollierten Umgebung einer Kreislaufanlage, er ist allemal nachhaltiger und ressourcen-schonender als die Mast von anderen Fleischlieferanten. Der Wasserverbrauch für 1 kg Fisch liegt je nach Technologie zwischen 200 und 3000 l, während die Produktion von 1 kg Hühnerfleisch 3900 und 1 kg Rindfleisch 15500 l Wasser verbraucht. Auch die Futtermittelverwertung (kg Futter für 1 kg Zuwachs) ist bei Fischen mit durchschnittlich 1,5 wesentlich besser als bei anderen Wirtschaftstieren (Geflügel 2,3, Schwein 5,9 und Rind 12,7).

Man sollte als heimischen, regional produzierten Fisch nicht gegeneinander ausspielen. Sondern die Potentiale sehen und nützen.

AUTOR:
CHRISTIAN BAUER, Kontakt: OEKO@BAW.AT

TEICHE IN DER LANDSCHAFT – BEDEUTUNG, FUNKTIONEN UND GEFÄHRDUNG

Matzinger T. – Ökologische Station Waldviertel

Dieser Artikel beruht auf der Broschüre “Teiche in der Landschaft – Bedeutung, Funktionen und Gefährdung” der Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (Band 36, 2014). Teile dieses Artikels wurden aus der Broschüre übernommen.

1 EINLEITUNG

VIELE MENSCHEN, AUCH SOLCHE, DIE IN TEICHREGIONEN LEBEN, wissen sehr häufig nicht über die vielfältigen Funktionen und die große Bedeutung unserer Teiche. Bescheid, was zur Folge hat, dass den Teichen in unserer Gesellschaft oft nicht jene Wertschätzung zukommt, die ihnen eigentlich gebühren würde. Daher beschäftigt sich meine Diplomarbeit an der Universität Wien, die ich im Zuge meines Biologie Lehramtsstudiums verfasste, mit dem Thema “Teiche in der Landschaft – Bedeutung, Funktionen und Gefährdung”. Aus der Diplomarbeit entstand eine Broschüre zu selbigem Thema, die in der Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft erschien. Die Grundlage für die Diplomarbeit bildeten eine ausgedehnte Literaturrecherche sowie Interviews mit Experten aus der Teichwirtschaft und mit Vertretern von Behörden. Das Ziel der daraus entstandenen Broschüre ist es, die Bedeutung von Teichen einem Laienpublikum zugänglich zu machen. Die Broschüre richtet sich daher an ein breites Publikum und vermittelt auf verständliche Art und Weise, welche vielfältigen Funktionen Teiche einnehmen können und weshalb sie ein wichtiger Teil unserer Gesellschaft und Landschaft sind.

2 WAS IST EIN TEICH?

Es gibt keine Einzelmerkmale, an denen man Teiche von Weihern oder Seen unterscheiden kann. Charakteristisch für Teiche sind jedoch künstlich angelegte, relativ kleine und flache Wasserkörper, die keine großen Temperaturunterschiede zwischen dem Gewässergrund und der Wasseroberfläche aufweisen (Thompson, Coldrey, Bernard, 1986). Ein weiteres Kennzeichen von Teichen ist, dass sie zu einem wirtschaftlichen Zweck, meist für die Fischzucht, manchmal aber auch für die Holztrift oder zur Wasserversorgung von Mühlen errichtet wurden. Es gibt jedoch vereinzelt auch Teiche, die nicht für wirtschaftliche Zwecke genutzt werden, wie z.B. Gartenteiche oder Landschaftsteiche.

Teiche, die für die Fischzucht genutzt werden, sind in der Regel eutroph bzw. hypertroph. Dies ist auf die Fischfütterung und je nach Einzugsgebiet auch auf bedeutende diffuse Einträge aus der Landwirtschaft (Böhmer et al., 1989) sowie zu einem guten Teil auf eine erwünschte produktive Boden- bzw. Schlammschicht zurückzuführen (Kainz, 1997).

Eine häufige Annahme ist, dass Teiche kleiner als Seen sind. Allein anhand der Größe lassen sich Teiche jedoch nicht klassifizieren und von Seen unterscheiden, da es auch Teiche von beträchtlicher Größe gibt. Der größte Fischteich Europas, der Rožmberk Teich in der Tschechischen Republik, weist z.B. eine Größe von 490 ha auf.

In der ÖNORM M 6230 sind Teiche wie folgt definiert: „Teiche sind ablassbare, künstliche Gewässer ohne lichtarme Tiefenzone (im Regelfall mit einer maximalen Tiefe von ca. 3 m). Teiche können je nach Bewirtschaftung ständig bespannt oder zeitweise trocken gelegt werden.“ (Butz, Odehnal, Schlott, 1993; Abbildung 1). Durch diese Definition können Teiche gut von Seen oder Stauseen abgegrenzt werden (Landtag von Niederösterreich, Landesdirektion, 2001).



Abbildung 1: *Der Mönch als Ablassleinrichtung: ein charakteristisches Merkmal vieler Teiche.*
Quelle: T. Matzinger

Im österreichischen Biotypenkatalog sind Teiche und Weiher unter dem Begriff Kleingewässer zusammengefasst. Darunter werden Gewässer von geringer Wassertiefe (2-3 m) verstanden, die einen homogenen Wasserkörper mit gleichmäßiger Temperatur haben. Der gesamte Grund kann von Wasserpflanzen besiedelt werden. Ein hoher Stoffumsatz in den Kleingewässern wird ermöglicht, da der Teichgrund Strahlungswärme absorbiert und an das Wasser abgibt. Sehr oft wird der Grund von einer dicken Schlammschicht bedeckt, in der viele Organismen zu finden sind (Böhmer et al., 1989).

Teiche sind also nicht durch einzelne Erkennungsmerkmale, sondern nur durch das Zusammenspielen mehrerer Eigenschaften charakterisierbar.

3 DIE GESCHICHTE DER ÖSTERREICHISCHEN TEICHE

Erste Informationen über österreichische Teiche finden sich in Urkunden aus dem späten 13. Jahrhundert, die den Teichbestand im nördlichen Niederösterreich belegen. Die in dieser Zeit entstandenen Teiche, dürften jedoch hauptsächlich der Nutzung der Wasserkraft, und nicht der Fischzucht gedient haben. Die österreichische Teichwirtschaft hatte vermutlich ihre Ursprünge im nördlichen Weinviertel, von wo sie sich 20-30 Jahre später auch auf das nordwestliche Waldviertel ausbreitete. Diese ersten Teiche waren einfache Anlagen, bei denen zumeist Bäche oder Flüsse angestaut wurden (Fischer-Ankern, 1985; Fischer-Ankern, 2010; Knittler, 2005; Knittler, 2012). Im Weinviertel fiel die Errichtung von Teichen im 14. Jahrhundert häufig mit Dorfwüstungsprozessen zusammen, wobei Teiche in Einzelfällen auch an Stellen ehemaliger Dörfer errichtet wurden (Knittler, 2005). Ab Beginn des 15. Jahrhunderts wurden Fische für einen größeren Markt produziert, was vor allem auf die Fastengebote der Kirche zurückzuführen ist. So wurden auch komplexere und kostspieligere Teichanlagen errichtet. Engagierte und innovative Feudalherren und Herrschaften bauten die Teiche immer weiter aus, weshalb in dieser Zeit sehr große Flächen in Teiche umgewandelt wurden. Teiche wurden jedoch nicht auf fruchtbaren Böden errichtet, sondern nur auf solchen, die einen minderen Ertrag aufweisen konnten. An welchen Standorten sich ein Teich rentierte, hing daher stark mit dem Getreidepreis zusammen (Knittler, 2005). Zum Teil wird auch das Vorkommen der heutigen Teiche noch stark durch diesen Zusammenhang beeinflusst.

Im 16. Jahrhundert war vor allem im Weinviertel ein leichter Rückgang der Teiche zu verzeichnen, da viele Teiche überdimensioniert waren und es teichbauliche Mängel gab. In dieser Zeit war die niederösterreichische Teichwirtschaft auch der starken böhmischen Konkurrenz in der Region um Třeboň unterlegen (Knittler, 2005; Knittler, 2012; Abbildung 2). Zusätzlich kam es aufgrund der Aufhebung der Fastengebote zu einem Preisverfall bei Karpfen. So wurden im 17. Jahrhundert viele Teiche aufgegeben, aber jene, die weiter bewirtschaftet wurden, wurden unter anderem durch Zwischenfruchtanbau auf den Teichböden besser gepflegt. So konnten höhere Erträge erzielt werden und es kam zu einem erneuten Aufschwung der Teichwirtschaft (Knittler, 2005). Mitte des 18. Jahrhunderts kam es aufgrund von steigenden Getreidepreisen zu einer erneuten Krise der Teichwirtschaft. Das Waldviertel konnte die

krisenbehaftete Situation der Teiche an der Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert besser bewältigen, da der Boden für eine andere Nutzung als die Teichwirtschaft oft nicht geeignet war (Knittler, 2005). Im 20. Jahrhundert, insbesondere nach dem 2. Weltkrieg, nahm die volkswirtschaftliche Bedeutung der Teiche in Österreich wieder zu. Dies ist vor allem auf die Nahrungsmittelknappheit und die geringe Verfügbarkeit von Fleisch in der Nachkriegszeit zurückzuführen. Vielfach wurden alte Teiche reaktiviert oder neue Teiche angelegt. Aufgrund eines geänderten Ernährungsbewusstseins und der zunehmenden Bedeutung der Angelfischerei im Freizeitbereich kann eine erneute Blütezeit der heimischen Fischzucht erwartet werden (Fischer-Ankern, 1985; Fischer-Ankern, 2010). Dieser Ausblick ist sehr positiv, da Teiche viele verschiedene Funktionen haben können, die im Folgenden näher vorgestellt werden.



Abbildung 2: Die im 16. Jahrhundert erbauten südböhmischen Teiche Káňov (Vordergrund) und Rožmberk. Quelle: Pavel Rychtecký (Own work) [CC BY 3.0], via Wikimedia Commons.

4 DIE TEICHWIRTSCHAFT – WIRTSCHAFTLICHE BEDEUTUNG DER TEICHE

Die Nutzung der Teiche für die Teichwirtschaft ist sehr eng mit der Entstehung der Teiche verknüpft. Ohne die Teichwirtschaft, die sehr häufig den Anstoß zum Bau eines Teiches gab, würden die meisten der heutigen Teiche nicht existieren.

Abgesehen davon macht die Teichwirtschaft die österreichischen Teiche zu einem wichtigen Wirtschaftsfaktor. In den österreichischen Teichen, deren Gesamtteichfläche ca. 2800 ha beträgt, wurden im Jahr 2010 ca. 750 t Fisch (diverse Karpfenarten, Zander, Schleie, etc.) produziert (BAW-IFG, 2010 in Blaas, 2012). Dies entsprach im Jahr 2010 24 % der gesamten österreichischen Aquakultur, die Produktionszahlen von ca. 3100 t pro Jahr aufwies. Den Großteil der österreichischen Aquakultur machte allerdings mit ca. 71 % die Forellenproduktion (Regenbogenforelle, Saibling, Bachforelle, etc.) in Durchflussanlagen aus. Der Rest der österreichischen Aquakultur-Produktion (ca. 5 %) fand in Kreislaufanlagen (Afrikanischer Wels, etc.) statt (BAW-IFG, 2010 in Blaas, 2012). Die drei im Jahr 2013 in Österreich am häufigsten produzierten Arten waren Regenbogenforelle (41 %), Karpfen (19 %) und Bachsaibling (14 %) (Statistik Austria, 2014 a; Abbildung 3).

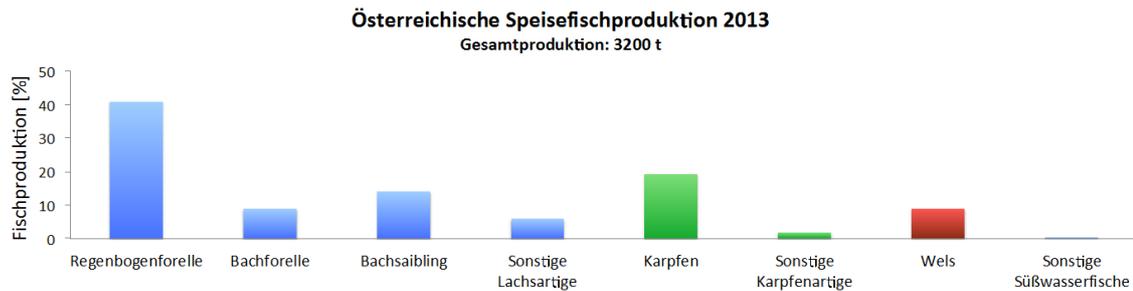


Abbildung 3: Österreichische Speisefischproduktion 2013,
 Sonstige Lachsartige: Seesaibling, Huchen, Äsche, Coregone, Sonstige Lachsartige
 Sonstige Karpfenartige: Schleie, Graskarpfen, Silberkarpfen, Marmorkarpfen, Sonstige Karpfenartige
 Sonstige Süßwasserfische: Zander, Hecht, Stör/Hausen, Sonstige Süßwasserfische.
 Quelle: T. Matzinger, Daten aus: Statistik Austria, 2014 a.

In den letzten Jahren stieg der Fischkonsum in Österreich an, was auf die Veränderungen im Ernährungsbewusstsein und das Angebot von Fisch-Fertiggerichten zurückzuführen ist. Derzeit liegt in Österreich der durchschnittliche Pro-Kopf-Verbrauch an Fisch bei ca. 8 kg pro Jahr (Statistik Austria, 2014 b), was ungefähr dem Verzehr von drei Fischmahlzeiten zu je 200 g pro Monat entspricht. Im Jahr 2003 lag der durchschnittliche Pro-Kopf-Verbrauch noch bei ca. 6 kg pro Jahr (Graber et al., 2008). Die steigende Nachfrage wurde jedoch nicht durch die Steigerung der heimischen Fischproduktion, sondern vor allem durch steigende Importe abgedeckt. Somit liegt der Selbstversorgungsgrad mit heimischem Fisch insgesamt derzeit nur bei ca. 5 % (Statistik Austria, 2014 b) und bei Süßwasserfisch bei ca. 34 % (Blaas, 2012). Da eine weitere Steigerung der Nachfrage nach Fisch zu erwarten ist (Graber et al., 2008), gibt es noch Potential, Teiche als Wirtschaftsfaktoren weiter auszubauen.

Die österreichische Initiative „Aquakultur 2020“ des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat sich aufgrund der steigenden Nachfrage zum Ziel gesetzt, den Selbstversorgungsgrad mit Süßwasserfisch bis zum Jahr 2020 von 34 % auf 60 % zu erhöhen. Für die Karpfenteichwirtschaft wird im Zuge dieser Strategie eine Steigerung der Produktion von derzeit 750 t auf 1000 t pro Jahr angestrebt (Steigerung um 33,3 %) (BAW-IGF, 2010 in Blaas, 2012). Um die Funktion der Teiche für den Natur- und Landschaftsschutz zu bewahren, soll die Produktionssteigerung jedoch nicht durch Intensivierung der schon bestehenden Teichwirtschaften, sondern vor allem durch das Neuanlegen oder die Revitalisierung von trockengelegten Teichen geschehen (Blaas, 2012). Die Revitalisierung von Teichen kann auch auf Regionen außerhalb der typischen Teichwirtschaftsregionen Waldviertel und Südsteiermark ausgeweitet werden. Zum Beispiel bietet sich im Weinviertel die Möglichkeit für die Revitalisierung von Teichen, da vor Beginn des 19. Jahrhunderts dort noch eine große Anzahl an Teichen vorhanden war (Blaas, 2012).

Die Zentren der österreichischen Teichwirtschaft befinden sich im Waldviertel und der Südsteiermark (Abbildung 4). Im Waldviertel werden in mehr als 1000 Teichen auf über 1650 ha jährlich bis zu 500 t¹ Karpfen produziert (Link 1, 24.04.2014). Dies macht das Waldviertel zur größten Karpfenzuchtregion Österreichs. Rund 400 landwirtschaftliche Betriebe des Waldviertels nutzen die Karpfenzucht als Erwerbsquelle. Die Karpfenzucht schafft somit wichtige Arbeitsplätze und ist ein wesentlicher Erwerbszweig für eher strukturschwache Regionen wie das Waldviertel. In der Steiermark werden auf ca. 900 ha Teichfläche pro Jahr ca. 450 t² Karpfen produziert (Link 2, 24.04.2014; Link 3, 12.08.2013). Bedingt durch die klimatischen Verhältnisse dauert es im Waldviertel 3-4 Jahre, um einen marktreifen Karpfen

¹ Es wird davon ausgegangen, dass die gesamte österreichische Teichwirtschaft 750 t Fisch pro Jahr produziert (BAW-IFG, 2010 in Blaas, 2012, S. 189). Hier für das Waldviertel und die Steiermark angeführte Werte stammen von anderen Quellen und decken sich nicht mit den Werten für die gesamte österreichische Teichwirtschaft. Sie können daher nur als ungefähre Richtwerte betrachtet werden.

² Vgl. Fußnote 1

(1600-2000 g) zu produzieren, während die Karpfen in der Südsteiermark diese Größe bereits in 2-3 Jahren erreichen (Fischer-Ankern, 2010, S. 31).

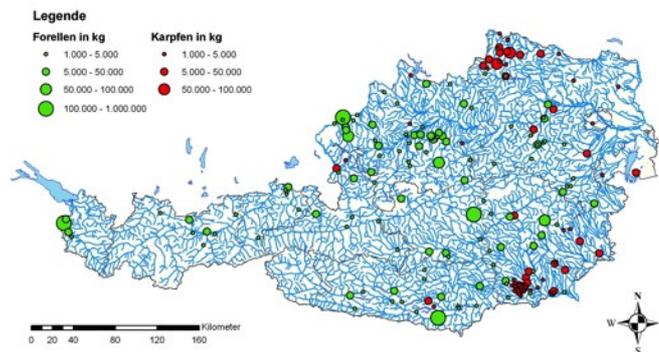


Abbildung 4: Zentren der österreichischen Aquakultur

Quelle: Blaas, K. (2012): Aquakultur 2020 – Österreichische Strategie zur Förderung der nationalen Fischproduktion. In: Österreichs Fischerei, 65. Jahrgang, Heft 7, Juli 2012, S. 189.

Die österreichische Aquakultur ist kleinstrukturiert und besteht hauptsächlich aus Familienbetrieben. Es gibt in Österreich derzeit ca. 438 Familienbetriebe, die durchschnittlich 7000 kg Fisch pro Jahr und Betrieb produzieren (Statistik Austria, 2010). Die Schwerpunkte in vielen Betrieben verschoben sich in den letzten Jahren langsam von der Produktion in Richtung Verarbeitung und Vermarktung. Dies erfolgte in kleinen Schritten, da Investitionen für die meisten Betriebe mit einem hohen Eigenkapitaleinsatz verbunden sind. Die Fischzucht ist häufig auch eine Nebenerwerbsquelle für landwirtschaftliche Betriebe (Blaas, 2012).

5 DER TOURISMUS – EIN WEITERER WICHTIGER WIRTSCHAFTSFAKTOR

Da Teichwirtschaften auf Fischproduktion und Fischverkauf ausgerichtet sind, haben diese Faktoren zumeist die größte wirtschaftliche Bedeutung für die Teichwirtschaften. Es kristallisierten sich in den letzten Jahrzehnten aber auch alternative Nutzungsmöglichkeiten von Teichen heraus. Besonders für verschiedene Formen des Tourismus können Teiche immer mehr an Bedeutung gewinnen, da Menschen immer wieder gerne die Nähe zur Natur suchen. Das Tourismusangebot an Teichen hängt sowohl von der Größe der Teiche als auch von der Art und Intensität der Bewirtschaftung ab.

Man kann unterscheiden zwischen Tourismusangebot mit direkten Einnahmen für die Teichwirte und Tourismusangebot, das keine direkten Einnahmen bringt, aber die Teichregion stärkt und somit zum Beispiel zu mehr Übernachtungen in der Region führen kann.

Tourismusangebote an Teichen, welche direkte Einnahmequellen für die Teichwirte darstellen, sind unter anderem (Abbildung 5):

- Freizeitliche Angelfischerei in Anglerparadiesen, Fischerdörfern, etc. (Gratzl, 2013; Kohl, 2000)
- Gastronomie direkt beim Teich: Buffets, Restaurants, etc.
- Abfischfeste
- Übernachtungen direkt am Teich: Camping, Fischerhütten, etc.
- Wassersport am Teich: Segeln, Windsurfen, Tretbootfahren, etc.
- Ferienwochen für Schulklassen, Abenteuercamps für Kinder, Seminare für Interessierte



Abbildung 5: Tourismusangebot an Teichen mit direkten Einnahmen für die Teichwirte: a) Angeln, b) Abfischfest, c) Fischerhütte als Übernachtungsmöglichkeit, d) Surfen.
Quelle: a), c), d) T. Matzinger, b) <http://vierteleins.at/773.der-teich-kocht-wald4tler-abfischfest-in-heidenreichstein.html> (22.04.2014).

Als Tourismusangebote an Teichen, welche zumeist keine direkten Einnahmen für die Teichwirte bringen, aber die Region stärken, können unter anderem folgende Angebote (Abbildung 6) zusammengefasst werden:

- Teiche als Naherholungsgebiet für Einheimische
- Spazierwege und Radwege rund um den Teich
- Schautafeln und Lehrpfade
- Nutzung als Badeteich im Sommer
- Nutzung für Eislaufen, Eisstockschießen, etc. im Winter
- Integration der Teiche ins Ortsbild, Verschönerung des Ortsbildes

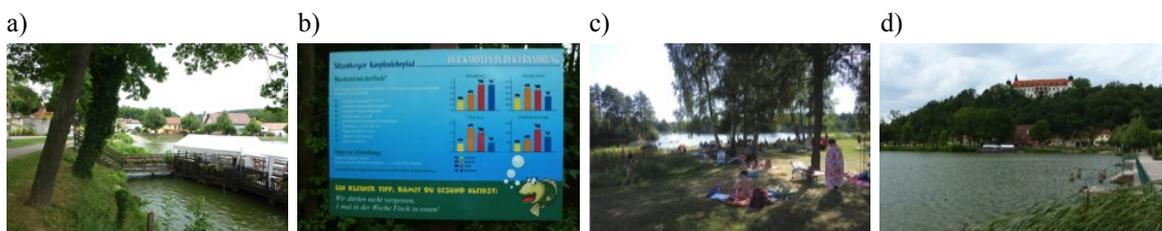


Abbildung 6: Tourismusangebot an Teichen, welche die Region stärken: a) Naherholungsgebiet, b) Schautafel, c) Badeteich, d) Verschönerung des Ortsbildes.
Quelle: a), b), c), d) T. Matzinger.

Häufig ist es Teichwirten nicht möglich, alle Angebote an einem Teich bereitzustellen, da diese Angebote zum Teil unvereinbar sind, im Kontrast zur Fischzucht stehen oder Biorichtlinien und Naturschutzprogrammen (z.B. ÖPUL) widersprechen. Trotzdem zeigt die Vielfalt an Angeboten auf, dass Teiche einen hohen Stellenwert für den Tourismus einnehmen können.

6 DIE BIODIVERSITÄTSFUNKTION VON TEICHEN

Eine weitere wichtige Rolle spielen Teiche auch für die Biodiversität. Naturnahe Teichlandschaften weisen Strukturen auf, die das Biotopangebot in Kulturlandschaften bereichern und Lebensräume für viele Tier- und Pflanzenarten darstellen.

Inwiefern ein Teich für bestimmte Tier- und Pflanzenarten geeignet ist, hängt stark von der Intensität der Teichbewirtschaftung ab (Romstöck-Völkl et al., 2006). Eine reichlich strukturierte Ufer- und Unterwasservegetation kombiniert mit einem niedrigen Fischbesatz wirkt sich beispielsweise positiv auf die Artenvielfalt bei Amphibien oder Insekten wie z.B. Libellen oder Wasserkäfern aus. Ein zu hoher Fischbesatz und eine fehlende Strukturierung des Teichlebensraums durch Pflanzen wirken sich hingegen negativ auf die Diversität und Individuendichte anderer Wasserlebewesen aus, da die Fische Fressfeinde für sie darstellen (Clausnitzer, 1983; Luthardt, Dettner, 2002; Romstöck-Völkl et al., 2006). Auch die Fischartenzusammensetzung in den Teichen beeinflusst die Biodiversität, wobei Karpfenteiche, die in der Regel reich an Unterwasserstrukturen sind, mehr Arten beherbergen können als strukturärmere

Forellenteiche. Eine weitere wichtige Rolle für die Artenzusammensetzung eines Teiches spielen die Teichbewirtschaftungsmaßnahmen wie z.B. Ablassen bzw. Trockenlegen eines Teiches, Düngung oder Zufütterung (Koch et al., 2005; Romstöck-Völkl et al., 2006; Völkl, 2007).

Untersuchungen hinsichtlich der Biodiversität an Teichen lassen darauf schließen, dass die Teichnutzung für die Fischzucht mit Naturschutzmaßnahmen durchaus erfolgreich vereinbar ist (Romstöck-Völkl et al., 2006). Im Allgemeinen wird eine extensive Teichbewirtschaftung als eine gute Methode angesehen, die Biodiversität an Teichen zu erhalten. Es gibt sogar Hinweise darauf, dass durch eine langfristige naturschutzorientierte Bewirtschaftung von Teichen die Artenvielfalt in Teichregionen gesteigert werden kann (z.B. Clausnitzer et al., 2004; Schulte, 2000).

In Teichlebensräumen können viele Tier- und Pflanzenarten, welche durch menschliche Eingriffe (z.B. Flussregulierungen) ihr ursprüngliches Habitat verloren haben, ein neues Rückzugsgebiet finden, in dem sie sich wieder etablieren können. Auch viele seltene oder gefährdete Tier- und Pflanzenarten finden in Teichregionen ein Rückzugsgebiet. Ein Beispiel dafür ist das Scheidengras (*Coleanthus subtilis*), das seit den 1930er Jahren in Österreich als verschollen galt und erst im Jahr 2000 an einem Waldviertler Teich wiederentdeckt wurde (Kriechbaum, Koch, 2001).

Großräumig vorhandene Teichgebiete, die durch Tümpel und Kleingewässer verbunden sind, können Trittsteinökosysteme darstellen, die zur Sicherung eines Bestandes beitragen und über die sich Tier- und Pflanzenarten weiter verbreiten können (Ramsar, 2000; Völkl, 2007). Dafür ist es wichtig, dass zwischen den Gewässern keine zu großen Distanzen liegen, sodass Pflanzensamen vom Wind oder von Wasser- bzw. Schlammvögeln zwischen den Habitaten transportiert werden können und die Wanderungen der Tiere erleichtert werden (Böhmer et al., 1989). Ein Säugetier, das in den letzten Jahrzehnten diese Trittsteinfunktion der Teiche erfolgreich dazu nutzte, um in sein ehemaliges natürliches Verbreitungsgebiet zurückzukehren, ist der Fischotter (Bodner, 2014; Abbildung 7). Diese große Bedeutung der Teichlandschaften für den Naturschutz wird dadurch unterstrichen, dass Teiche regelmäßig Ziele von Natur- und Landschaftsschutzprogrammen sind (z.B. Natura 2000 Gebiete oder Ramsar Schutzgebiete wie die „Waldviertler Teich-, Moor- und Flusslandschaft“; Clausnitzer et al., 2004; Schulte, 2000).



Abbildung 7: Fischotter (*Lutra lutra*).

Quelle: Bernard Landgraf (Own work) [CC-BY-SA-3.0], via Wikimedia Commons.

An dieser Stelle muss jedoch auch festgehalten werden, dass es in der Praxis oft zu Konflikten zwischen dem Artenschutz und der Teichwirtschaft kommt. Arten wie der Fischotter, der Graureiher oder der Kormoran, die zweifellos ihren Platz in unserer Kulturlandschaft haben, können aus Sicht der Teichbewirtschaftung Probleme bereiten, da sie hohe Fischverluste und damit einen hohen finanziellen Schaden für die Teichwirte verursachen (Adamek et al., 2003; Bauer, Schlott, Gratzl, 2007; Kortan, 2010; Wenny, 2003; Zelder, 2003). Daher ist eine ausschließlich naturschutzorientierte Bewirtschaftung für die Teichbesitzer oft wirtschaftlich nicht attraktiv (Clausnitzer et al., 2004; Romstöck-Völkl et al., 2006).

Abwehrmaßnahmen wie zum Beispiel das Einzäunen von Teichen oder das Überspannen der Teiche mit Drähten sind oft sehr kostspielig, geländetechnisch nicht möglich oder nicht längerfristig wirksam. So wünschenswert ihre Ausbreitung ist, gilt daher allgemein für fischfressende Tiere in einer Kulturlandschaft, dass die von ihnen verursachten Fischverluste nicht dazu führen dürfen, dass die Bewirtschaftung unwirtschaftlich und im Extremfall sogar eingestellt wird. In einem solchen Fall bestünde nämlich auch Gefahr, dass die wertvollen Teichökosysteme verloren gehen. Es gilt also, einen Kompromiss, der eine wirtschaftliche Nutzung der Teiche ermöglicht, aber auch Artenvielfalt fördert, zu finden. Derzeit besteht ein solcher Kompromiss hauptsächlich in der Schadensprävention und Verbesserung von Abwehrmaßnahmen an Teichen. Es ist wichtig, dass die Teichbewirtschaftler in dieser Hinsicht durch die öffentliche Hand mit ausreichend finanziellen Ressourcen unterstützt werden (Bodner, 2014).

7 TEICHE UND DER WASSERHAUSHALT

Teiche stehen in einem komplexen Zusammenhang mit dem Gewässersystem einer Landschaft und haben einen großen Einfluss auf den Wasserhaushalt umliegender Gewässer und Regionen. Dieser Einfluss erstreckt sich sowohl auf die Quantität als auch auf die Qualität des Wassers im Gewässersystem.

7.1 TEICHE ALS WASSERRÜCKHALTEBECKEN

Die meisten Teiche wurden zum Zweck der Fischzucht errichtet, doch sie haben auch großes Potential, als Niederschlagsauffang- und Rückhaltebecken Hochwässer (Abbildung 8) und Überflutungen zu verhindern bzw. zu mindern. Die historische Nutzung von Fischteichen für den Hochwasserschutz zeigt sich dadurch, dass bereits der römisch-deutsche Kaiser Karl IV. im Jahr 1356 anordnete: „Allen Ständen und Städten befehle ich, fleißig Fischteiche zu bauen, damit für reichlich Fisch zur Ernährung der Menschen gesorgt wird. Außerdem hat der Fischteich noch die Aufgabe in den Zeiten der Wasserausbreitung durch Dauerregen oder Schneeschmelze, einen großen Wasseranteil aufzuhalten und dadurch das plötzliche Hochwasser in den niedrig liegenden Landschaften zu vermeiden.“ (Link 4, 21.11.2012). Trotzdem war die Nutzung von Teichen als Hochwasserrückhaltebecken in den letzten Jahrhunderten nicht vorrangig. Seit dem extremen Hochwasser im Jahr 2002 in Niederösterreich und Tschechien werden Fischteiche jedoch wieder vermehrt als Chance gesehen, Überflutungsschäden zu minimieren (z.B. Kober, 2008).



Abbildung 8: Hochwasser an der Thaya im Jahr 2002.
Quelle: T. Matzinger.

Ein gutes Beispiel für die Wasserretentionsfunktion von Teichen sind die großen Teichanlagen von Třeboň in Südböhmen, die im Folgenden näher beschrieben werden. Das Konzept der Wasserretention ist jedoch auch auf kleinere Teichsysteme anwendbar. Das Třeboňer Teichsystem besteht aus etwa 1000 Teichen, die in Summe eine Oberfläche von 7500 ha einnehmen und der Fischzucht dienen. Bei extremen Hochwasserereignissen wie jenem 2002 kann das Třeboňer Teichsystem zwischen 110 und 140 Mio. m³

Wasser zurückhalten (Messung im Jahr 2002; Lhotský, 2010). Um dieselbe Wassermenge (110 Mio. m³) auf anderem Weg zurückzuhalten, wäre ein Reservoir von 5500 ha Fläche mit einer Tiefe von 2 m nötig (Lhotský, 2010). Die Retention in der Teichlandschaft von Třeboň bewirkte, dass der Höhepunkt des Hochwassers der Lainsitz am Unterlauf erst etwa 60 Stunden verspätet eintrat (Lhotský, 2010). Auf diese Weise trug das Třeboňer Teichsystem dazu bei, in der flussabwärts gelegenen tschechischen Hauptstadt Prag die Hochwasserschäden gering zu halten (Salathé, 2007).

Die Wasserrückhaltefunktion von Teichen kann nur gewährleistet werden, wenn die Teiche ordnungsgemäß bewirtschaftet und gepflegt werden, ansonsten kann es bei Hochwässern auch zu Damnbrüchen und großräumigeren Überflutungen kommen. Es ist also wichtig, dass Teichdämme ausreichend hoch und stabil gebaut sind, dass es funktionsfähige Zu- und Ablaufeinrichtungen gibt und dass ein kontrollierter Überlauf vorhanden ist. Dabei ist immer zu bedenken, dass das schwächste Glied in der Kette das Wasserrückhaltevermögen des gesamten Teichsystems bestimmt (Lhotský, 2010; Zelder, 2003).

7.2 TEICHE ALS NÄHRSTOFFFALLEN

Eine weitere Funktion von Teichen, die den Wasserhaushalt betrifft, ist, dass vor allem Fischteiche bei bedachter Bewirtschaftung (z.B. durch den Einsatz von Futterautomaten; Abbildung 9) als Nährstofffallen dienen können (Knösche, Rümmler, Füllner, 1995; Shamsul, 2007; Zelder, 2003). Darunter versteht man, dass Nährstoffe und organisches Material aus den Zuläufen, die vor allem aus der Landwirtschaft stammen, Gelegenheit haben, sich in den Teichen abzusetzen (Teufel, Stamer, Bergleiter, 2005). Indem Nährstoffe in pflanzliche bzw. tierische Biomasse umgewandelt werden oder zu Boden sinken, verhindern die Teiche als Nährstofffallen, dass zu viele Nährstoffe in die Fließgewässer gelangen. So können sie einer Eutrophierung der Fließgewässer entgegenwirken (Schreckenbach et al., 2001; Teufel, Stamer, Bergleiter, 2005).



Abbildung 9: Futterautomat, der überflüssigen Futtereintrag in den Teich gering hält.
Quelle: T. Matzinger.

7.3 TEICHE ZUR STROMGEWINNUNG

Große Teiche können neben der Fischzucht auch für die Gewinnung von elektrischem Strom genutzt werden. Der Bau von Wasserkraftwerken an Fischteichen ist jedoch eine Seltenheit, die insgesamt für den wirtschaftlichen Nutzen der Teiche unbedeutend ist. Ein solches Kraftwerk mit einer Leistung von 240 kW kommt zum Beispiel am Rožmberk Teich in Tschechien, dem größten Teich Europas, vor (Lhotský, 2010). Obwohl der wirtschaftliche Nutzen gering ist, zeigt dieses Beispiel, dass Teiche vielfältig nutzbar sind.

8 DER EINFLUSS VON TEICHEN AUF DAS KLIMA

Teiche haben aufgrund ihrer Wasserkörper einen Einfluss auf das Kleinklima, insbesondere auf Temperatur und Luftfeuchtigkeit in ihrer näheren Umgebung.

In der Nähe von Teichen herrscht ein Kleinklima, welches kühler und feuchter als in der weiteren Umgebung ist. Ebenso können Teiche, vor allem, wenn sie gehäuft vorkommen, kleinklimatische Temperaturextreme ausgleichen (Böhmer et al., 1989).

Dieser ausgleichende Einfluss von Teichen auf das Klima kann durch den Vergleich zweier Regionen in Tschechien, nämlich der durch Tagebau geprägten, trockenen Region um Most in Nordböhmen und der Region um Třeboň in Südböhmen, in der mehr als 10 % der Landoberfläche von Fischteichen bedeckt ist, verdeutlicht werden (Kravčík et al., 2008). In Regionen mit großen Wasserflächen wird ein Großteil der auf das Ökosystem auftreffenden Sonnenenergie für die Verdunstung von flüssigem Wasser in Wasserdampf aufgewendet, weshalb es zu keiner bzw. einer nur sehr geringen direkt fühlbaren Erhöhung der Umgebungstemperatur kommt. Durch die unterschiedlichen Landnutzungen und die daraus folgenden unterschiedlichen Ausmaße der Umwandlung von Sonnenenergie in fühlbare Wärme zeigten sich in einer Untersuchung große Temperaturunterschiede zwischen den beiden Regionen Most und Třeboň. Die höchsten Temperaturen gab es an Orten ohne Vegetation und Wasserkörper, nämlich bei Tagbaubergwerken in der Region um Most. In dieser Region waren auch die Temperaturunterschiede innerhalb der Region höher als in Třeboň, wo große Temperaturdifferenzen durch die Erhöhung der Luftfeuchtigkeit ausgeglichen wurden (Kravčík et al., 2008; Abbildung 10).

Aufgrund ihrer zum Teil erheblichen Wasserflächen können Teiche auch überregionale Bedeutung haben. Zum Beispiel haben Teiche das Potential dazu, einem Temperaturanstieg in der Atmosphäre, der im Zuge des Klimawandels erwartet wird, entgegenzuwirken (Kravčík et al., 2008).

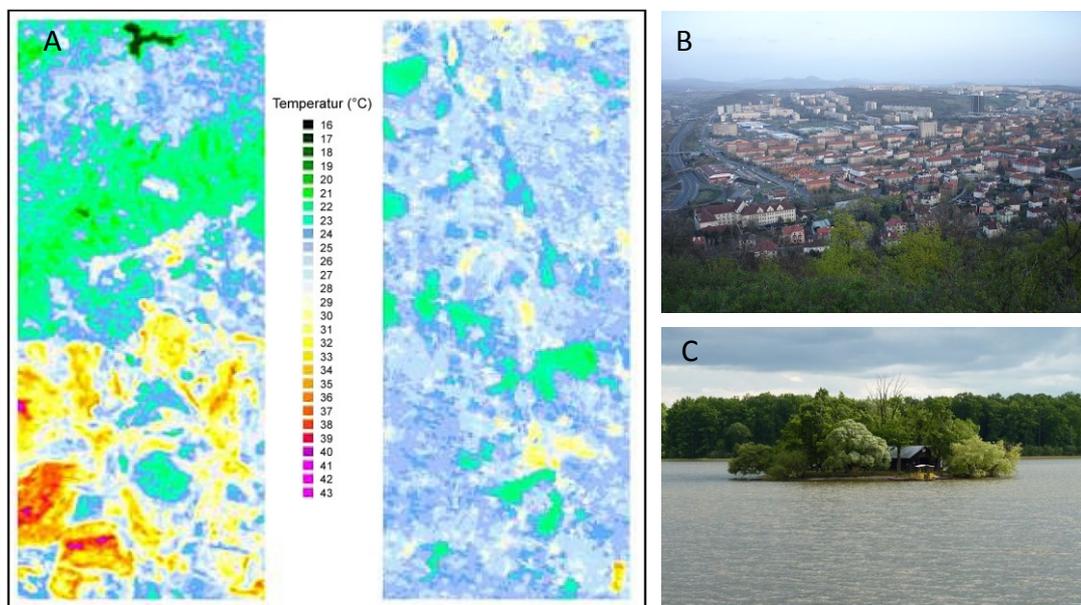


Abbildung 10: Vergleich der Temperatur (A) zwischen der trockenen Region um Most in Nordböhmen (A links, B) und der von Teichen geprägten Region um Třeboň in Südböhmen (A rechts, C).

Die höchsten Temperaturen (>30 °C, rot) zeigen sich in der Region Most.

Quellen: A: Kravčík, Michal; Pokorný, Jan; Kohutiar, Juraj; Kováč, Martin; Tóth, Eugen (2008):

Water for the Recovery of the Climate – A New Water Paradigm. Typopress-publishing house s.r.o., Košice, S. 41.: <http://tinyurl.com/npgoo8m>; B: Hadonos (Own work) [CC BY-SA 3.0], via Wikimedia Commons; C: Michal Klajban (Own work) [CC BY-SA 3.0], via Wikimedia Commons.

9 GEFÄHRDUNG UND SCHUTZ DER TEICHE

Teiche sind künstlich angelegte Ökosysteme und bleiben als solche nur erhalten, wenn sie regelmäßig und fachgerecht gepflegt und bewirtschaftet werden.

Ohne Teichpflege- und Bewirtschaftungsmaßnahmen kommt es zur langsamen Sukzession eines Teiches. Die Sukzession beginnt mit der Verschlammung des Teichbodens und der darauf folgenden Verschilfung, die in weiterer Folge das Verlanden des Teiches verursacht (Abbildung 11). Die Verlandung wird durch Schwachstellen in den Dämmen, die eine vollständige Bespannung der Teiche verhindern, weiter beschleunigt. Um diesen Prozessen entgegenzuwirken, müssen Teiche regelmäßig gepflegt und bewirtschaftet werden. Zu den Teichpflege- und Bewirtschaftungsmaßnahmen, die Teiche nachhaltig instand halten, zählen unter anderem das Bespannen und Ablassen des Teiches, das gelegentliche Trockenlegen und Auswintern nach dem Abfischen, die Bearbeitung des Teichbodens, der Schilfschnitt, die Reparaturen von Beschädigungen des Damms, die Dampfpflege und das Entschlammn der Fischgrube (Lhotský, 2010; Zelder, 2003). Gelegentlich können zusätzlich zu den jährlich stattfindenden Bewirtschaftungsmaßnahmen auch Teichmeliorationen nötig sein. Darunter versteht man gezielte, meist sehr kostspielige Maßnahmen wie z.B. die Rekonstruktion von Damm, Abfischanlagen und Zu- und Ablaufeinrichtungen, die Trennung oder das Zusammenlegen von Teichen sowie die Anschüttung von überschüssigem Material zu Teichinseln (Zelder, 2003). Dadurch sollen bereits durch Sukzession verloren gegangene, ursprünglich angedachte Funktionen des Teichs wieder hergestellt werden, um optimale Bedingungen für eine nachhaltige und rentable Fischproduktion zu sichern (Zelder, 2003).



Abbildung 11: Verschilfung und Verlandung am Neudorfer Kleinen Teich (D).

Quelle: Sarkana (Eigenes Werk) [Licence Art Libre (Lizenz Freie Kunst)], via Wikimedia Commons.

Ohne diese Maßnahmen ist der Fortbestand der Teiche nicht gesichert und es besteht die Gefahr, dass Teiche umgewidmet werden oder langfristig gesehen trockenfallen und die Teichlandschaften mitsamt all ihren Funktionen verloren gehen (Abbildung 12). Verschiedenste Pflegemaßnahmen werden allerdings nur gesetzt werden, wenn Teiche wirtschaftlich betrieben werden können. Dabei steht die Bewirtschaftung der Teiche in direkter Konkurrenz mit der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung der Teichflächen. Daher spielt das Verhältnis der Absatzpreise bei den verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten eine bedeutende Rolle für den Fortbestand der Teiche.



Abbildung 12: Aufgelassener Teich bei Waidhofen/Thaya.
Quelle: T. Matzinger.

Weitere Faktoren, die für die Zukunft der Teiche eine wichtige Rolle spielen, sind die Qualität und Quantität des Wassers in den Zuläufen. Zum Beispiel wird sich unter anderem eine Änderung des Klimas auf Teiche und vor allem auf die darin gehaltenen Fische auswirken. Es ist vorauszusehen, dass bei einer anzunehmenden Temperaturerhöhung vor allem die Salmonidenzucht (z.B. Forellen), für die kaltes Wasser wichtig ist, in kühlere Regionen verlagert werden wird. Stattdessen wird die Cyprinidenproduktion (z.B. Karpfen), die auf wärmeres Wasser angewiesen ist, mehr an Bedeutung gewinnen. Eine Fallstudie an ausgewählten Waldviertler Teichen zeigte, dass ein Anstieg der Wassertemperatur eine Steigerung des Karpfenwachstums bewirkt (Fischer-Ankern, 2011). Jedoch wird in Folge des Klimawandels auch das Bespannen der Teiche schwieriger werden, da weniger Wasser für die Teiche zur Verfügung stehen wird.

Auch jene Maßnahmen, die an Teichen aufgrund der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie gesetzt werden müssen, sind oftmals schwer mit der Teichbewirtschaftung vereinbar oder mit hohen Kosten verbunden.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie trat im Jahr 2000 mit dem Ziel, die Wasserpolitik der EU zu vereinheitlichen und diese auf eine nachhaltige und umweltgerechte Wassernutzung auszurichten, in Kraft (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Richtlinie 2000/60/EG 2000). Eine integrierte Wasserpolitik soll dazu beitragen, Gewässer über Verwaltungsgrenzen hinweg zu schützen. Zum Beispiel kann der qualitative Wasserzustand von Flüssen nur verbessert werden, wenn auch innerhalb der Einzugsgebiete Gewässerschutz praktiziert wird. Die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union sind durch die Wasserrahmenrichtlinie dazu angehalten, auf einer fünfstufigen, dem Schulnotensystem gleichenden Skala von Zustandsklassen bis spätestens 2027 einen „guten ökologischen und chemischen Zustand“ ihrer Gewässer zu erreichen. Die Zustandsklassen definieren sich durch ihre Naturnähe aus Sicht der Hydromorphologie (z.B. Gewässerstrukturen, Wasserhaushalt, Durchgängigkeit), aus Sicht der Biologie (z.B. Makrozoobenthos, Wasserpflanzen, Fische) und aus Sicht chemisch-physikalischer Eigenschaften (z.B. Nährstoff- und Schadstoffbelastung) der Gewässer. Ausschlaggebend für einen „guten ökologischen Zustand“ ist jedoch vor allem die Biologie eines Gewässers. Obwohl für verschiedene Gewässertypen (z.B. Flüsse, Seen, Küstengewässer) die Rahmenbedingungen zur Erreichung des „guten Zustandes“ unterschiedlich sind, sind die Zustandsklassen für die unterschiedlichen Gewässertypen entsprechend ihrer Abweichung von einem natürlichen bzw. naturnahen Referenzzustand nach gleichen Grundsätzen definiert (Vgl.: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Richtlinie 2000/60/EG 2000).

Teiche sind künstliche Gewässer, die kaum den von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten, sich an den natürlichen Gewässerbedingungen orientierenden „guten ökologischen Zustand“ erreichen können. Vor allem die historischen, im Hauptschluss liegenden Teiche beeinflussen die Hydromorphologie, Biologie und Chemie der Fließgewässer stark.

Im Hauptschluss liegende Teiche haben abiotische Veränderungen der durch sie aufgestauten Fließgewässer zur Folge (z.B. Strömungsverminderung durch Vergrößerung des Abflussquerschnittes durch die Stauhaltung, dadurch Veränderung der Substratzusammensetzung und der Wassertemperatur etc.), die wiederum zu biotischen Veränderungen (Fauna und Flora) führen. Nach der Wasserrahmenrichtlinie besteht somit für diese Gewässer Handlungsbedarf. Zum Beispiel ist eine konkrete Forderung der Wasserrahmenrichtlinie zur Erreichung des Zielzustandes der Fließgewässer, dass ihre Durchgängigkeit gewährleistet sein muss, um Wanderungsbewegungen der Fauna und ungestörten Sedimenttransport zu ermöglichen (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Richtlinie 2000/60/EG 2000). Bei kleinen Teichen kann dieses Ziel durch die Errichtung von Umlaufgräben und Fischaufstiegshilfen erreicht werden. Bei großen Teichen ist die Errichtung von Umlaufgräben jedoch zusätzlich zum hohen Kostenaufwand häufig auch (gelände)technisch kaum möglich. Ein weiteres Problem ist, dass für viele Teiche nach dem Abfischen im Herbst das gesamte Wasser der Zuläufe benötigt wird, um die Teiche rechtzeitig vor dem Frühjahr wieder voll zu bespannen. Es ist somit für die Bespannung von großen Teichen mit geringen Zuläufen problematisch, eine Restwassermenge abzugeben. Die Wiederherstellung der typspezifischen Strömungsverhältnisse ist nur über die Entfernung der Stauhaltung möglich. Mit der Stauhaltung würde aber auch gleichzeitig der Teich entfernt werden.

Aufgrund dieser Problematik müssen für Teiche Sonderregelungen gefunden werden. Es besteht die Möglichkeit, für Karpfenteiche und die angrenzenden Fließgewässer ein abgemindert Güteziel, das „gute ökologische Potential“ zu fordern (Pers. Mitt. Käfel, 2013; Eberstaller et al., 2009). Dafür müssen Maßnahmen gefunden werden, die keine signifikante Beeinträchtigung der Nutzung des Karpfenteiches nach sich ziehen, jedoch trotzdem wesentliche ökologische Verbesserungen ermöglichen.

In den letzten Jahren zeichnete sich die Tendenz ab, dass die derzeit überwiegend vorkommenden Karpfen- und Forellenzuchtbetriebe durch hochspezialisierte und effiziente Kreislaufanlagen ergänzt bzw. ersetzt werden könnten, da limitierte Land- und Wasserressourcen sowie Forderungen der Wasserwirtschaft und des Naturschutzes eine weitere Expansion von Teichflächen erschweren (Fischer-Ankern, 2010). Bei dieser Entwicklung sollte jedoch bedacht werden, dass Kreislaufanlagen im Gegensatz zu Teichen keine so vielfältige Bedeutung für die umliegende Kulturlandschaft haben können.

10 ZUSAMMENFASSUNG

Teichen kommt aufgrund ihrer Funktionen eine große Bedeutung in vielerlei Hinsicht zu. Teichwirtschaften produzieren hochwertige Nahrungsmittel und sind wichtige Wirtschaftsfaktoren, die vor allem in strukturschwachen Regionen Arbeitsplätze schaffen können. Auch die touristische Nutzung der Teiche kann in Zukunft weiter forciert werden, um die Teichregionen zu stärken. Teiche bieten auch einen wichtigen Lebensraum für eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten. Des Weiteren haben Teiche das Potential, Hochwässer zu mindern und mäßigend auf das Klima zu wirken.

All diese Funktionen sind eng miteinander verknüpft und ergänzen sich häufig. In vielen Fällen stehen die Funktionen allerdings auch im Konflikt und es ist schwer, verschiedene Interessen in Hinblick auf die Teichnutzung zu vereinbaren. Es ist daher ein Ziel für die Zukunft, die Zusammenarbeit verschiedener Interessensgruppen zu intensivieren und bei Entscheidungen Kompromisse zu finden, die möglichst alle Funktionen von Teichen berücksichtigen.

Um die vielfältigen Funktionen, die Teiche haben, zu bewahren, ist es nötig, Teiche zu pflegen. Dazu sollte Teichbewirtschaftung attraktiv gemacht und nicht durch legitistische Hürden erschwert werden. Es sollte jedoch nicht eine möglichst intensive Fischzucht angestrebt, sondern auf eine naturschutzorientierte Teichbewirtschaftung mit regionalen Absatzmärkten Wert gelegt werden, um die Biodiversität und die ökologische Nachhaltigkeit der Teiche zu gewährleisten. Dies bedeutet, dass in Folge die Notwendigkeit besteht, Händlern und Konsumenten den ökologischen Aspekt der extensiven Fischproduktion bewusst zu

machen. Die Konsumenten sind in weiterer Folge aufgefordert, sich des Zusammenhangs zwischen ihrer Kaufentscheidung und den vielfältigen Funktionen der regionalen Teiche bewusst zu sein und nicht Billigprodukten, die ohne ökologische Rücksichtnahme produziert wurden, den Vorzug zu geben.

Ebenso ist es nötig, Teichwirte über naturschutzorientierte Teichwirtschaft zu informieren und die Rahmenbedingungen so zu gestalten, dass naturschutzorientierte Teichwirtschaft gedeiht und auf diese Weise der vielfältige Wert der Teiche nicht nur erhalten bleibt, sondern auch gesteigert wird.

11 QUELLENVERZEICHNIS

11.1 LITERATUR

- Adamek, Z., Kortan, D., Lepic, P., Andreji, J. (2003): Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: A study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquaculture International* 11, 389-396.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (2000): I, 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 [Fassung vom 22.12.2000]
- Bauer, C., Schlott, G., Gratzl, G. (2007): Kompensation von Fischotterschäden in Niederösterreich. *Fischer und Teichwirt* 4/2007, 128-129.
- Blaas, K. (2012): Aquakultur 2020 – Österreichische Strategie zur Förderung der nationalen Fischproduktion. *Österreichs Fischerei* 65, 186-196.
- Bodner, M. (2014): Störenfried Fischotter? ... gegen falsche Behauptungen und Halbwahrheiten. *Naturschutzbunt* 1, 3-4.
- Böhmer, K., Buresch, W., Frank, K., Holzer, W., Kriechbaum, M., Kutzenberger, H., Lazowski, W., Paar, M., Schramayr, G., Zukrigl, K. (1989): Biotoptypen in Österreich – Vorarbeiten zu einem Katalog. Umweltbundesamt, Wien. Online: <http://www.dib.boku.ac.at/uploads/media/Biotoptypenkatalog.pdf> (18.07.2012)
- Butz, I., Odehnal, H., Schlott, G.; Akademie für Umwelt und Energie, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1993): Karpfenteiche und ihre Vorfluter – Ergebnisse des Arbeitskreises 41 an der Akademie für Umwelt und Energie in Laxenburg. NORKA-Verlag, Klosterneuburg, Laxenburg.
- Clausnitzer, H. J. (1983): Der Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenbestand eines Teiches. *Natur und Landschaft* 58/4, 129-133.
- Clausnitzer, H. J., Bühring, E., Langbehn, H., Ortmann, M. Rufert, G. Thiess, A. (2004): Die Entwicklung des Naturschutzgroßprojekts „Meißendorfer Teiche/Bannetzer Moor“ (Landkreis Celle, Niedersachsen) seit 1979. *Natur und Landschaft* 79, 249-256.
- Eberstaller, J., Köck, J., Haunschmid, R., Jagsch, A., Ratschan, C., Zauner, G. (2009): Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer – Biologische Definition des guten ökologischen Potentials. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Online: <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/74904/1/27032/> (13.02.2013)
- Fischer-Ankern, A. (2010): Produktionstheoretisch-ökonomische Analyse der Aquakultur – Ressourcen, Produktion & Marktvolumen der Aquakultur in Österreich. Universität für Bodenkultur, Wien, Dissertation.
- Fischer-Ankern, A. (2011): Climate Change and Extensive Carp Aquaculture in Central Europe. An Austrian Case Study. University of Oxford, Oxford, Dissertation.
- Fischer-Ankern, P. (1985): Die Entwicklung der Rodungsherrschaft Kirchberg am Walde (Waldviertel) – Dissertation der Universität für Bodenkultur in Wien. VWGÖ, Wien.
- Graber, G., Gundacker, C., Wittmann, K. J., Kamel, S., Singer, B. (2008): Einflussfaktoren der Quecksilber- und Selengehalte in Karpfen und Forellen aus österreichischer Aquakultur unter besonderer Berücksichtigung der spezifischen Fraßnahrungsketten. Schlussbericht Projekt 100214. Medizinische Universität Wien.
- Gratzl, G. (2013): Wie viele Angelteiche gibt es in Niederösterreich? Eine Auswertung der Teichdatenbank der Ökologischen Station Waldviertel. *Österreichs Fischerei* 66, S. 156-157.
- Kainz, E. (1997): Produktionsverhältnisse und Lebensbedingungen im Fischteich. In: Schäperclaus, W., Lukowicz, M. v. (Hg.): *Lehrbuch der Teichwirtschaft*, 4. Auflage. Paul Parey, Singhofen, 157-219.
- Knittler, H. (2005): Teiche als Konjunkturbarometer? Das Beispiel Niederösterreich. *Ruralia* V, Supplementum 17, 208-221.
- Knittler, H. (2012): Zur Geschichte der Teichwirtschaft im niederösterreichischen Waldviertel. In: Stadtgemeinde Weitra (Hg.): *Mensch & Fisch – Die Faszination der Waldviertler Teiche*, Begleitbroschüre zur Ausstellung auf Schloss Weitra. Weitra, 7-9.
- Knösche, R., Rümmler, F., Füllner, G. (1995): Einfluss der Karpfenteiche auf die Wasserqualität. *Fischer und Teichwirt* 8/1995, 304-306.
- Kober, C. (2008): Vom Fischteich zum „Puffer“ bei Hochwasser. *Augsburger Allgemeine*. Online: <http://www.augsburger-allgemeine.de/mindelheim/Vom-Fischteich-zum-Puffer-bei-Hochwasser-id3554251.html> (19.09.2012).
- Koch, M., Bernhard, K. G., Webhofer, J., Kriechbaum, M. (2005): Alte Teichlandschaften im österreichischen Waldviertel: Vegetation und Diasporenpotential des Schönauer Teiches bei Zwettl. In: Lack, H. W., Leins, P., Porembski, S. (Hg.): *Botanische Jahrbücher für Systematik Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie*, 126/1. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. S. 133-147.
- Kohl, F. (2000): Soziale und ökonomische Bedeutung der Angelfischerei in Österreich, Repräsentativumfrage Juni – September 2000, Studie des ÖKF. Online: http://www.eaa-europe.org/fileadmin/templates/eaadocs/uKF-Studie_Value_of_Angling_in%20Austria.pdf (04.04.2013)
- Kortan, J. (2010): Secondary losses caused by feeding activities of great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on fishponds. University of South Bohemia, České Budějovice, Diplomarbeit.

- Kravčík, Michal; Pokorný, Jan; Kohutiari, Juraj; Kováč, Martin; Tóth, Eugen (2008): Water for the Recovery of the Climate – A New Water Paradigm. Typopress-publishing house s.r.o., Košice.
- Kriechbaum, M., Koch, M. (2001): *Coleanthus subtilis* (Poaceae) – wiederentdeckt. *Neulreichia* 1/2001, 51-56.
- Landtag von Niederösterreich, Landesdirektion (2001): Synopse – Dokumentation des Ergebnisses des Begutachtungsverfahrens – NÖ Fischereigesetz 2001 (NÖ FiG 2001). Online: <http://www.landtag-noe.at/service/politik/landtag/LandtagsvorlagenXV/GesetzeXV/876/876.htm> (20.02.1013)
- Lhotský, R. (2010): The role of historical fishpond systems during recent flood events. *Journal of Water and Land Development* 14, 49-65.
- Luthardt, H., Dettner, K. (2002): Beeinflussung von Taumelkäfervorkommen durch Bewirtschaftungsfaktoren in Teichanlagen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34, 325-333.
- Ramsar (Hg.) (2000): Information Sheet on Ramsar Wetlands (RIS) – Třeboň Fishponds. Online: http://www.wetlands.org/reports/ris/3CZ002en_RIS_2000.pdf (22.09.2012)
- Romstöck-Völkl, M., Völkl, W., Rebhan, H., Franke, T., Krug, R. (2006): Auswirkungen einer naturschutzorientierten Teichwirtschaft im NSG Craimoosweiher – Ergebnisse einer zehnjährigen Untersuchung auf Libellenfauna und Unterwasservegetation. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38/8, 251-258.
- Salathé, T. (2007): Ecohydrological approaches to wetland restoration and management. The Ramsar Convention on Wetlands. Online: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-news-archives-2007-ecohydrological-19817/main/ramsar/1-26-45-48%5E19817_4000_0 (19.09.2012).
- Schreckenbach, K., Knösche, R., Ritterbusch, D., Pfeifer, M., Weißenbach, H., Janurik, E., Szabo, P., Schoppe, P., Thürmer, C. (2001): Ordnungsgemäße Teichwirtschaft - Auswirkungen guter fachlicher Praxis auf Nährstoffe in Karpfenteichen und Vorflutern. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei*, Band 8, Potsdam-Sacrow.
- Schulte, R. (2000): Teichwirtschaften – Sahnstücke des internationalen Arten- und Biotopschutzes. Ergebnisse eines Seminars der NABU-Akademie Gut Sunder vom 23.10. bis 24.10.1999; Online: <http://www.nabu-akademie.de/berichte/99teiche.htm> (14.07.2012)
- Shamsul, K. M., Wahab, M.A., Arjinkit, C., Turongrouang, D., Bosma, R.H., Verdegem, M.C.J. (2007): Using the fishpond as an improved nutrient trap for recycling nutrients on farm in North East Thailand and Mymensingh, Bangladesh. In: Van der Zijpp, A. J., Verreth, J. A. J., Le Quang, T., Van Mensvoort, M. E. F., Bosma, R. H., Beveridge, M. C. M. (Hg.): *Fishponds in farming systems*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, 97-104.
- Statistik Austria (2014 a): Aquakulturproduktion, Speisefischproduktion 2013. Erstellt am 16.12.2014.
- Statistik Austria (2014 b): Versorgungsbilanzen, Versorgungsbilanz für Fische 2008 bis 2013. Erstellt am 29.08.2014.
- Teufel, J., Stamer, A., Bergleiter, S. (2005): Ökologische Fischproduktion: Struktur, Entwicklung, Probleme, politischer Handlungsbedarf. Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung Bonn. Online: <http://www.oeko.de/oekodoc/246/2005-005-de.pdf> (06.09.2012)
- Thompson, G., Coldrey, J., Bernard, G. (1986): *Der Teich*. Aus dem Englischen übersetzt von Kremer, B. P. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- Völkl, W. (2007): Die Bedeutung und Bewertung von bewirtschafteten Teichen für den Naturschutz einschließlich des Fischartenschutzes – Artenvielfalt in Fischteichen erhalten durch Nutzung. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei, Bayreuth.
- Wenny, J. (2003): *Der Kormoran im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Teichwirtschaft im Oberen Waldviertel*. Universität für Bodenkultur, Wien, Diplomarbeit.
- Zelder, S. (2003): *Teichmelioration und Teichbewirtschaftung als umweltfreundliches Management*. Humboldt-Universität, Berlin, Dissertation.

11.2 ONLINE-QUELLEN

- Link:* *Url*
- Link 1:* <http://www.genuss-region.at/genussregionen/niederoesterreich/waldviertler-karpfen/index.html> (24.04.2014)
- Link 2:* <http://www.genuss-region.at/genussregionen/steiermark/steirisches-teichland-karpfen/index.html> (24.04.2014)
- Link 3:* <http://www.lk-stmk.at/?+Teichwirteverband+Steiermark+&id=2500%2C1203030%2C%2C%2C> (12.08.2013)
- Link 4:* <http://www.atrakcjetechniki.karr.pl/de/seiten/1124.html> (21.11.2012)

11.3 EXPERTENINTERVIEWS

Käfel, Dr. Gerhard: Amt der NÖ Landesregierung, Gruppe Wasser, Abteilung Wasserwirtschaft, Referat Wasserwirtschaftliche Planung (05.02.2013)

AUTORIN:
THERESA MATZINGER, Kontakt: OEKO@BAW.AT

ANGEWANDTE FORSCHUNG FÜR DIE TEICHWIRTSCHAFT IM WALDVIERTEL

Hutmann A. – Ökologische Station Waldviertel

1 EINLEITUNG

DIE FÖRDERUNG EINER NACHHALTIG BETRIEBENEN TEICHWIRTSCHAFT war und ist eines der zentralen Ziele der Ökologischen Station Waldviertel, dem jüngsten Institut des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, und Inhalt zahlreicher Forschungsprojekte, die seit den Anfängen der Station durchgeführt wurden. Dank der langjährigen Erhebungen sowohl im Rahmen dieser Projekte als auch der Teichwirteberatungen ist umfangreiches Datenmaterial, vor allem zu physikalischen und hydrochemischen Parametern aber auch zu Abundanzen und Biomasse von Zooplankton der Waldviertler Teiche vorhanden. In der Vergangenheit konnten daraus im Zusammenhang mit der jeweiligen Bewirtschaftungsweise wertvolle praktische Grundlagen zu einer schonenden, der Wasserqualität und zugleich der Fischgesundheit zuträglichen, Bewirtschaftung abgeleitet werden. Kernthemen waren dabei die Rolle der verschiedenen Zooplanktongruppen für die Ernährung unterschiedlicher Alters- und Größenklassen von Fischen und die Entwicklung einer Fütterungsstrategie, die das Wissen um die Naturnahrungssituation miteinschließt, sowie damit verbundener praxisorientierter Methoden. Im Folgenden sollen anhand projektübergreifender Vergleiche der Daten zweier Untersuchungen aus den 90er Jahren sowie einer aktuelleren zehnjährigen Versuchsreihe Zusammenhänge zwischen dem Zuwachs zwei- bis dreisömmeriger Karpfen, der Produktionsweise und den Wasserparametern abgeleitet werden.

2 DATENGRUNDLAGE

Grundlage der vergleichenden Analyse bildeten die im Zuge mehrerer Projekte erhobenen Daten zu Bewirtschaftung, Produktion, physikalischen und hydrochemischen Parametern sowie zu Daphnienabundanzen, die aus 79 Produktionsperioden von insgesamt 17 Teichen stammten. An sieben Hälterteichen wurden im Rahmen des Fütterungsprojektes Waldviertel von 1991 bis 1993 Untersuchungen zum Einsatz verschiedener Futtermittel und Fütterungsstrategien in der Karpfenteichwirtschaft durchgeführt. Fünf weitere Teiche waren Gegenstand des sogenannten Nebenfischprojektes, das ebenfalls für die Dauer von drei Jahren, von 1996 bis 1998, durchgeführt wurde und dessen Ziel in der Schaffung von Grundlagen zur Optimierung einer sowohl ökologisch als auch ökonomisch ausgerichteten Produktion begriffen war. Ältere Daten aus zwei weiteren Produktionsjahren lagen für zwei dieser Teiche vor. Von einem weiteren Teich, der im Folgenden als GT bezeichnet wird, wurden die Produktionsdaten aus den Jahren 1993 bis 1995 der Ökologischen Station zur Verfügung gestellt, Daten zu Physik, Hydrochemie und Zooplankton waren hierzu jedoch nicht vorhanden. Im Zeitraum von 2004 bis 2013 wurde die Teichanlage Edlau in der Gemeinde Litschau von der Ökologischen Station Waldviertel, Bundesamt für Wasserwirtschaft, als Versuchsanlage bewirtschaftet. Die jeweiligen Ergebnisse waren Thema zahlreicher Berichte und Publikationen.

Abgesehen von der Versuchsreihe an der Anlage Edlau, deren Bewirtschaftung allein in der Hand der Ökologischen Station als Pächter lag, wurden die Untersuchungen in Zusammenarbeit mit den jeweiligen Teichwirten durchgeführt. Die im Zuge dieser Projekte übermittelten Bewirtschaftungsdaten wurden bisher und sollen auch weiterhin vertraulich behandelt werden. Daher werden die betreffenden Teiche nicht namentlich genannt sondern mit Buchstaben- und Zahlencodes bezeichnet.

In den untersuchten Objekten kamen verschiedene Bewirtschaftungsstrategien zum Einsatz. Es gab Unterschiede betreffend Arten- und Größenklassenzusammensetzung des Besatzes, Besatzdichte, Produktionsdauer und Fütterung. In den Edlauer Teichen E 1 bis E 4 wurde je nach Fragestellungen jedes

Jahr ein anderer Versuchsansatz gefahren. In den meisten Fällen stellte der dreisömmrige Karpfen den Hauptteil an der Gesamtproduktion, großes Augenmerk wurde dennoch auch auf die Produktion verschiedener Nebenfischarten gelegt. Im Rahmen von Fütterungsversuchen wurde die Zufütterung an die jeweilige Fragestellung angepasst. Ein wesentliches Ziel der Versuchsreihe war die Entwicklung einer bedarfsgerechten Fütterungsstrategie, die sich an der Verfügbarkeit von Naturnahrung gemessen am Absatzvolumen orientiert. In der Hälteranlage mit den Teichen HT 1 bis HT 7 standen der Vergleich des Einsatzes verschiedener Futtermittel bzw. Fütterungsstrategien und deren Wirtschaftlichkeit sowie ihre Auswirkungen auf die Wasserqualität im Zentrum. Dabei wurde in jedem Teich jeweils nur ein Futtermittel verabreicht oder bedarfsorientiert zugefüttert. Der Versuchsansatz sah eine Produktion dreisömmriger Karpfen in Monokultur vor, was aufgrund des Auftretens anderer Fische nur teilweise gelang. Das Nebenfischprojekt wurde an sechs Waldviertler Teichen unterschiedlicher Größe und Bonität durchgeführt, von denen fünf, T 1 bis T 5, in die Analyse mit einfließen. In zwei Drittel der Fälle war auch hier der dreisömmrige Karpfen der Fisch, der den Hauptteil an der Gesamtproduktion stellte. Aber auch die Produktion von Nebenfischen, vor allem Maränen, Schleien und Zander hatte in diesen Teichen einen hohen Stellenwert. Düngung und Kalkung kamen in den Untersuchungsobjekten nicht routinemäßig zum Einsatz, sondern wurden nur zu bestimmten Zwecken vorgenommen. Zur Teichvorbereitung für den Besatz mit Fischbrut wurde in die Edlauer Teiche in den Jahren 2005 und 2006 und in den Teich T 1 im Jahr 1997 Mist eingebracht. Die Hälterteiche wurden 1991 und 1993 gekalkt, im ersten Jahr zur Teichdesinfektion vor Versuchsbeginn und im dritten Jahr, um dem unerwünschten Auftreten von Nebenfischen zu begegnen.

3 PHYSIKALISCHE UND HYDROCHEMISCHE PARAMETER

Hinsichtlich der Mittelwerte für Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert, Ammoniumstickstoff- sowie Gesamtphosphorkonzentration über den Zeitraum Mai bis August waren die Bedingungen in den einzelnen Teichen bzw. Teichanlagen zum Teil sehr unterschiedlich. Die Anlage Edlauer und die Hälteranlage unterschieden sich mit Ausnahme der Temperatur und des Ammoniumstickstoffgehaltes in allen Parametern signifikant voneinander (Tabelle 1). Die Edlauer Teiche zeichneten sich durch pH-Werte, die meist im leicht sauren Bereich lagen, einem Säurebindungsvermögen von im Mittel weniger als $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ und vergleichsweise niedrige Gesamtphosphorgehalte aus. Insgesamt resultierte daraus eine geringe Bonität. In den Hälterteichen andererseits war die mittlere Gesamtphosphorkonzentration wesentlich höher, entsprach aber den damals durchschnittlichen Werten Waldviertler Teiche (Böhm et al., 2014). Bereits am frühen Vormittag waren Sauerstoffübersättigungen häufig. Die gemessenen pH-Werte lagen immer im basischen Bereich, Einzelwerte über 9 waren keine Seltenheit. Dies sind deutliche Hinweise auf eine hohe Primärproduktion. Auch das Säurebindungsvermögen zeichnete die Teiche als fruchtbar aus.

TABELLE 1: VERGLEICH DER MITTELWERTE PHYSIKALISCHER UND HYDROCHEMISCHER PARAMETER IN DEN EDLAUER TEICHEN UND DEN HÄLTERTEICHEN. *** $P < 0,001$.

Parameter	Edlauer Teiche	Hälterteiche	Signifikanzniveau
Temperatur [°C]	$18,3 \pm 0,7$	$18,8 \pm 1,2$	n.s.
O ₂ [mg·L ⁻¹]	$8,0 \pm 0,9$	$11,5 \pm 1,8$	***
Leitfähigkeit [µS]	115 ± 10	289 ± 11	***
pH-Wert	$6,9 \pm 0,2$	$8,8 \pm 0,5$	***
SBV [mval·L ⁻¹]	$0,9 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,1$	***
NH ₄ -N [mg·L ⁻¹]	$0,11 \pm ,03$	$0,11 \pm 0,04$	n.s.
P _{ges} [µg·L ⁻¹]	119 ± 33	280 ± 96	***

Unter den Teichen, die im Rahmen des Nebenfischprojektes untersucht wurden, wurde dem Teich T 3 die höchste Bonität zugeschrieben. Er hatte von allen hier behandelten Untersuchungsobjekten die höchste

Leitfähigkeit, das höchste Säurebindungsvermögen und gehörte zu den wärmsten Teichen. Allerdings war der Gesamtphosphorgehalt mit im Mittel $176 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ vergleichsweise niedrig. Der T 3 stach aber vor allem hinsichtlich des Ammoniumstickstoffgehaltes aus den Untersuchungsobjekten heraus. In den Produktionsperioden 1996 und 1997 betrug die entsprechenden Mittelwerte $0,36$ und $0,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Ansonsten wiesen die Teiche, die Gegenstand des Nebenfischprojektes waren, für die meisten Parameter Werte auf, die zwischen denen der Edlauer Teiche und der Hälterteiche lagen.

4 GESAMTPRODUKTION

Die höchsten Flächenzuwächse wurden in den Teichen der Hälteranlage erzielt und lagen für die Teiche HT 1, HT 4 und HT 5 bei über $800 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Mit diesen Erträgen lagen die Hälterteiche mit Ausnahme des Teiches HT 3 mit Abstand über dem Niveau, das in den anderen Teichen erreicht wurde. Sehr geringe Zuwächse erzielten die Teiche T 1 und GT, zwei Teiche mit großen Flächenausmaßen, für welche im Allgemeinen von einem größeren Produktionsrisiko auszugehen ist (Abbildung 1).

Generell ging ein höherer Besatz mit einem höheren Ertrag einher (Korrelationskoeffizient $r = 0,60$, $p < 0,001$). In diesem Zusammenhang sind allerdings keine Werte für die Hälteranlage enthalten, da in den entsprechenden Daten das Besatzgewicht nicht angeführt war.

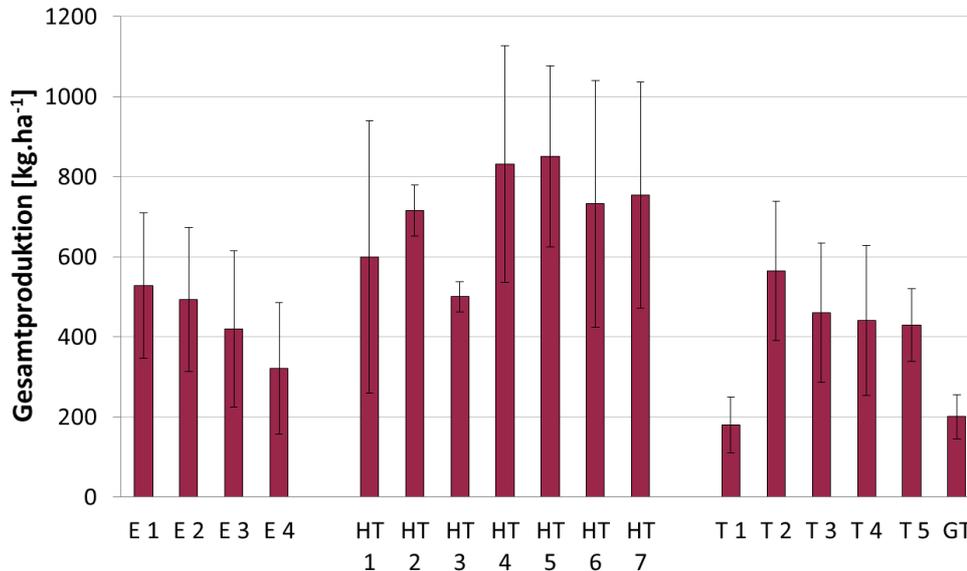


Abbildung 1: Mittlere Gesamtproduktion in den untersuchten Teichen.

5 KARPFFENPRODUKTION

Im Mittel stellte der dreisömmrige Karpfen (K3) in fast allen der untersuchten Teiche den Hauptteil an der Gesamtproduktion. Nur in den Teichen T 4 und GT betrug der durchschnittliche Ertrag an K3 nur 29 % und 26 % der gesamten Produktion (Abbildung 2). In diesen Teichen wurde der Bewirtschaftungsschwerpunkt weniger auf die Produktion von K3, sondern auf die anderer Altersklassen des Karpfens und diverser wirtschaftlich bedeutender Nebenfischarten wie Maränen, Schleien, Zander und Hechte gelegt. Geringe K3-Erträge in den Teichen T 1 bis T 5 und dem GT waren zum Teil aber auch hohen Winterausfällen oder Verlusten infolge minderer Besatzqualität geschuldet. Der Versuchsaufbau des Fütterungsprojektes in den Hälterteichen sah dagegen eine K3-Produktion in Monokultur vor. Dies gelang nur in den Teichen HT 2, HT 3 und HT 4 in jedem Jahr hundertprozentig und die Gesamtproduktion entsprach somit der Karpfenproduktion. In den anderen Teichen kam es im zweiten und/oder dritten Versuchsjahr zu einem unvorhergesehenen, zum Teil massenhaften Auftreten von Nebenfischen. In den Teichen HT 6 und HT 7 übertraf im Jahr 1993 die Produktion dieser Fische sogar die Karpfenproduktion.

Wie der Gesamtertrag war auch die Karpfenproduktion in der Hälterteichanlage am höchsten, wobei hier auch die Besatzdichten am höchsten gewählt wurden. Während die Edlauteiche mit im Durchschnitt nur 200 bis 290 K2 (zweisömmrige Karpfen) pro Hektar besetzt wurden, waren es in den Hälterteichen etwa dreimal so viele. Dadurch wird die Ertragshöhe in den Hälterteichen, die maximal doppelt so hoch war wie die der Edlauer Teiche wieder relativiert (Abbildung 3).

Wie für die Gesamtproduktion galt auch für die Karpfenproduktion allein, dass ein steigendes Besatzgewicht von K2 zu einer höheren Produktion von K3 führte (Korrelationskoeffizient $r = 0,78$, $p < 0,001$). Datengrundlage bildeten die Werte für die Edlauer Teiche und die Teiche T 1 bis T 5, in denen der dreisömmrige Karpfen den Hauptteil an der Produktion stellte. Für die Besatzdichte lagen für alle Teiche Angaben vor. Wie das Besatzgewicht korrelierte sie signifikant positiv mit dem K3-Ertrag ($r = 0,77$, $p < 0,001$).

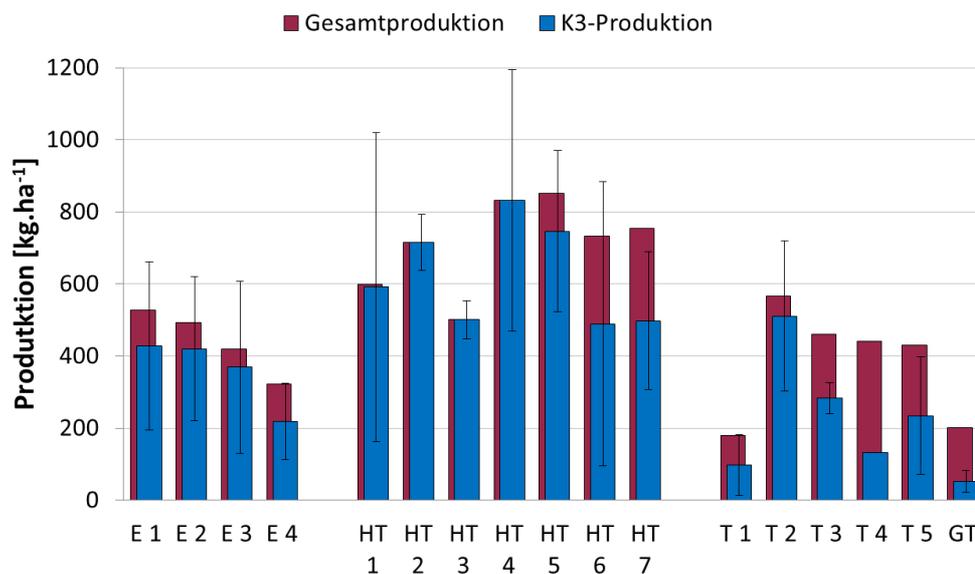


Abbildung 2: Mittlere K3-Produktion in den untersuchten Teichen im Verhältnis zur Gesamtproduktion.

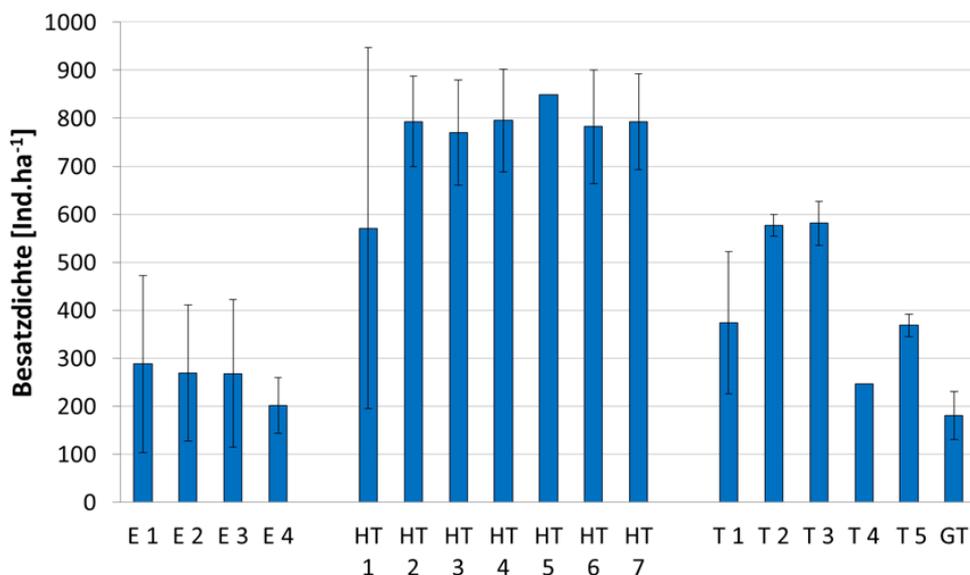


Abbildung 3: Mittlere K2-Besatzdichte in den untersuchten Teichen.

6 STÜCKZUWACHS

Die Stückzuwächse in den Teichen der Anlage Edlau waren signifikant ($p < 0,001$) höher als in den anderen Teichen. Zum Teil wurden sogar Stückzuwächse von über 2 kg erreicht. Am höchsten waren sie im Teich E 2, in dem dreisömmrige Karpfen mit einer Gewichtszunahme von im Mittel 1,82 kg produziert wurden. Aus den Teichen T 1 bis T 5 stach der Teich T 3 mit dem vergleichsweise höchsten mittleren Stückzuwachs heraus. Hier wurde immerhin im Schnitt eine Gewichtszunahme von 1,34 kg erreicht. Die Karpfen der Halteranlage wiesen im Mittel nur eine Gewichtszunahme von 0,86 auf. Lediglich in einem dieser Teiche, dem HT 4, wurde im Mittel ein Stückzuwachs von über 1 kg erreicht (Abbildung 4).

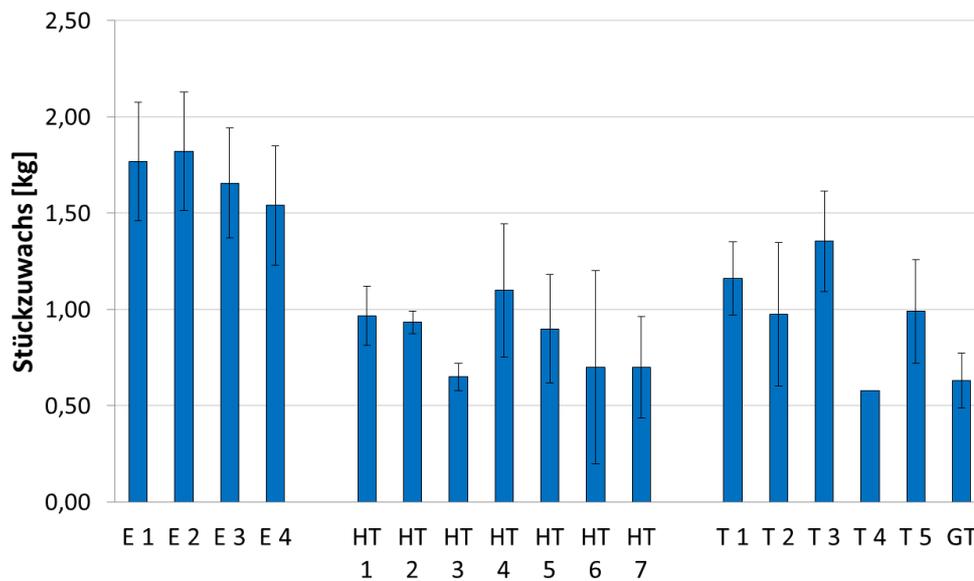


Abbildung 4: Mittlerer Stückzuwachs der K2-3 in den untersuchten Teichen.

7 STÜCKVERLUST

Wenn man von Normverlusten von 5 % für die Altersklasse K2-3 ausgeht, so liegen die Ausfallquoten in den Untersuchungsobjekten zum Teil doch deutlich darüber. Unter den Edlauer Teichen wurde im Teich E 4 über den gesamten zehnjährigen Untersuchungszeitraum die höchste Ausfallquote mit fast 19 % verzeichnet. Noch wesentlich drastischer war die Situation in den Teichen T 1 und T 3 in den Jahren 1996 bis 1998, wobei die Ausfälle in diesem Zeitraum bzw. auch schon einige Jahre davor unüblich hoch waren (Abbildung 5). Einer der wichtigsten Gründe für die hohen Ausfallquoten dürften die strengen Winter mit langer Eisbedeckung in Kombination mit dem Auftreten des Fischotters gewesen sein. In den Fällen, in denen bereits im Herbst besetzt worden war, kam es zu hohen Winterausfällen. Im Frühjahr, mangels betriebseigener Karpfen zugekaufte Fische dürften aber ebenfalls von dieser Problematik betroffen gewesen sein, denn diese wiesen einen schlechten gesundheitlichen Zustand auf. Dies führte in Folge zu weiteren Ausfällen. Für die Halterteiche fehlten Angaben zur Stückzahl der abgefischten K3. Es war im entsprechenden Bericht jedoch vermerkt, dass es weder zum Auftreten von Krankheiten noch zu Ausfällen kam.

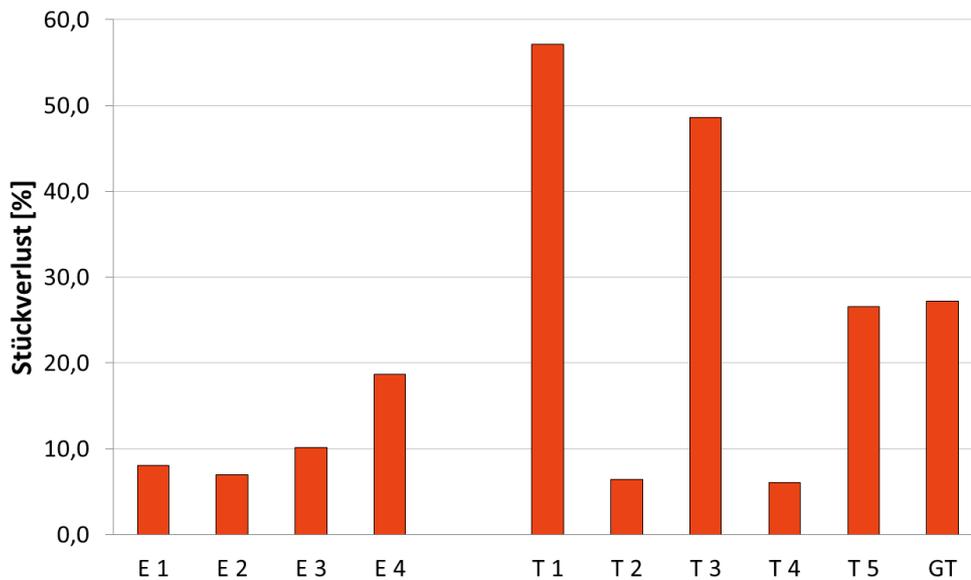


Abbildung 5: Prozentueller Stückverlust der K2-3 in den untersuchten Teichen ohne Hälterteiche.

8 FUTTER

Die größten Mengen an Futtermitteln wurden generell in den Hälterteichen aufgewendet. Nur der Teich HT 3 erhielt im Mittel weniger als $1000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Futter. Am wenigsten zugefüttert wurde in den Teichen T 1, T 4 und GT. Der durchschnittliche Futterverbrauch lag hier im Bereich von $500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ oder sogar deutlich darunter. Getreide als das am häufigsten eingesetzte Futtermittel in der Karpfenteichwirtschaft bildete auch in den untersuchten Teichen den größten Anteil am gesamten Futter mit zum Teil 90 % und mehr. In den Edlauer Teichen und den Teichen T 1 bis T 4 sowie dem GT bewegte sich der Anteil des Mischfutters, das meist im Rahmen einer Konditions- oder Ausgleichsfütterung zum Einsatz kommt, im Bereich von wenigen Prozent bis annähernd 30 %. Die Hälterteiche sind insofern gesondert zu betrachten, als aufgrund des speziellen Versuchsansatzes zum Teil sehr stark von der üblichen Praxis abgewichen wurde. Es kam jeweils nur ein einziges Futtermittel - Getreide, Mischfutter oder Schwimmfutter, bzw. die Strategie der bedarfsorientierten Fütterung ohne nähere Angaben zu Art und Menge der verwendeten Futtermittel - zum Einsatz (Abbildung 6).

Der relative Futterquotient, der das Verhältnis der aufgewendeten Futtermittelmenge zur Produktion über den gesamten jeweils betrachteten Zeitraum anzeigt, bewegte sich im Bereich von 1,27 bis 2,92. Die ungünstigsten Futterquotienten wiesen die Teiche E 4, HT 1 und HT 2 auf. Gründe dafür waren im Wesentlichen ein enorm hoher Futtermiteinsatz in einzelnen Jahren und im Fall des E 4 zusätzlich unerwartet hohe Ausfälle, vor allem im ersten Versuchsjahr. Ähnlich niedrige Futterquotienten hatten die Teiche HT 4 und T 4, der Wert des letzteren ist aber als günstiger zu bewerten, da fast ausschließlich Getreide gefüttert wurde. Im Teich HT 4 dagegen war der Anteil an Mischfutter, bei dessen Verabreichung generell ein niedrigerer Futterquotient anzustreben ist, recht hoch (Abbildung 7).

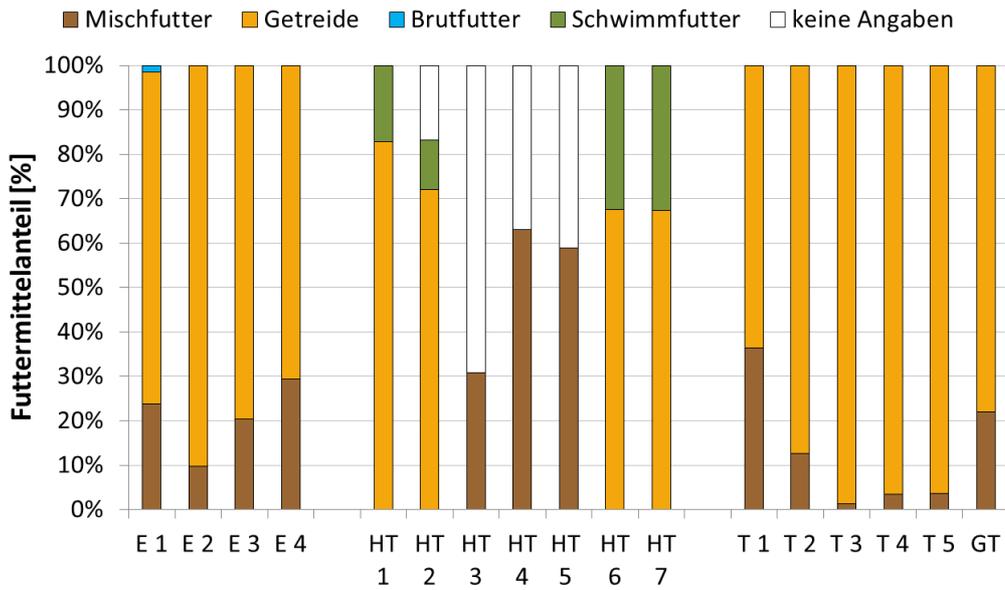


Abbildung 6: Prozentuelle Anteile der verschiedenen Futtermittel, die in den untersuchten Teichen eingesetzt wurden.

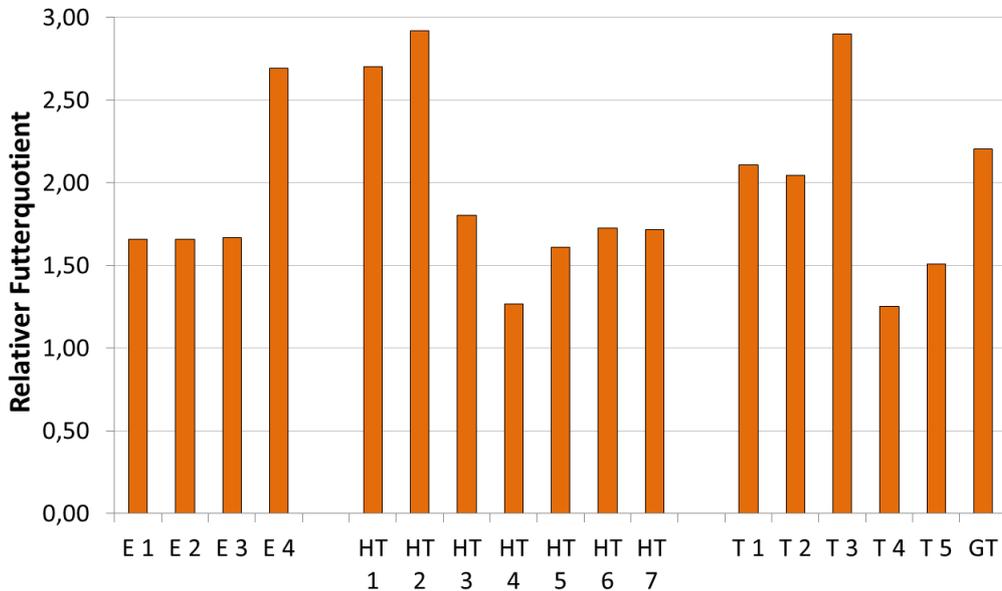


Abbildung 7: Relativer Futterquotient der untersuchten Teiche.

9 NATURNAHRUNG

Eine wesentliche Voraussetzung für das Gelingen einer ökologisch und ökonomisch sinnvollen Bewirtschaftung ist die Erhaltung einer Population von Daphnien ab einer Größe von 1 mm als wesentliche Nahrungsgrundlage auf einem Niveau von 20 bis 40 Individuen pro Liter. Dafür ist einerseits die Besatzdichte von großer Bedeutung, denn die Kopfzahl der Fische bestimmt den Fraßdruck auf die Naturnahrung. Ein wichtiges Steuerelement ist andererseits die Fütterung, die unter dem Gesichtspunkt von Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit immer nach der Naturnahrung ausgerichtet werden sollte.

Aufschluss über die Naturnahrungssituation in den Teichen gaben die Häufigkeiten von Gruppen unterschiedlicher Daphniendichten. Für die Edlauer Teiche lagen dazu Informationen aus 30 Produktionsperioden vor. In 20 davon waren während der Produktionsperiode im Mittel mehr als 40 Daphnien pro Liter zu finden. In sechs Fällen lag die Daphniendichte unterhalb des Schwellenwertes von 20 Individuen pro Liter. Solch niedrige mittlere Individuenzahlen betrafen aber nicht alle Teiche, sondern nur

den E 1 und den E 4 zu jeweils gleichen Teilen. In dem anzustrebenden Bereich von 20 bis 40 Daphnien pro Liter waren nur vier Fälle angesiedelt. Daraus lässt sich ableiten, dass trotz der in den meisten Fällen angewandten bedarfsorientierten Fütterung in zwei Drittel der Fälle das Zooplankton als Nahrungsbasis zumindest zeitweise nicht ausreichend genutzt wurde. In einem Fünftel der Produktionsperioden wurde die Naturnahrung dagegen übernutzt, was weniger auf eine nicht optimale Zufütterung, als auf Fehler im Besatzmanagement zurückgeführt werden kann. Ausschließlich plankton- bzw. naturnahrungsabhängige Nebenfische, können massiv auf die Daphnienpopulation einwirken, ohne dass in diesem Fall mit einer Steuerung über Futtergaben eingegriffen werden kann. Auf der anderen Seite sind diese Ergebnisse ein Ausdruck dafür, dass auch bei vergleichsweise geringer Bonität mit niedrigen Werten für das Säurebindungsvermögen und im Vergleich zu den anderen Teichen auch niedrigen Gesamtphosphorwerten bei angemessener Besatzwahl ein hohes Aufkommen an Zooplankton gewährleistet sein kann, und das bei in Summe (und mit Ausnahme des E 4) günstigen Futterquotienten.

Trotz der hohen Besatzdichten und des zusätzlichen Auftretens von unerwünschten Nebenfischen in den Hälterteichen lag die Daphnienabundanz hier nur in zwei von insgesamt 15 Produktionsperioden, für die entsprechende Daten vorlagen, unterhalb von 20 Individuen pro Liter. Bezeichnenderweise waren dies die beiden Produktionsperioden mit dem höchsten Aufkommen an Nebenfischen, die in diesen Fällen mit 52 % und sogar 76 % den Hauptteil an der Gesamtproduktion stellten. Dagegen war in sieben Fällen die Nutzung der Daphnien sogar zu gering. Diese Ergebnisse spiegeln die hohe Ertragsfähigkeit der Hälterteiche wider, sie zeigen außerdem auch, dass der relativ geringere Stückzuwachs nicht auf die Nahrungssituation zurückzuführen war.

10 ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN PRODUKTIONSWEISE, WASSERQUALITÄT UND STÜCKZUWACHS

Dass der Stückzuwachs von der Besatzdichte abhängt, ist ein allgemein bekanntes Phänomen und konnte auch an den vorhandenen Daten abgelesen werden (Abbildung 8). Angaben zur Besatzdichte standen für alle Untersuchungsobjekte zur Verfügung. Diese stand mit dem Stückzuwachs in einem signifikanten, negativen Zusammenhang ($r = -0,60$, $p < 0,001$), wobei in diese und in den folgenden Korrelations- und Regressionsanalysen nur die Fälle mit einbezogen wurden, in denen der dreisömmrige Karpfen den größten Teil an der Gesamtproduktion stellte. Dieser Umstand wird vor allem auf die steigende Konkurrenz um ein begrenztes Nahrungsangebot zurückgeführt (Schäperclaus & v. Lukowicz) und ist aus den Ergebnissen von Besatzsteigerungsversuchen abgeleitet. Für die betrachteten Teiche ist dieser Erklärungsansatz jedoch unzureichend, zum einen, weil zusätzlich mit einer auf die Fischdichte abgestimmten Futtermenge zugefüttert wurde, und zum anderen deuteten die Naturnahrungsverhältnisse in Teichen mit niedrigem Stückzuwachs mit wenigen Ausnahmen nicht auf einen Mangel hin. Der Beziehung zwischen Stückzuwachs und Besatzdichte dürften demnach andere Effekte zugrunde liegen. Denkbar wäre, dass ein höherer Stresslevel bei zunehmender Besatzdichte sich hemmend auf das Wachstum auswirkt. Durch die intensivere Produktionsform steigt außerdem das Risiko einer Verschlechterung der Wasserqualität, die sich wiederum negativ auf die Fischgesundheit niederschlagen kann. Dieser letzte Punkt dürfte im Fall der Hälterteiche, die am dichtesten besetzt worden waren, aber ebenfalls nicht zugetroffen haben.

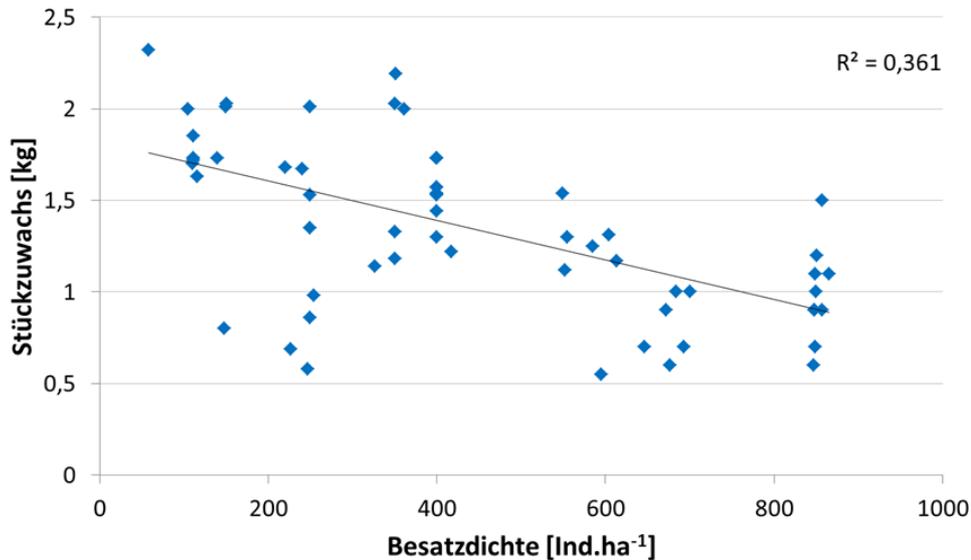


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen K2-Besatzdichte und Stückzuwachs der K2-3.

Ein weiterer Unterschied in der Produktionsweise, der sich im Stückzuwachs niederschlug, war die Produktionsdauer. Die hohe Korrelation ($r = 0,88$, $p < 0,001$) ergab sich aus den Daten der Edlauer Teiche und der Teiche der Hälteranlage (Abbildung 9). Für die übrigen Untersuchungsobjekte waren keine genauen Angaben zu Besatz- und Abfischtermin vorhanden. Die Produktionsdauer in den Hälterteichen mit im Mittel nur 131 Tagen war signifikant ($p < 0,001$) kürzer als in den Edlauer Teichen mit durchschnittlich 180 Tagen. Dieses Ergebnis ist insofern bemerkenswert, als aufgrund der Wassertemperaturen der größte Teil der Gewichtszunahme wohl ohnehin in den Monaten Mai bis August stattfand.

Nach dem Ergebnis einer Regressionsanalyse konnten rund 79 % der Varianz im Stückzuwachs der Karpfen aus den Edlauer Teichen und der Hälteranlage durch die unterschiedliche Produktionsdauer und die Besatzdichte erklärt werden. Dieser Anteil erhöhte sich noch signifikant auf etwa 82 %, wenn die Wassertemperatur als weiterer Einflussfaktor auf den Stückzuwachs in das Modell mit einbezogen wurde. Alle weiteren Parameter, die gemessen wurden, aber auch die verabreichte Futtermenge, trugen nicht signifikant zur Erhöhung des erklärten Varianzanteils bei und dürften daher allenfalls nur einen geringen Einfluss auf das Wachstum gehabt haben.

Für die Teiche T 1 bis T 5 und dem GT lagen keine Angaben für die Produktionsdauer vor. Für diese Teiche war aber, wie auch für die Edlauer Teiche das Ausgangsgewicht der eingesetzten K2 angegeben. Der Stückzuwachs stand auch mit diesem in Beziehung ($r = 0,60$, $p < 0,001$) Karpfen, die zum Besatzzeitpunkt ein höheres Gewicht aufwiesen, wuchsen im Allgemeinen besser (Abbildung 10).

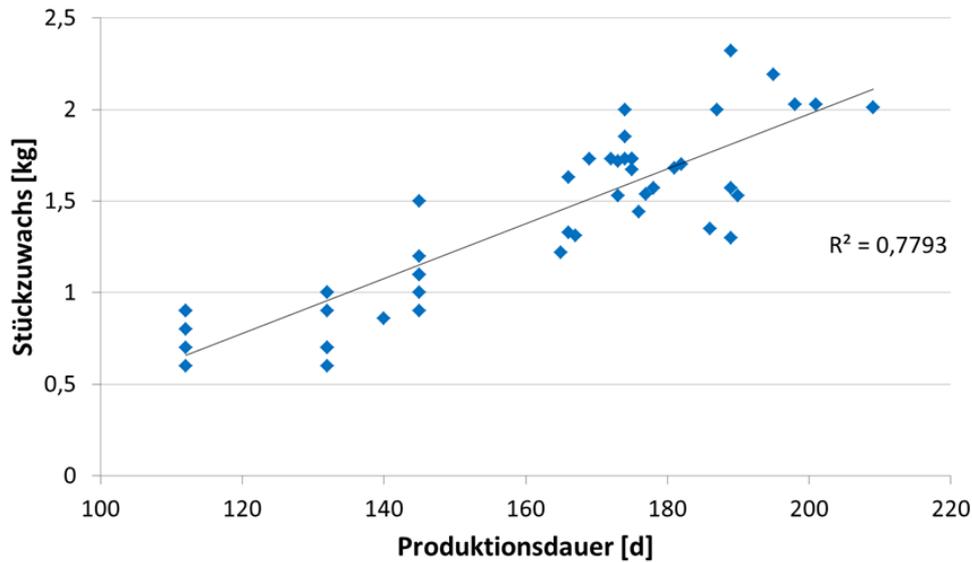


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen der Produktionsdauer und dem Stückzuwachs der K2-3.

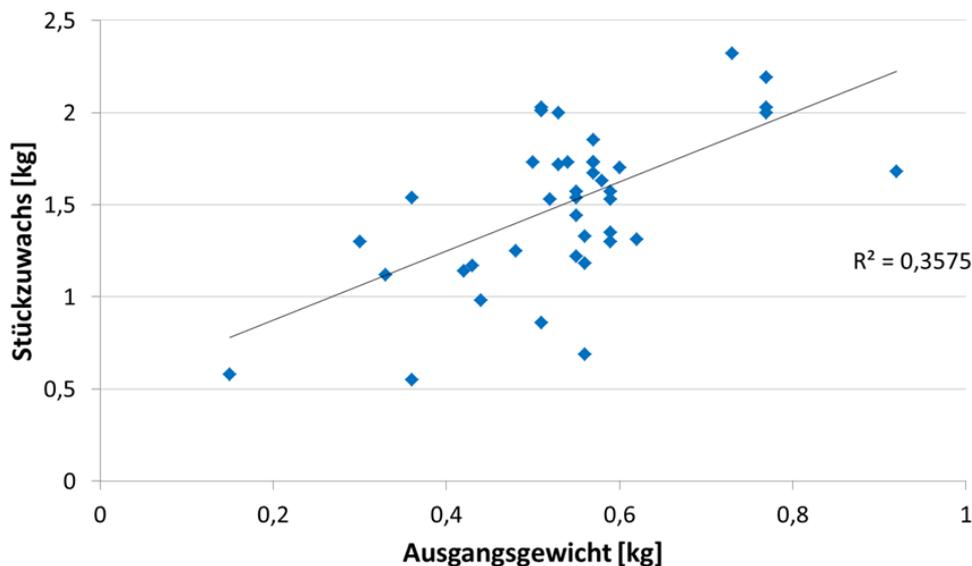


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen dem Ausgangsgewicht der besetzten K2 und dem Stückzuwachs der K2-3.

11 DISKUSSION

Die einzelnen Teiche bzw. Teichanlagen unterschieden sich in mehreren Ebenen stark voneinander. Zunächst waren die Bedingungen in den Teichen, vor allem die hydrochemischen Parameter betreffend, sehr breit gefächert. Diese Bedingungen und die damit zusammenhängende Bonität bestimmten dann neben anderen wirtschaftlichen oder wissenschaftlichen Fragestellungen die Wahl des Besatzes und die Intensität der Produktion. Dabei muss davon ausgegangen werden, dass durch Rückkoppelungseffekte die Bewirtschaftung wiederum einen Einfluss auf die Ausprägung verschiedener Parameter in den Teichen hatte. All diese Rahmenbedingungen resultierten in einem recht heterogenen Datensatz.

Die Bewirtschaftung der Edlauer Teiche zeichnete sich dadurch aus, dass der Produktion verschiedener Nebenfische Raum gewährt wurde und dass im Gegenzug der Karpfenbesatz gering gehalten wurde. Damit wurden gute Produktionsergebnisse und vor allem ausgezeichnete individuelle Zuwachsleistungen der K2-3 erzielt. Im Vergleich zu den Hälterteichen mit einer durchschnittlichen Zufütterung von $1395 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ wurde in der Edlauer mit relativ hohem Futtermiteinsatz von etwa $817 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ gearbeitet, und das bei nur rund

einem Drittel der Karpfenstückzahl. Hauptgrund dafür dürfte die längere Produktions- und damit Fütterungsperiode, aber auch die Berücksichtigung von Nebenfischen gewesen sein. Durch den hohen Stückzuwachs war der relative Futterquotient in den Teichen E 1 bis E 3 trotzdem relativ günstig, nicht aber im E 4. Der Grund hierfür war vor allem in den hohen Ausfallquoten in diesem Teich während mancher Produktionsjahre zu finden.

Eine aufgrund des speziellen Versuchsansatzes, aber auch aufgrund der höheren Bonität völlig andere Bewirtschaftung wurde in den Teichen der Hälteranlage betrieben. Nebenfische waren nicht vorgesehen, traten jedoch unerwünschter Weise in vielen Fällen auf. Die Besatzdichte war für Waldviertler Maßstäbe generell sehr hoch angesetzt. Damit wurden für diese Region bemerkenswert hohe Produktionsleistungen erreicht und das obwohl sich die Futterquotienten nicht signifikant von denen der Edlau unterschieden. Insgesamt für alle Produktionsjahre aller Teiche der jeweiligen Anlage gemeinsam lag der Futterquotient in der Edlau bei 1,85 und damit etwas niedriger als der in der Hälteranlage mit 2,01. Bemerkenswert war außerdem, dass es trotz generell höherem Produktionsrisiko bei solchen Besatzzahlen zu keinen Ausfällen kam. Die Stückzuwächse waren relativ gering, müssen aber nicht nur vor dem Hintergrund der hohen Besatzdichte, sondern auch vor dem der kurzen Produktionsperiode betrachtet werden.

Die Teiche T 1 bis T 5 sowie der GT waren Einzelteiche die sich hinsichtlich Größe, Bonität und sonstiger Parameter nicht nur von den Objekten der beiden Teichgruppen sondern auch untereinander deutlich unterschieden und ausgehend von diesen Rahmenbedingungen unterschiedliche Ergebnisse bezüglich Flächen- und Stückzuwachsleistung erbrachten. Eine große Rolle spielten Ausfälle, die nur für die Teiche T 2 und T 4 im Bereich des zu erwartenden Normverlustes lagen.

Die Produktion ergibt sich aus dem Stückzuwachs und dem Verlust. Letzterer ist ein Faktor der sich nur beschränkt durch die Bewirtschaftung selbst steuern lässt. Zwar kann der Teichwirt durchaus mittels einer schonenden Produktionsweise die Fischgesundheit unterstützen, andere Faktoren wie das Auftreten von Fischprädatoren und die Witterung sind nur beschränkt bzw. gar nicht beeinflussbar. Was den individuellen Stückzuwachs betrifft, so zeigten die Karpfen eine hohe Plastizität, die den Ergebnissen zufolge durch den Bewirtschafter selbst durch die Wahl von Besatzdichte, Besatz- und Abfischtermin und angepasster (aber nicht übermäßiger) Fütterung maßgeblich beeinflusst werden kann. Über diese Steuerung kann der Teichwirt demnach nicht nur Einfluss auf die Produktion nehmen, sondern auch auf die Dauer, die es für die Produktion von Speisekarpfen braucht. Mit der Möglichkeit der Einsparung eines Produktionsjahres durch eine entsprechende Besatzstrategie kann auch das Produktionsrisiko gesenkt damit der geringere Ertrag pro Produktionsperiode eventuell wettgemacht werden. Die Ergebnisse deuten außerdem darauf hin, dass die physikalischen und hydrochemischen Parameter, von fischschädigenden Extremwerten, die es in jedem Fall zu vermeiden gilt, abgesehen, kaum einen Einfluss auf den Stückzuwachs der Karpfen haben. Dabei muss berücksichtigt werden, dass das Nährstoffniveau in den Teichen generell hoch war. Die Gesamtposphorkonzentration charakterisierten auch die Edlauer Teiche mit relativ niedrigen Werten als eu- bis hypertroph und auch Naturnahrung in Form von Daphnien geeigneter Größe war in den meisten Fällen und häufig sogar im Übermaß verfügbar. Einen signifikanten, wenn auch eher geringen, Einfluss hatte lediglich die Temperatur, was angesichts der Ansprüche des Karpfens auch zu erwarten war.

Überraschenderweise war praktisch kein Effekt der Futtermenge auf die Gewichtszunahme feststellbar, wobei aber nur der Anteil des Futters beurteilt werden kann, der nicht mit den Unterschieden im Besatz zusammenhing. Ein Grund dafür dürfte das im Allgemeinen ausreichende bis üppige Naturnahrungsangebot gewesen sein, aber auch die zumindest in vielen Fällen praktizierte bedarfsorientierte Fütterungsstrategie, die bei hoher Verfügbarkeit von großen Daphnien eine Reduktion der Futtermenge vorsieht, ohne dass daraus für die Karpfen aber ein Mangel an Nahrung entsteht. Umgekehrt resultierte eine günstige Nahrungssituation jedoch nicht automatisch in einem hohen Stückzuwachs. Ein geringeres Wachstum bei hoher Besatzdichte allein auf diesen Zusammenhang zurückzuführen erscheint daher nicht zureichend.



Abbildung 11: Ehemalige Versuchsteichanlage der Ökologischen Station Waldviertel.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.



Abbildung 12: Mitarbeiter bei der Probenentnahme.
Quelle: Bundesamt für Wasserwirtschaft.

12 LITERATUR

Böhm, M., Bauer, C. Gratzl, G. und Fichtenbauer, M. (2014): Entwicklung der Waldviertler Teiche in den letzten 30 Jahren. Österreichs Fischerei 67: 271-274.

Schäperclaus, W und v. Lukowicz, M. (1998): Lehrbuch der Teichwirtschaft. 4. Auflage, Parey, Berlin. 1-590.

Schlott, G. und Schlott, K. (1994): Fütterungsprojekt Waldviertel. Ökologische Station Waldviertel – Abschlussbericht zum Forschungsprojekt: 1-109.

Schlott, G., Schlott, K. und Gratzl, G. (1999): Besatzoptimierung bei Karpfen und Nebenfischen in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung und Wasserqualität Ökologische Station Waldviertel – Endbericht zum Forschungsprojekt: 1-83.

Schlott, K. (2007): Die planktische Naturnahrung und ihre Bedeutung für die Fischproduktion in Karpfenteichen. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Band 27: 1-41.

Schlott, K. (2010): Die Bedeutung der Fischbestandsdichte in der Karpfenteichwirtschaft. Österreichs Fischerei 63: 65-67.

Schlott, K. (2011): Erstellung von Grundlagen für die Aus- und Weiterbildung im Hinblick auf eine ressourcen- und umweltschonende Bewirtschaftung von Karpfenteichen im Sinne der WRRL. Endbericht zum Forschungsprojekt: 1-74.

Schlott, K., Bauer, C., Fichtenbauer, M., Gratzl, G. und Schlott, G. (2011): Bedarfsorientierte Fütterung in der Karpfenteichwirtschaft – Das Absatzvolumen von Zooplankton. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Band 35: 1-36.

Schlott, K. und Schlott, G. (2001): Synopse 2000 – Ergebnisse aus Wissenschaft und Praxis 1982 - 2000. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur (Hrsg.): 1-94.

AUTORIN:

ANITA HUTMANN, Kontakt: OEKO@BAW.AT

SETZLINGSAUFZUCHT VON MARÄNEN UND REINANKEN MIT TROCKENFUTTER FÜR DIE INTENSIVE AQUAKULTUR

Lahnsteiner F., Kletzl M. – Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Abteilung Fischereibiologie und Referat Fischzucht Kreuzstein

1 EINLEITUNG

IN ÖSTERREICH KOMMEN ZUMINDEST NEUN ARTEN von Coregonen vor (Kottelat und Freyhof, 2007), davon sind acht ursprünglich (*C. arenicolus* = Sandfelchen, *C. atterensis* = Reinanke, *C. austriacus* = Kröpfling, *C. danneri* = Riedling, *C. guttuosus* = Bodenseekilch, *C. macrophthalmus* = Gangfisch, *C. renke* = Renke und *C. wartmanni* = Blaufelchen). Dazu kommt die in der Mitte des 20. Jahrhunderts aus dem baltischen Raum eingeführte Maräne (*C. maraena*), die aufgrund ihres guten Wachstums zuerst in die Teichwirtschaft eingeführt und dann auch in verschiedene Freigewässer eingesetzt wurde. In unserer Studie wurden Reinanken (*C. atterensis*) aus dem Mondsee mit Maränen (*C. maraena*) aus Waldviertler Teichen verglichen. Letztgenannte stammt aus dem baltisch-skandinavischen Raum und wurde ab dem letzten Jahrhundert aufgrund ihres guten Wachstums zuerst in die Teichwirtschaft eingeführt und dann auch in verschiedene Freigewässer eingesetzt. Beide Arten sind ausgezeichnete Speisefische. Maränen werden heute in der extensiven Teichwirtschaft gezüchtet, Reinanken stammen hauptsächlich aus Wildfängen. Um Maränen und Reinanken in größerem Umfang als Speisefische anbieten zu können, wäre die Produktion von mit Trockenfutter aufgezogenen Setzlingen ein entscheidender Schritt. Es existieren aber bis heute keine für die Praxis geeigneten Methoden, da Ausfallsraten und Auftreten von Missbildungen und Krankheiten während der Aufzucht hoch sind.

Im vorliegenden Artikel berichten wir von den Arbeiten, die wir in der Fischzuchtanstalt Kreuzstein in den letzten Jahren zu diesem Thema durchgeführt haben. Wir beschreiben eine Methode, die geeignet ist, Maränen und Reinanken in großem Maßstab ausschließlich mit Trockenfutter zu Setzlingen aufzuziehen. Wir zeigen auch die Ergebnisse der wichtigsten Experimente, die zur Entwicklung dieser Methode geführt haben.

2 MATERIAL UND METHODE

Maränen- und Reinankeneier wurden routinemäßig erbrütet. Für die Fütterungsversuche kamen die Larven in Rundbecken mit einem Volumen von 250 l. Diese wurden mit 9°C Grundwasser gespeist, der Wasserdurchfluss betrug circa 0,25 l/sec.

2.1 GETESTETE FUTTERTYPEN

Lebendzooplankton wurde als Kontrolle verwendet, da die Aufzucht von Reinanken und Maränen mit Lebendplankton in der Fischzuchtanstalt Kreuzstein eine etablierte Technik ist.

Brutfutter A war ein industriell hergestelltes, extrudiertes Brutfutter für sensible Fischlarven (62 % Eiweiß, 11 % Fett, 8 % Kohlenhydrate, 0,8 % Rohfasern, verdauliche Energie 19 MJ / kg).

Brutfutter B war ein extrudiertes Brutfutter für Salmoniden (64 % Eiweiß, 9 % Fett, 0,5 % Rohfasern, Immunstimulanzien, verdauliche Energie 15 MJ/kg).

Das **Äschenbrutfutter** war ein selbst entwickeltes und kürzlich beschriebenes Brutfutter für Äschen, das aus Fischmehl, Lactalbumin, Fischöl und Sojalecithin besteht und einen Anteil von 10 % Zooplankton im Trockengewicht aufweist (Lahnsteiner und Kletzl, 2015a).

Das **Coregonenbrutfutter** wurde speziell für die Aufzucht von Maränen und Reinanken entwickelt. Es glich in seiner Zusammensetzung dem Äschenbrutfutter, wies jedoch einen höheren Zooplanktonanteil von 50 % im Trockengewicht auf und enthielt organische Säuren als spezielle Konservierungsmittel.

Ein **Übergangsfutter** musste entwickelt werden, da vom selbst entwickelten Coregonenbrutfutter nicht direkt auf kommerziell hergestelltes Futter umgestellt werden konnte. Dazu wurde Brutfutter B in einer Getreidemühle gemahlen und mit Zooplankton in einem Verhältnis gemischt, das der Zooplanktonanteil im Trockenzustand 50 % betrug. Eine spezielle organische Säure wurde als Konservierungsmittel zugegeben.

Die selbst hergestellten Futtertypen wurden bei 80°C getrocknet. Alle Brutfutter wurden zur Anfütterung in einer Getreidemühle auf eine Teilchengröße von 0,3 mm (Reinanken) bis 0,4 mm (Maränen) gemahlen. Entsprechend dem Wachstum der Fische wurde die Größe der Futterteilchen erhöht.

2.2 FÜTTERUNGSVERSUCHE

In allen Versuchen wurden die Fische täglich 16 Stunden lang gefüttert. Dazu wurden spezielle, heizbare Futterautomaten verwendet, um ein Verkleben der feinen Futterpartikel zu verhindern. Die Becken wurden morgens und abends gereinigt. Die Anzahl der toten Fische wurde protokolliert und am Versuchsende wurden Fischgewicht und Fischlänge ermittelt. Zuerst wurden mit den vier beschriebenen Futterarten an beiden Fischarten Anfütterungsversuche durchgeführt, die 25 Tage dauerten. Diese Versuche wurden mit jeweils 5000 Fischen in 250 l Rundbecken durchgeführt und jeder Versuch wurde einmal wiederholt. Anschließend wurde ein Aufzuchtsschema entwickelt, mit dem Maränen- und Reinankensetzlinge ausschließlich mit Trockenfutter zu Setzlingen aufgezogen werden konnten. Diese Versuche dauerten 60 Tage und wurden in 500 l Rundbecken mit jeweils 10.000 Fischen durchgeführt. Auch diese Versuche wurden jeweils einmal wiederholt. Das Aufzuchtsschema IV, das bei beiden Arten die besten Ergebnisse brachte, wurde 90 Tage lang weiterverfolgt, wobei nach 60 Tagen die Wassertemperatur auf $13,0 \pm 1,5^\circ\text{C}$ erhöht wurde, um ein besseres Wachstum zu erzielen.

TABELLE 1: DIE GETESTETEN AUFZUCHTSCHEMEN SIND IM FOLGENDEN DARGESTELLT.

Aufzucht- schema	Fütterungsdauer				
	0 - 10 Tage	11 - 20 Tage	21 - 30 Tage	31 - 40 Tage	> 40 Tage
Schema I	Brutfutter B	Brutfutter B	Brutfutter B	Brutfutter B	Brutfutter B
Schema II	Coregonen- Brutfutter	Coregonen- Brutfutter	Brutfutter B	Brutfutter B	Brutfutter B
Schema III	Coregonen- Brutfutter	Übergangs- futter	Übergangs- futter	Übergangs- futter	Brutfutter B
Schema IV	Coregonen- Brutfutter	Coregonen- Brutfutter	Übergangs- futter	Übergangs- futter	Brutfutter B
Schema V	Coregonen- Brutfutter	Coregonen- Brutfutter	Coregonen- Brutfutter	Übergangs- futter	Brutfutter B
Schema VI (Kontrolle)	Lebendes Zooplankton	Lebendes Zooplankton	Lebendes Zooplankton	Lebendes Zooplankton	Lebendes Zooplankton

2.3 UNTERSUCHUNG DER VERDAUUNGSENZYME

Im Verdauungstrakt vorkommende Stoffe, die die Nahrung aufschließen und somit verdauen, werden Enzyme genannt. Verschiedene fettverdauende Enzyme (Lipase, Phospholipase A) und eiweißverdauende Enzyme (Trypsin, Chymotrypsin) und die Fett- und Eiweißverdauung unterstützende Enzyme (saure und alkalische Phosphatase) wurden untersucht. Dazu wurde der Verdauungstrakt von Larven, die mit lebendem Zooplankton gefüttert wurden, in verschiedenen Entwicklungsstadien herauspräpariert und mit in wissenschaftlichen Publikationen beschriebenen Methoden zur Analyse vorbereitet und anschließend analysiert.

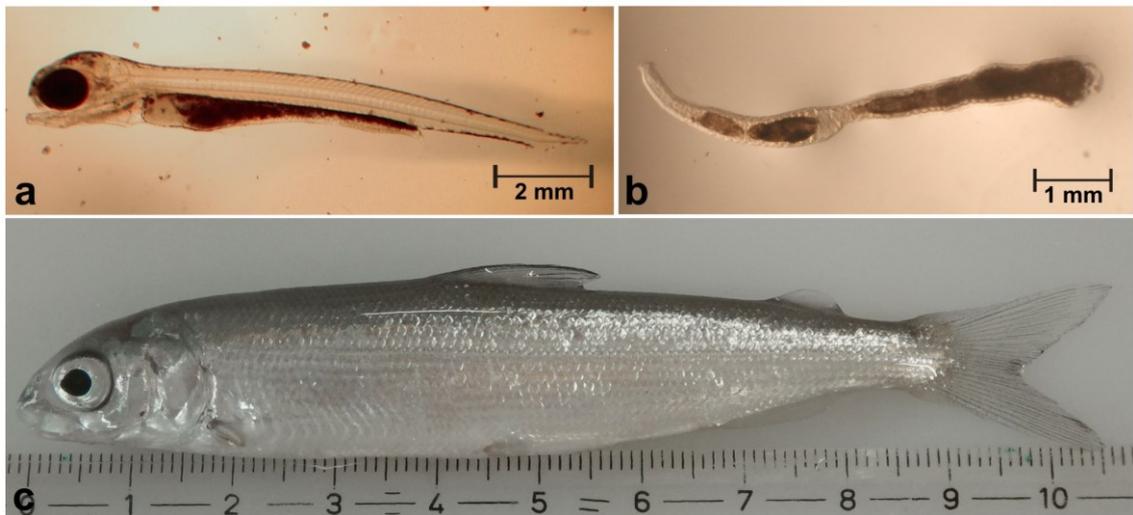


Abbildung 1: a... Maränenlarve 3 Tage nach Fressbeginn. Die dunkelbraune Masse im Darm ist die aufgenommene Nahrung.
 b... Herauspräparierter Darm für die Verdauungsanalysen (linke Seite = Enddarm). Vor der Analyse muss der Nahrungsbrei ausgewaschen werden.
 c... Mit Trockenfutter aufgezogene Reinanke Anfang September (150 Tage alt).

3 ERGEBNISSE

3.1 GRÖSSENUNTERSCHIEDE ZWISCHEN REINANKEN UND MARÄNENLARVEN

Fressreife Maränenlarven waren signifikant größer als Reinankenlarven. Das Gewicht der Maränenlarven betrug $9,2 \pm 0,6$ mg, ihre Länge $12,6 \pm 0,5$ mm. Reinankenlarven wogen nur $7,3 \pm 0,6$ mg und hatten eine Länge von $10,4 \pm 0,6$ mm. Während der gesamten Aufzuchtphase wiesen Maränen ein höheres Wachstum auf als Reinanken. Dies ist nachfolgend zusammen mit den Fütterungsergebnissen beschrieben. Abbildung 1a ist eine Mikroskopaufnahme einer Maränenlarve 3 Tage nach Fressbeginn.

3.2 UNTERSCHIEDE IM VERDAUUNGSSYSTEM ZWISCHEN REINANKEN UND MARÄNENLARVEN

Abbildung 1b zeigt das Verdauungssystem einer Maränenlarve einige Tage nach Fressbeginn. Bei den fressreifen Reinankenlarven war das Verdauungssystem weniger gut ausgebildet als bei den fressreifen Maränenlarven, da die Konzentrationen der eiweißverdauenden Enzyme (Trypsin und Chymotrypsin) und der die Fett- und Eiweißverdauung unterstützenden Enzyme (saure und alkalische Phosphatase) deutlich erniedrigt waren (Abbildung 2). Bei den fettverdauenden Enzymen waren anfänglich keine Unterschiede zwischen Reinanken und Maränen festzustellen. Im Verlauf der Entwicklung nahm bei den Reinanken die Konzentration aller Enzyme zu, während sie bei den Maränen konstant blieb (Abbildung 2). 30 Tage nach Fressbeginn waren in den Enzymkonzentrationen zwischen Reinanken und Maränen keine Unterschiede

mehr festzustellen, die Lipase war sogar höher als bei Reinanken (Abbildung 2). Das anfänglich weniger gut entwickelte Verdauungssystem der Reinanken ist möglicherweise auch eine Erklärung für ihre höheren Ansprüche auf die Futterzusammensetzung, die im Folgenden beschrieben wird.

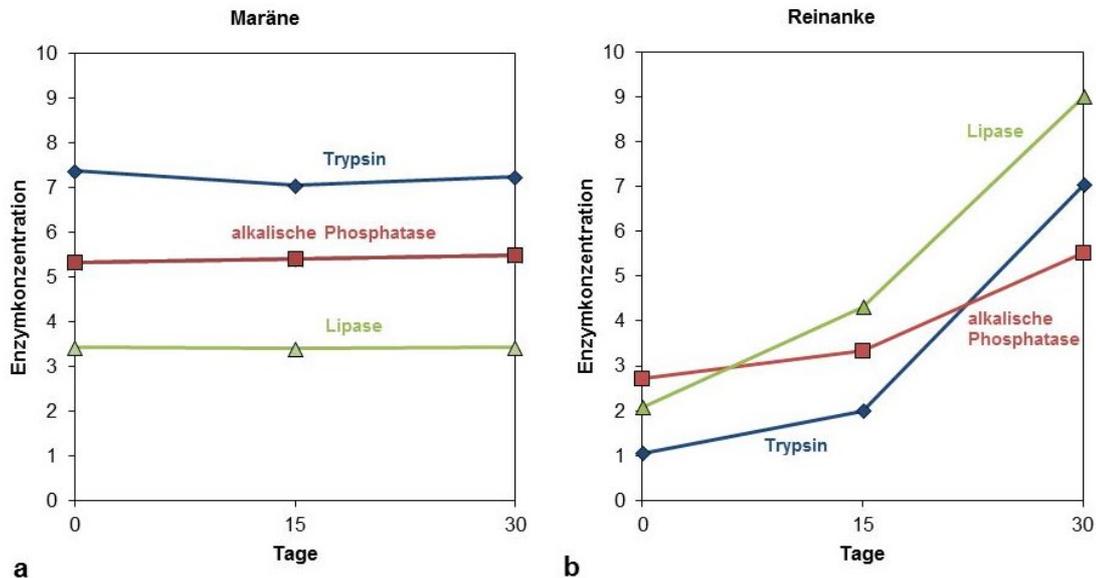


Abbildung 2: Veränderungen im Verdauungssystem von Maränen- und Reinankenlarven während der Anfütterungsphase mit lebendem Zooplankton. Lipase = Fettverdauung, Trypsin = Eiweißverdauung, alkalische Phosphatase = Unterstützung der Fettverdauung. Die Einheit der Enzymkonzentrationen (=Aktivität) ist $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{g}$ Protein.

3.3 ANFÜTTERUNGSVERSUCHE

In den Anfütterungsversuchen von Maränenlarven wurden die höchsten Überlebensraten mit dem industriellen Brutfutter B und mit dem selbst entwickelten Coregonenbrutfutter erzielt. Sie entsprachen der Fütterung mit lebendem Zooplankton (Abbildung 3). Mit lebendem Zooplankton betrug die Gewichtszunahme nach 25 Tagen circa 200 % (Gewichtszunahme der Larven von 9 mg auf 27 mg), die Gewichtszunahme nach Fütterung mit dem industriellen Brutfutter B und mit dem selbst entwickelten Coregonenbrutfutter war geringer und betrug circa 125 % (von 9 mg auf 21 mg). Mit dem industriellen Brutfutter A und dem Äschenbrutfutter waren die Überlebensraten und die Gewichtszunahme deutlich niedriger (um circa 50 % bzw. auf 14 mg). Bei der Anfütterung von Reinankenlarven wurden nur mit dem Coregonenbrutfutter hohe Überlebensraten erzielt, die der Lebendzooplanktonfütterung entsprachen (Abbildung 3). Mit allen anderen Futterarten waren die Überlebensraten gering (Abbildung 3). Die Gewichtszunahme der Reinanken betrug mit Lebendzooplankton nach 25 Tagen etwa 80 % (von 7 mg auf 15 mg), mit dem Coregonenbrutfutter 60 % (von 7 mg auf 14 mg).

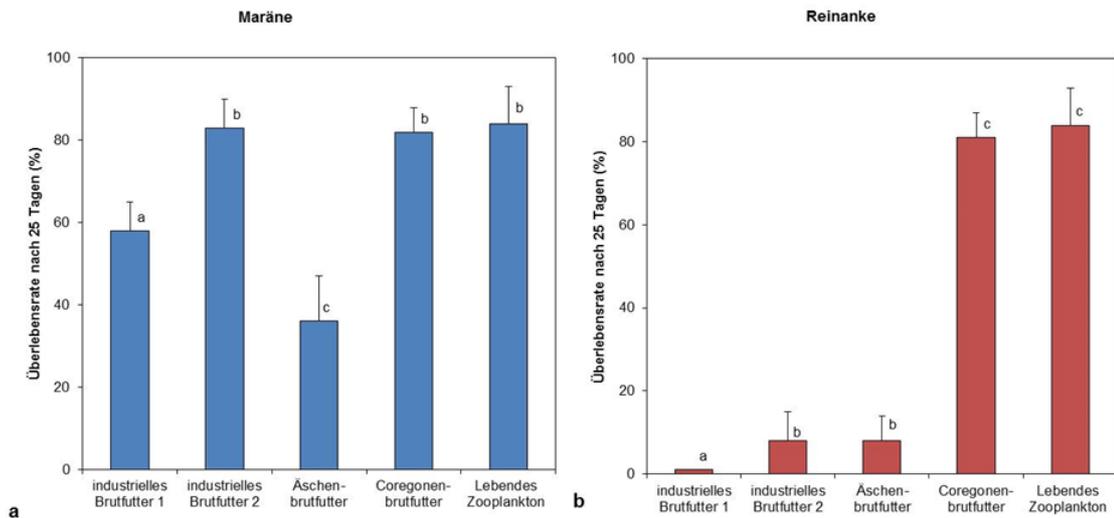


Abbildung 3: Ergebnisse der 25-tägigen Anfütterungsversuche mit verschiedenen industriellen und selbst hergestellten Brutfüttertypen. Daten sind Mittelwerte \pm Standardabweichung. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant ($p > 0,05$).

3.4 SETZLINGSAUFZUCHT

Aufzuchtsschema IV war das einzige, das zur erfolgreichen Setzlingsproduktion von Maränen und Reinanken geeignet war (Abbildung 4). Dabei wurden die Fische zuerst 20 Tage lang mit dem Coregonenbrutfutter angefüttert, dann 20 Tage lang mit dem Übergangsfutter und anschließend auf industrielles Brutfutter B umgestellt. Mit dieser Methode konnten Ausfälle sowie Missbildungen und Kiemenschwellungen nahezu völlig vermieden werden und die Überlebensraten und Wachstumsraten nach 60 Tagen glichen denen, die mit Lebendzooplanktonfütterung erzielt wurden. Das in der Anfütterungsphase bessere Wachstum mit Zooplankton wurde also später durch Trockenfutter kompensiert. Aufzuchtsschema IV wurde noch bis zum neunzigsten Tag wissenschaftlich weiterverfolgt. Vom 61. bis zum 90. Tag waren keine futterbedingten Ausfälle mehr festzustellen. Die Maränen hatten am 90. Tag ein Gewicht von $0,36 \pm 0,03$ g und eine Länge von 31 ± 4 mm erreicht und die Reinanken ein Gewicht von $0,14 \pm 0,02$ g und eine Länge von 25 ± 3 mm. Abbildung 1c zeigt eine 150 Tage alte mit Trockenfutter aufgezogene Reinanke.

Die im Folgenden aufgelisteten Aufzuchtsschemen brachten keine guten Erfolge (siehe auch Abbildung 4). Diese Versuche waren – neben weiteren hier nicht beschriebenen Versuchen – aber notwendig, um eine geeignete Aufzuchtsmethode zu entwickeln.

Wurden die Reinanken und Maränen mit dem Coregonenbrutfutter zu kurz (10 Tage = Aufzuchtsschema III) oder zu lang angefüttert (30 = Aufzuchtsschema V), kam es verstärkt zu Ausfällen.

Wurden die Maränen 20 Tage lang mit Coregonenbrutfutter angefüttert und dann ohne Zwischenschaltung von Übergangsfutter direkt auf industriell hergestelltes Brutfutter B umgestellt (Aufzuchtsschema 2) traten nach 35 – 45 Tagen ebenfalls Verluste auf. Dieses Aufzuchtsschema wurde bei Reinanken nicht untersucht.

Bei Maränen wurde auch das industrielle Brutfutter B zur Setzlingsproduktion getestet (Aufzuchtsschema 1), da es in der Anfütterungsphase gute Ergebnisse gebracht hatte. Es traten aber nach 30 bis 40 Tagen große Ausfälle auf, sodass der Versuch letztlich abgebrochen werden musste.

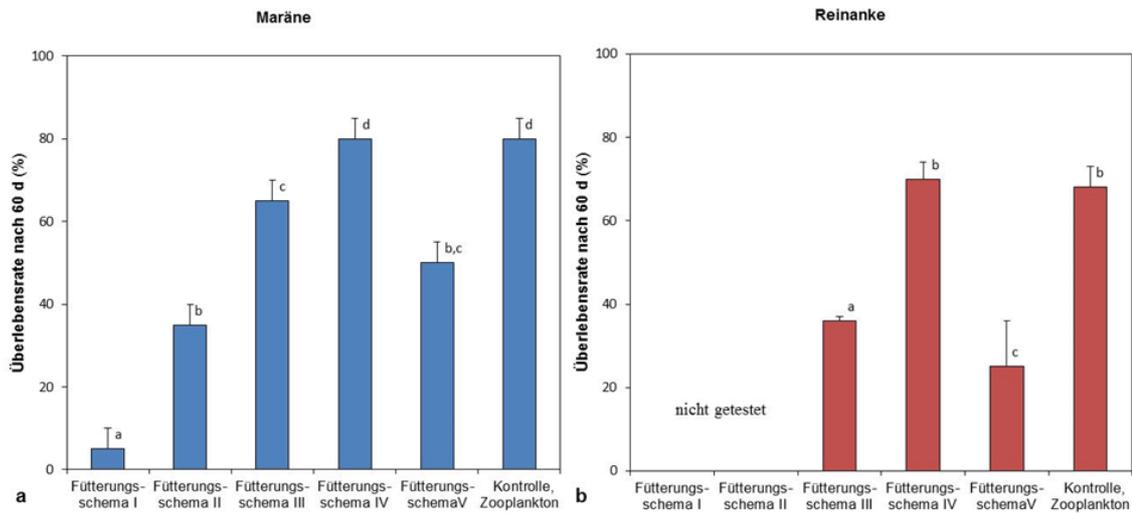


Abbildung 4: Ergebnisse der 60-tägigen Aufzuchtversuche mit verschiedenen Fütterungsschemen. Daten sind Mittelwerte \pm Standardabweichung. Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant ($p > 0,05$).

4 DISKUSSION

Unsere Untersuchungen zeigen, dass fressreife Reinankenlarven weniger entwickelt sind, als Maränenlarven: Sie haben eine geringere Körpergröße und ein geringeres Gewicht und folglich auch eine kleinere Maulspalte. Auch ist ihr Verdauungssystem weniger gut ausgebildet. Somit haben Reinankenlarven höhere Ansprüche hinsichtlich der Futterqualität, Handhabung und Betreuung in der intensiven Fischzucht.

Mit der neu entwickelten Aufzuchtmethode konnten wir Reinanken und Maränen ausschließlich mit Trockenfutter zur Setzlingsgröße aufziehen. Dazu war ein spezielles, selbst entwickeltes Aufzuchtfutter notwendig. Die Fische mussten auch stufenweise nach einem bestimmten Schema auf kommerzielles Futter angepasst werden. Der Zeitpunkt dieser Umstellung war vom Entwicklungsstadium der Fische (möglicherweise der Entwicklung des Verdauungstrakts) und damit von der Wassertemperatur abhängig. Reinanken und Maränen vertrugen kommerzielles Brutfutter erst ab 40 Tagen, also ab einem relativ späten Entwicklungsstadium. Das selbst entwickelte Brutfutter war ebenfalls nur für einen begrenzten Zeitraum für die Fische geeignet. Wurde es zu lange gefüttert, stellten die Fische das Wachstum ein.

Die Aufzucht der Reinanken und Maränen läuft kurz zusammengefasst folgendermaßen ab: Die Larven werden mit dem selbstentwickelten Brutfutter 20 Tage lang angefüttert. Anschließend bekommen sie 20 Tage lang ein Übergangsfutter bevor sie endgültig auf industrielles Trockenfutter umgestellt werden. Mit dieser Aufzuchtmethode unterscheiden sich Überlebensraten, Wachstum und Entwicklung nicht von Kontrollfischen, die mit Lebendzooplankton aufgezogen werden. Dies macht die von uns entwickelte Methode nicht nur wirtschaftlich, sondern auch akzeptabel unter Kriterien des Tierschutzes und der Nachhaltigkeit. Damit sind wir in der Lage Setzlinge von Reinanken und Maränen in großem Maßstab mit Trockenfutter aufzuziehen und gegebenenfalls den Fischzüchtern anzubieten.

Das für die Aufzucht verwendete Futter musste einen hohen Zooplanktonanteil enthalten. Zooplankton enthält unterschiedliche Arten von Verdauungsenzymen, die durch die spezielle und schonende Aufbereitung und Trocknung des Futters konserviert werden konnten. Diese im Futter enthaltenen Verdauungsenzyme könnten die Verdauung der Fischlarven beim Futteraufschluss unterstützen. Kommerzielles, extrudiertes Brutfutter enthält dagegen keine Verdauungsenzyme. Aber auch andere noch unbekannte Substanzen, die im Zooplankton enthalten sind (z.B. Neuropeptide, Wachstumsfaktoren, spezielle Kombinationen von Aminosäuren oder Fettsäuren) könnten für die Futterqualität eine Rolle spielen (Kolkovski, 2001, Lahnsteiner und Kletzl, 2015b). Details zu diesem Thema sind auch in der von uns

veröffentlichten wissenschaftlichen Publikation beschrieben (Lahnsteiner und Kletzl, 2015b).

Mit den beiden getesteten, im Handel erhältlichen Brutfuttertypen konnten Maränen und Reinanken nicht aufgezogen werden. Bei Maränen stellten sich nach 30 bis 40 tägiger Fütterung hohe Verluste ein, Reinanken konnten mit den beiden Brutfuttertypen überhaupt nicht angefüttert werden. Es ist nicht auszuschließen, dass andere im Handel erhältliche Brutfuttertypen besser zur Aufzucht dieser zwei Arten geeignet sind. Dies müsste aber in weiteren Testreihen untersucht werden. Auffälligste Kennzeichen von Maränen und Reinanken, die mit ungeeignetem Futter aufgezogen wurden, waren Kiemenschwellungen, Missbildungen und Gasansammlungen im Bauchraum, die letztendlich zum Tod führten. Generell weisen falsch ernährte Fische vermehrt Missbildungen, Entzündungen und verringerte Widerstandsfähigkeit gegenüber Krankheiten auf (Hamre et al., 2013, Lahnsteiner und Kletzl, 2015b).

5 LITERATUR

Hamre, K., Yufera, M., Rønnestad, I., Boglione, C., Conceição, L.E.C., und M. Izquierdo (2013): Fish larval nutrition and feed formulation: knowledge gaps and bottlenecks for advances in larval rearing. *Reviews in Aquaculture*, 5, S26–S58. Doi: 10.1111/j.1753-5131.2012.01086.x

Kottelat, M., und J. Freyhof (2007) (Eds.): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Berlin, Germany: Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof.

Lahnsteiner, F. und M. Kletzl (2015a): Suitability of different food types for on-feeding and juvenile production of European grayling, *Thymallus thymallus*, under intensive farming conditions. *Journal of Agricultural Science*, 7, 161-168. Doi:10.5539/jas.v7n1p16

Lahnsteiner, F. und M. Kletzl (2015b): On-feeding and juvenile production of coregonid species with formulated dry feeds: Effects on fish viability and digestive enzymes. *Journal of Agricultural Science*, 7, oi:10.5539/jas.v7n11pxx

ORIGINALARTIKEL erschienen in Österreichs Fischerei, **10/2015**, Seiten 253-259

AUTOREN
FRANZ LAHNSTEINER,
MANFRED KLETZL, Kontakt: OFFICE.IGF@BAW.AT

ANPASSUNG VON LÄNGENFREQUENZ-INDIZES AN BARSCHBESTÄNDEN (*PERCA FLUVIATILIS* L.) ÖSTERREICHISCHER SEEN

Stabauer V., Gassner H. – Bundesamt f. Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling 18, A-5310 Mondsee

Wanzenböck J. – Universität Innsbruck, Forschungsinstitut für Limnologie, Mondseestraße 9, A-5310 Mondsee

1 EINLEITUNG

ZUR NUMERISCHEN BEWERTUNG VON FISCHBESTÄNDEN wurden sogenannte „Längenfrequenz-Indizes“ entwickelt. Diese Bewertungssysteme basieren auf den Längenfrequenzdaten von Fischpopulationen und es werden fünf Längenkategorien unterschieden. Erste Ansätze zur Bewertung von Fischpopulationen mittels Längenfrequenzdaten kamen von Anderson (1976). Diese wurden von mehreren Autoren (zB. Weithman & Anderson, 1978; Carline, 1984; Willis et al., 1993) aufgegriffen und weiterentwickelt. In der Folge adaptierte Gabelhouse (1984) den „Fischqualitäts-Index“ von Weithman (1978) und entwickelte das gängige System mit fünf Längenkategorien („stock“, „quality“, „preferred“, „memorable“ und „trophy“).

Fische der Kategorie „stock“ haben eine geringe Länge, zumeist unter dem Schonmaß und sind daher wenig attraktiv für Angler, bzw. ist es nicht erlaubt sie zu fangen. Der Kategorie „quality“ zugeordnete Fische haben die Minimalgröße, die Sportangler fangen möchten. Fische in der Kategorie „preferred“ zeigen eine Größe die eher angestrebt wird, jedoch werden Fische der Kategorie „memorable“ bevorzugt gefangen. Fische der Kategorie „trophy“ erreichen eine kapitale Größe.

Basierend auf den Weltrekordlängen hat Gabelhouse diese Einteilung für 70 nordamerikanische Fischarten durchgeführt.

Versuche diese Indizes auf europäische Fischpopulationen zu adaptieren wurden von Penczak et al. (1998) und Gassner et al. (2003a) unternommen. Letztere bewerteten damit den ökologischen Zustand der österreichischen Seen im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WFD – 2000/60/EC-2000), wobei die Größenstruktur typspezifischer Fischarten ein wichtiger Bewertungsfaktor war. Weitere Adaptionen der vormals „proportional & relative stock density“ (PSD & RSD) genannten Indices wurden für Coregonenpopulationen (*Coregonus sp.*) (Gassner et al., 2005a) und Seesaiblingspopulationen (*Salvelinus umbla*) (Zick et al., 2007) österreichischer Seen durchgeführt. Pedicillo et al. (2010, 2013) passte den Index für Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und für vier Cyprinidenarten in Italien an. Volta und Oggioni (2010) entwickelten einen multimetrischen Index (Lake Fish Index) und erhielten Referenzwerte für die „stock“ und „quality“ Längen der Schlüsselarten in italienischen Seen.

Der Eurasische Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) ist ein Ubiquist und sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich von Zentraleuropa bis nach Asien (Craig, 2000). In Österreich ist das Vorkommen des Eurasischen Flussbarsches für ursprünglich 27 von insgesamt 43 Seen welche größer als 50 ha sind beschrieben. Heute kommt er, bedingt durch gezielten Besatz und durch Einschleppung in fast allen über 50 ha großen, natürlichen Seen (39 von 43) vor (Gassner et al., 2003b).

Für Angler und Berufsfischer ist der Eurasische Flussbarsch eine attraktive Art (Heermann et al., 2013; Eckmann & Schleuter-Hofmann, 2013). In Europa weist Finnland die höchste Fangrate auf (2010: 10.697 t) und 95 % der Fänge gehen auf Angelfischer zurück (Eckmann & Schleuter-Hofmann, 2013). Am Bodensee-

Obersee wurde ein Jahresmittel (2001-2011) von 12,5 t durch die Berufsfischer gefangen (Klein, 2012). In den übrigen Gewässern Österreichs hat der Barsch für die Berufsfischerei eine eher geringe Bedeutung. Angelfischereilich ist er wesentlich interessanter, wie die Ausfangstatistiken der Angler am Wallersee (2011: n=5.138) und am Traunsee (2012: n=4.454) zeigen (persönliche Mitteilung, H. Gassner, 2013).

Ziel dieser Arbeit war es, den bestehenden nordamerikanischen Längenfrequenz-Index an österreichische Flussbarschpopulationen zu adaptieren und die Flussbarschbestände der 20 untersuchten Voralpenseen damit zu bewerten. Weiters wurde das Wachstum, der Konditionsfaktor und die Kiemennetzselektivität dieser Bestände analysiert und letztlich die Attraktivität der Flussbarschpopulationen für Angler diskutiert.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Im Zuge der Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden unter anderem 20 österreichische Seen >50 ha mit Flussbarschbeständen von 2003 bis 2012 standardisiert befischt (Tabelle 1). Die Seen liegen in den Bundesländern Oberösterreich, Steiermark, Salzburg, Kärnten und Tirol (Abbildung 1). Auf den rekonstruierten, historischen Fischgemeinschaften basierend wurden die Seen nach Gassner et al. (2005b) typisiert: (1) kalte, hochgelegene Seesaiblingseen (n=6); (2) kalte, tiefere Elritzenseen (n=7); (3) makrophytenreiche Laubenseen (n=7). Sechs der 20 Seen werden ausschließlich von Sportfishern gemanagt und befischt (Hintersee, Hintersteiner See, Offensee, Pressegger See, Walchsee, Zeller See), die restlichen Seen werden kommerziell und angelfischereilich bewirtschaftet (Achleitner et al., 2012; Beiw, 2010).

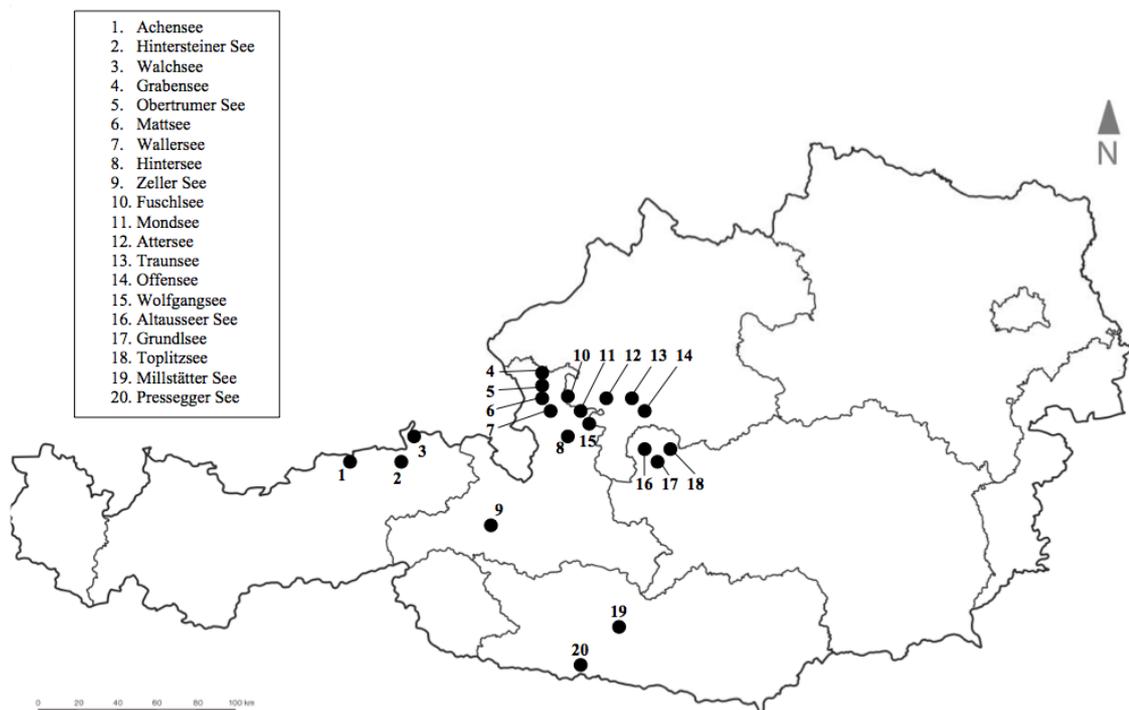


Abbildung 1: Untersuchungsgebiete. Modifiziert nach www.freytagberndt.at/schulatlas.

TABELLE 1: MORPHOLOGISCHE UND LIMNOLOGISCHE DATEN DER UNTERSUCHTEN SEEN (BEIWL, 2010; H2O FACHDATENBANK, 2012, 2013; RIEDL ET AL., 2008; GASSNER ET AL., 2003B; GRASSER, 2012). SEENTYP NACH FISCHARTENGEMEINSCHAFTEN NACH GASSNER ET AL (2005B).

See	Seehöhe (m)	Fläche (ha)	max. Tiefe (m)	Volumen (Mio. m ³)	Wassererneuerungszeit (Jahre)	Sichttiefe (m)*	Total-Phosphor (µg/l)◇	Chlorophyll a (µg/l)*	Trophie-Status	Seentyp nach Fischartengemeinschaft	Natürliches Barschvorkommen
Achensee	929	680	133	454	1,6	6,69	6,7	2,67	oligotroph	Elritze	ja
Altaussee	712	210	53	73	0,6	7,44	5,9	1,5	oligotroph	Seesaibling	nein
Attersee	469	4620	171	3890	7,1	9,52	2,3	1,24	oligotroph	Elritze	ja
Fuschlsee	663	265	67	98	2,6	6,69	5,4	2,07	oligotroph	Elritze	ja
Grabensee	503	130	14	12	0,2	3,82	17	4,53	meso-eutroph	Laube	ja
Grundlsee	708	410	64	169	0,9	6,69	5,6	1,2	oligotroph	Seesaibling	nein
Hintersee	685	82	22	9	-	4	6	-	oligotroph	Seesaibling	ja
Hintersteiner See	883	56	36	7	1	12	4,3	4	oligotroph	Seesaibling	nein
Mattsee	503	358	42	61	4,7	5,92	8,8	1,7	oligo-mesotroph	Laube	ja
Millstätter See	588	1328	141	1205	9	6,33	8	3,17	oligo-mesotroph	Laube	ja
Mondsee	481	1380	68	497	1,7	4,83	6,9	3,82	oligo-mesotroph	Elritze	ja
Obertrumer See	503	488	36	85	1,7	4,09	12	4,44	mesotroph	Laube	ja
Offensee ¹⁾	649	55	38	11	0,5	9,72•	0,62•	1,5•	oligotroph	Seesaibling	nein
Presseggersee	560	55	14	2	0,1	4,83	6,3	-	oligotroph	Laube	ja
Topfsee	718	54	103	34	0,9	8,8°	6,3°	1,96°	oligotroph	Seesaibling	nein
Traunsee	423	2440	191	2189	1	6,04	3,6	1,5	oligotroph	Elritze	ja
Walchsee	655	95	21	11	0,3	3	8,5	1	mesotroph	Laube	ja
Wallersee	505	610	23	76	0,8	3,43	15	3,87	mesotroph	Laube	ja
Wolfgangsee	538	1284	113	667	3,9	9,24	5,3	1,23	oligotroph	Elritze	ja
Zeller See	750	455	68	178	4,1	6,35	7,5	1,93	oligotroph	Laube	ja

* Durchschnitt der monatlichen Messungen 2008-2012

◇ Durchschnitt der Jahre 2005-2007

° Durchschnitt der Jahre 2003-2006

• Durchschnitt der monatlichen Messungen 2007-2012

¹⁾ Daten von Landesregierung OÖ zur Verfügung gestellt.

3 MATERIAL UND METHODEN

Es wurden standardisierte Multi-Maschen-Kiemennetze (Lundgren, Typ: Nordic, nylon survey net) nach dem Europäischen Standard für Kiemennetzfischerei (EN 14757) verwendet. Benthische Netze (Bodennetze) hatten zwölf Maschenweiten (5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55 mm) und eine Länge von 30 m und eine Höhe von 1,5 m. Pelagische Netze (Freiwassernetze) hatten 11 Maschenweiten (6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55 mm) und waren 30 m lang und 6 m hoch.

Die Kiemennetze wurden in der Freiwasserzone (in 6 m Intervallen durch die gesamte Wassersäule an der tiefsten Stelle des Sees) oder am Gewässerboden für ca. 12 Stunden exponiert. Die benthischen Netze wurden in verschiedenen Tiefenstufen an Zufallspunkten gesetzt. Die Anzahl der Netze pro Nacht und die

Summe der zu befischenden Nächte ist von der Fläche des Sees und der maximalen Tiefe abhängig (CEN/EN 14757, 2005; Achleitner et al., 2012; Gassner et al., 2010).

Die gefangenen Barsche ($n=37.156$) wurden nummeriert, gewogen (± 1 g) und die Totallänge vermessen ($TL \pm 1$ mm). Zur Altersbestimmung wurden Kiemendeckel-Stichproben ($n=1.548$) entnommen und in Papiersäckchen aufbewahrt. Stichproben wurden von jeder Größenklasse entnommen, beginnend mit der kleinsten Fischlänge und in 3-5 cm Schritten aufsteigend. Im Labor wurden die Kiemendeckel mit heißem Wasser überbrüht und die Haut, Schuppen und Fleischreste entfernt. Die gesäuberten Kiemendeckel wurden luftgetrocknet.

Die Altersbestimmung erfolgte mit einem Stereo-Mikroskop (Nikon, Model C-DS) bei 1,5-facher Vergrößerung nach Le Cren (1974) und Craig (2000) durch Zählung der Jahresringe.

3.1 ANALYSE

Alle erhobenen Daten wurden in der Fischdatenbank Austria (Sasano et al., 2009) gespeichert. Die Kiemennetzselektivität wurde überprüft und gemäß EN 14757 (2005) nach Kurkilathi (1999) korrigiert.

$$RLFD=1.7159-0.04595*L+0.00031*L^2-4.82E-06*L^3$$

(*RLFD*= relative Längenfrequenzverteilung, *L*= Totallänge (cm))

Die relativen Proportionen die für Barsche spezifisch sind, wurden mit der beobachteten Anzahl der Individuen (*g*) multipliziert. Das wurde in jeder Längensklasse (1 cm Schritte) durchgeführt um eine korrigierte Längenverteilung zu erhalten.

$$C=g*(RLFD)$$

(*C*= korrigierte Fischanzahl, *g*= beobachtete Fischanzahl)

Der Fangerfolg pro Zeiteinheit, auch „catch per unit effort“ (CPUE), wurde als Anzahl der gefangenen Fische pro Nacht (12 Stunden) und 100 m² Netzfläche definiert. Die erhobene Biomasse pro Zeiteinheit, auch „biomass per unit effort“ (BPUE), wurde als kg pro 100 m² Netzfläche und Nacht (12 Stunden) definiert. Auf den Alters- und Längendaten basierend, wurde das Wachstum anhand des Standardmodells „von Bertalanffy“ berechnet (Wootton, 1998).

$$L=L_{\infty}(1-e^{-K(t-t_0)})$$

(L_{∞} = Asymptotische Größe, *K* = definiert die Rate ab der die Kurve die Asymptote erreicht, *t* = Totallänge Fisch, t_0 = hypothetische Zeit, zu welcher die Fischgröße 0 ist)

Der „Fulton“ Konditionsfaktor wurde nach Neumann et al. (2013) berechnet.

$$K=(W/L^3)*100$$

(*W* = Totalgewicht (g), *L* = Totallänge (cm))

3.2 ADAPTION DES “PROPORTIONALEN LÄNGEN-FREQUENZINDEX” AN REGIONALE BEDINGUNGEN

Die prozentuelle Klassifizierung für jede Längensklasse wurde nach Gabelhouse (1984) bestimmt (Tabelle 2). Es wurde jedoch nicht der Prozentsatz der Weltrekordlänge herangezogen sondern die Maximallänge der eigenen regionalen Fänge (40,5 cm TL) dafür verwendet.

Daraus errechnet sich für die „trophy“ Kategorie ein oberer Schwellenwert von 32 cm (80 % der Maximallänge) und ein unterer von 30 cm (74 % der Maximallänge). Alle anderen Kategorien (stock, quality, preferred, memorable) wurden nach Gabelhouse's (1984) Prozentsätzen berechnet.

Es wurden zwei verschiedene Ansätze für die Bewertung der Populationsstruktur verwendet: der traditionelle und der inkrementelle PSD.

Traditionell:

$$\text{PSD}_{(\text{basic})} = \frac{\text{Fischanzahl} \geq \text{„quality“ Länge}}{\text{Fischanzahl} \geq \text{minimale „stock“ Länge}} \times 100$$

$$\text{PSD-X} = \frac{\text{Fischanzahl} \geq \text{spezifische Länge}}{\text{Fischanzahl} \geq \text{minimale „stock“ Länge}} \times 100$$

(PSD = proportional size distribution, X = Angabe welche ab welcher spezifischen Länge gerechnet wird (P_{referred}, M_{emorable}, T_{rophy}), spezifische Länge = “quality”, “preferred”, “memorable”, “trophy”)

Inkrementell:

$$\text{PSD-X} = \frac{\text{Fischanzahl} \geq \text{spezifische Länge}^*}{\text{Fischanzahl} \geq \text{minimale „stock“ Länge}} \times 100$$

(hier ist die spezifische Länge* unterschiedlich zum traditionellen Ansatz: Fischanzahl zwischen S_{tock} und Q_{uality}, Q_{uality}-P_{referred}, P_{referred}-M_{emorable}, M_{emorable}-T_{rophy}, ab T_{rophy})

Der traditionelle Ansatz kann als Prozentsatz von Fischen verstanden werden, die länger als die definierten Minimallängen einer spezifischen Kategorie sind, wobei größere Kategorien mit eingeschlossen sind. Die Werte des inkrementellen PSD werden als Prozentsatz von Fischen zwischen Minimal- und Maximallängen einer spezifischen Kategorie berechnet. Zur Indexberechnung der beiden Ansätze wurde das arithmetische Mittel der Längenklassen angewandt (Tabelle 2).

TABELLE 2: KLASSIFIZIERUNG DER LÄNGENKLASSEN ZUR INDEXBERECHNUNG (GABELHOUSE, 1984).

Kategorie	% der Maximallänge (Gabelhouse, 1984)	Längenklassen für <i>Perca fluviatilis</i> , basierend auf 40,5 cm Maximallänge	Minimum-Schwellenwerte zur Indexberechnung (Mittelwert der Längenklassen)
stock	20-26	8,1-10,5 cm	9,3 cm
quality	36-41	14,6-16,6 cm	15,6 cm
preferred	45-55	18,2-22,3 cm	20,3 cm
memorable	59-64	23,9-25,9 cm	24,9 cm
trophy	74-80	30,0-32,4 cm	31,2 cm

PSD-Vergleichswerte für Fischpopulationen die sich im Gleichgewicht befinden (balanciert), waren für den Eurasischen Flussbarsch nicht vorhanden (Willis et al., 1993). Für den Amerikanischen Flussbarsch (*Perca flavescens*) liegen die PSD-Werte für balancierte Populationen bei 30-60 (Willis et al., 1993) und diese Werte können laut Penczak et al. (1998) auch für viele andere Fischarten angenommen werden. Daher wurden die PSD Schwellenwerte des Amerikanischen Flussbarsches für den Eurasischen Flussbarsch übernommen. Die Schwellenwerte der spezifischen Längen wurden aufgrund fehlender Referenzwerte, mittels 25 % und 75 % Perzentilen der beobachteten PSD-Werte berechnet (Tabelle 3).

Die statistischen Analysen wurden mit dem Statistikprogramm SigmaPlot (Version 12.5) durchgeführt.

TABELLE 3: ZIELSCHWELLENWERT FÜR BALANCIERTE POPULATIONEN NACH PENCZAK ET AL. (1998) UND PERCENTILE-BERECHNUNG.

Kategorie	Zielwert
PSD	30-60
PSD-P	5-13
PSD-M	1-6
PSD-T	0-0,6

4 ERGEBNISSE

In den 20 untersuchten Seen wurden 37.156 Barsche gefangen. Die Werte des CPUE schwankten zwischen 4,74 und 169,85 (n/100m²/12h) wogegen der BPUE zwischen 0,33 und 3,10 (kg/100m²/12h) lag.

Die Berechnung der Kiemennetzselektivität zeigte keine signifikanten Unterschiede (< 1 %) zwischen korrigierten und nicht korrigierten Werten in den Größenklassen 10 - 41 cm (TL). Diese wurden für die PSD Kalkulation verwendet (Wilcoxon signed rank test, p=0.473). Signifikante Unterschiede (Wilcoxon signed rank test, p=0.008) waren nur in den Größenklassen von 1 – 9 cm (TL) ersichtlich. Hier lagen die Unterschiede zwischen 2 % und 4 %. Da diese kleinen Längenklassen weitere PSD Berechnungen nicht beeinflussen, wurden die unkorrigierten Daten der Größenklassen < 10 cm TL verwendet.

Die Adaptation des nordamerikanischen Index auf Eurasische Flussbarschpopulationen ergab PSD Werte zwischen 12 und 93 (Tabelle 4). Innerhalb der vorgeschlagenen Schwellenwerte für balancierte Barschpopulationen (PSD 30-60) befanden sich nur vier der 20 untersuchten Populationen. Der PSD von 13 Seen lag unter 30 und drei der Seen wiesen PSD Werte über 60 auf (Tabelle 4). Den Berechnungen zufolge lagen nur 1 % aller Barsche in der „trophy“ Klasse. In der Kategorie „memorable“ waren 9 % der gefangenen Fische und 23 % lagen in der Kategorie „preferred“. Der Großteil der gefangenen Barsche (67 % in der Kategorie PSD) entfiel auf die Größe „stock“.

Die zwei Ansätze (traditioneller und inkrementeller PSD) zeigten unterschiedliche Ergebnisse für die kleineren Fischgrößen („quality“, „preferred“), jedoch ähnliche Ergebnisse für die PSD-M und PSD M-T Klassen.

Zum Vergleich zwischen PSD und anderen Faktoren wurde der traditionelle PSD verwendet, da er weniger sensitiv als der spezifische oder inkrementelle PSD ist (Neumann et al., 2013).

Wie erwartet, zeigten sich starke Zusammenhänge zwischen PSD und mittlerer Länge und mittlerem Gewicht. Bei den spezifischen Längenklassen (PSD-P, PSD-M, PSD-T) des traditionellen PSD waren mehr Populationen innerhalb der Schwellenwerte als im Vergleich zum PSD_{basic}.

Der PSD-P Wert von 12 Seen lag zwischen 5 und 13 und war damit innerhalb der Schwellenwerte für balancierte Populationen. Die Schwellenwerte der Kategorie „memorable“ wurden zwischen 1 und 6 definiert und die PSD-M Werte von 13 Seen wurden innerhalb dieser Schwellenwerte gemessen. Innerhalb der Schwellenwerte (0-0,6) der letzten Kategorie „trophy“ lagen die Ergebnisse von 15 Seen, wobei 5 Seen über PSD-T 0,6 lagen (Tabelle 4).

Der mittlere Konditionsfaktor aller Barsche ergab einen Minimalwert von 1,01 und einen Maximalwert von 1,25 (Abbildung 2). Die Altersbestimmung der Stichproben ergab eine Spanne zwischen 0 und 14 Jahren und ein mittleres Alter aller Populationen von 3,12 Jahren (Abbildung 3).

TABELLE 4: TRADITIONELLER ANSATZ: LÄNGENFREQUENZ-INDEX FÜR BARSCHPOPULATIONEN IN ÖSTERREICHISCHEN SEEN. PSD, PROPORTIONAL-SIZE-DISTRIBUTION; PSD-P, PROPORTIONAL-SIZE-DISTRIBUTION PREFERRED; PSD-M, PROPORTIONAL-SIZE-DISTRIBUTION MEMORABLE; PSD-T, PROPORTIONAL-SIZE-DISTRIBUTION TROPHY.

See	PSD	PSD-P	PSD-M	PSD-T
Achensee	13	7	4	0,30
Altaussee See	69	37	12	1,00
Attersee	24	10	3	0,00
Fuschlsee	30	23	13	1,98
Grabensee	22	5	4	0,00
Grundlsee	20	4	1	0,00
Hintersee	29	2	1	0,00
Hintersteiner See	93	45	6	0,00
Mattsee	27	9	5	0,19
Millstätter See	54	13	2	0,51
Mondsee	17	5	1	0,00
Obertrumer See	17	8	4	0,00
Offensee	13	5	0	0,00
Presseggersee	12	2	0	0,00
Toplitzsee	49	4	0	0,00
Traunsee	48	13	2	0,00
Walchsee	63	32	16	6,32
Wallersee	25	12	3	0,11
Wolfgangsee	23	10	6	2,84
Zeller See	18	13	10	5,85

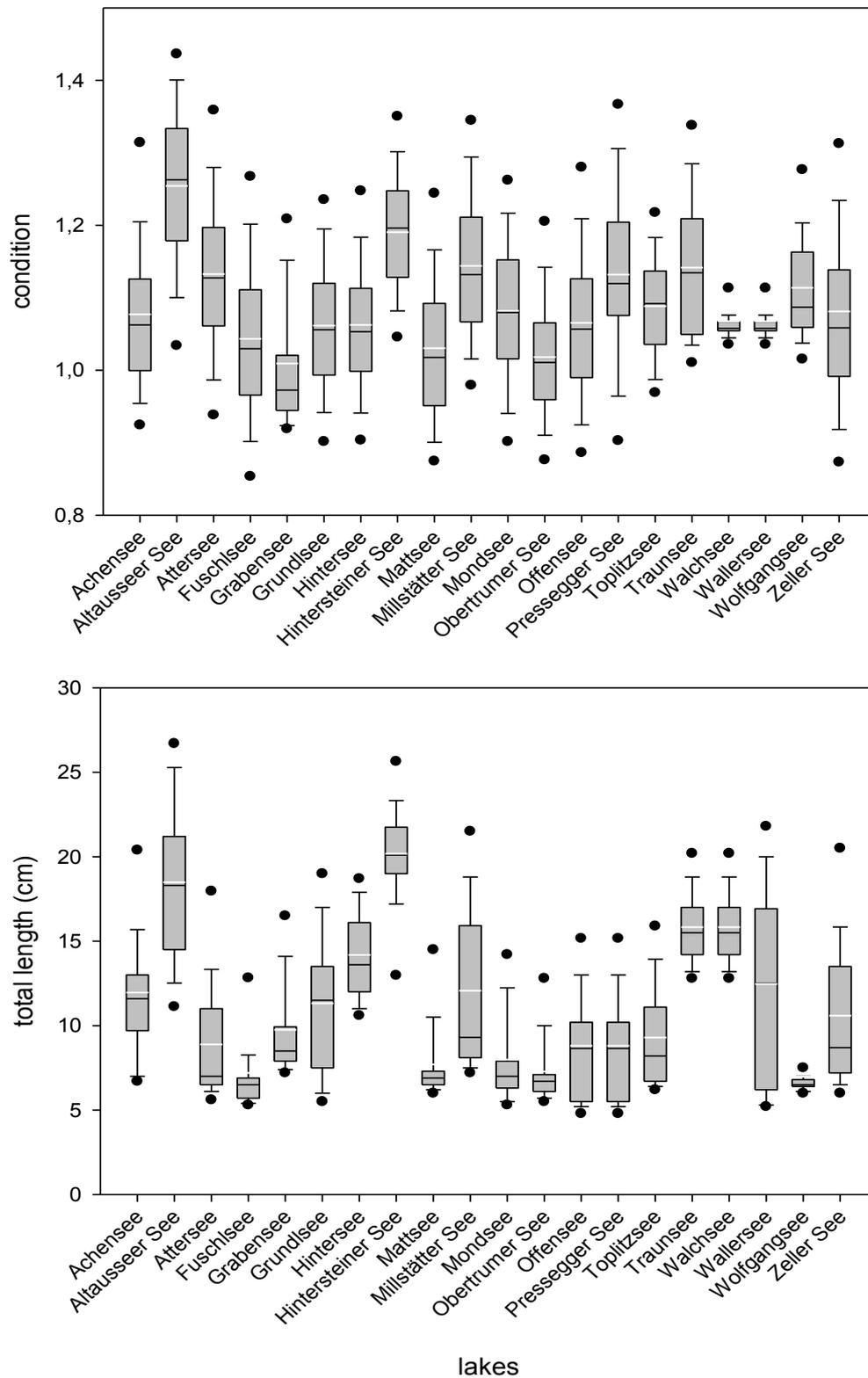


Abbildung 2: Box plots: Kondition und Länge (TL) von Barschpopulationen von 20 österreichischen Seen. Dunkle Linie: Median, Weiße Linie: Mittelwert.

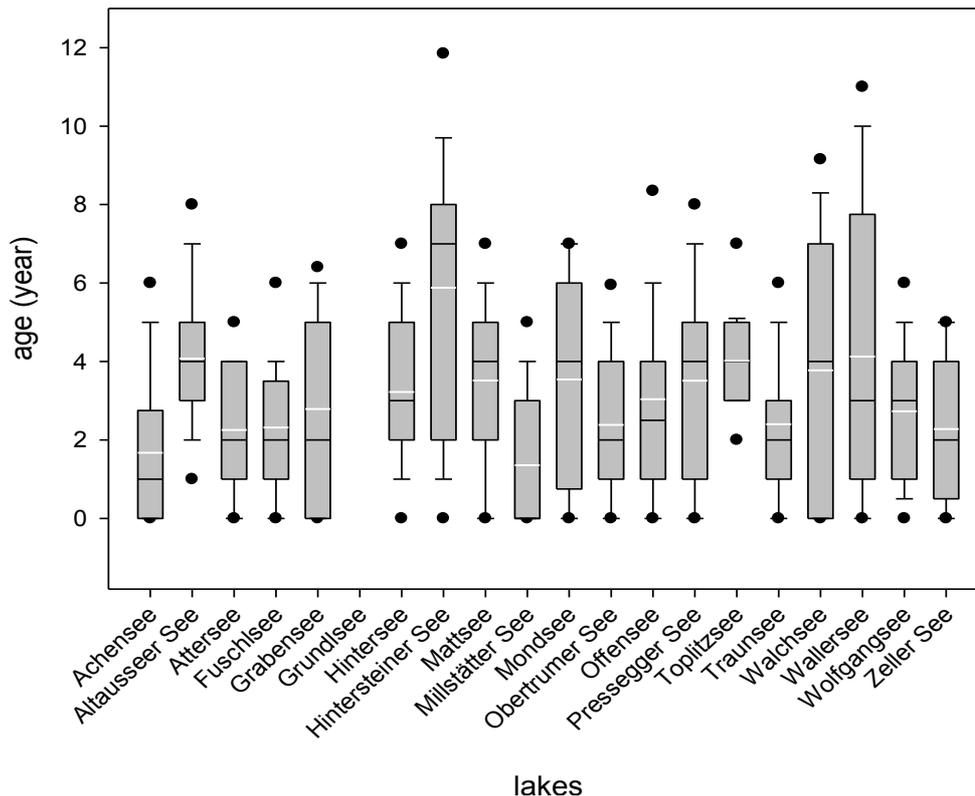


Abbildung 3: Box plots: Alter. Dunkle Linie: Median, Weiße Linie: Mittelwert.

Vergleiche zwischen den einzelnen Seen zeigten, dass es Seen mit wenig „stock“ Fischen (Altausseer See, Hintersteiner See, Walchsee; PSD: 60-100) und Seen mit vielen „stock“ Fischen (Achensee, Grundlsee, Mondsee, Obertrumer See, Offensee, Pressegger See, Zeller See; PSD: 10-20) gab. Jene Seen die wenig „stock“ Fische enthielten, waren höher gelegen (durchschnittliche Meereshöhe 750 m) und zeigten größere mittlere Längen (15,22 cm, TL) und einen höheren Mittelwert der Maximallänge (29,90 cm, TL). Seen mit mehr „stock“ Fischen, lagen auf niedrigerer Meereshöhe (mittlere Höhe 654 m) und die durchschnittliche Länge und die Maximallänge waren kürzer als bei Seen mit wenig „stock“ Fischen (mittlere Länge 9,36 cm, mittlere Maximallänge 26,21 cm, TL).

Seen mit relativ hohem Anteil an „trophy“ Fischen ($\text{PSD-T} \geq 1$) waren der Altausseer See, Fuschlsee, Walchsee, Wolfgangsee und Zeller See. Die mittlere Maximallänge lag bei 30,99 cm (TL), jedoch lag die mittlere Länge nur bei 10,71 cm (TL). Die mittlere Meereshöhe dieser Seen war 646 m.

5 DISKUSSION

Das Hauptziel dieser Arbeit war, erstmals eine regionale Adaptation des PSD Index für Flussbarschpopulationen österreichischer Seen durchzuführen. Eine direkte Umsetzung des nordamerikanischen Längenfrequenzindex nach Gabelhouse (1984) auf österreichische Barschpopulationen war nicht möglich, da seine Berechnungen der Klassengrenzen auf der Weltrekordlänge des Amerikanischen Flussbarsches (53,4 cm TL) beruhten. Die Weltrekordlänge für den Eurasischen Flussbarsch liegt bei 58 cm (TL) (Machacek, 2013) und ein Erreichen dieser in den relativ kalten und oligotrophen österreichischen Alpenseen ist höchst unrealistisch. Deshalb wurde als Basis für die Berechnung der Klassengrenzen unsere beobachtete Maximallänge von 40,5 cm (TL) der 20 beprobten Seen herangezogen. Diese Adaptation erlaubt einerseits eine regionale Anpassung auf die Seen in Österreich und andererseits wird dadurch verhindert, dass die österreichischen Seen generell als unattraktiv für Angler ausfallen, da die wenigen kapitalen Eurasischen Flussbarsche der österreichischen Seen im Vergleich zur Weltrekordlänge immer noch als relativ klein dargestellt werden könnten.

Der Großteil der untersuchten österreichischen Seen zeigte traditionelle PSD-Werte unter 30, womit sie klar unter den Grenzen für eine balancierte Population liegen. Dies bedeutet, dass viele Barschpopulationen in den österreichischen Seen von kleinen Individuen dominiert werden. Eine balancierte Fischpopulation zeichnet sich dadurch aus, dass sie zwischen dem Extrem einer großen Anzahl an kleinen Fischen und einer kleinen Anzahl an großen Fischen liegt. Dies weist darauf hin, dass die Zuwachsrate, Wachstum und Mortalität weitgehend ausgeglichen sind (Anderson & Weithman, 1978) und die PSD-Werte zwischen 30 und 60 (Penczak et al., 1998) liegen. Seen mit Werten unter diesen Schwellenwerten weisen einen Mangel an Adulten in der Population auf und Werte über den Schwellenwerten stehen für einen Überschuss von adulten Tieren, eventuell als Konsequenz einer ungenügenden Reproduktion oder übermäßiger Mortalität junger Individuen (Pedicillo et al., 2010). Eine Reduktion der adulten Individuen könnte durch eine starke Entnahme großer Barsche durch Sport- oder Berufsfischer (persönliche Mitteilung, D.W. Willis, 2013) oder durch schlecht wachsende Barschpopulationen verursacht werden. In 12 der 20 untersuchten Populationen zeigte sich ein eher schlechtes Wachstum.

Das Vorkommen von nur wenigen kleinen Fischen in einer Population wird oftmals von umweltbezogenen Ursachen, limnologische Faktoren, kalten Temperaturen in frühen Entwicklungsstadien, niedrigen pH-Werten (Craig, 2000) oder Kannibalismus und starkem Prädationsdruck, verursacht. Die Größe von Barschen hängt ebenso stark von Konkurrenz und der Verfügbarkeit von Futter ab (Heermann et al., 2013).

Die Effekte durch Befischung, Überfischung und limnologische Veränderungen können mit den PSD-Werten und manchmal auch mit den Fangstatistiken zum Ausdruck gebracht werden. Ein Rückgang von Barschfängen in Berufs- und Sportfischerei zeigte sich in den letzten Jahrzehnten in Schweizer Seen. Ein Wechsel vom eutrophen zum oligotrophen Status, der auf der Reduktion des Nährstoffeintrags beruhte, wurde beobachtet (Eckmann & Schleuter-Hofmann, 2013). Das war nicht der einzige Grund der drastischen Rückgänge in der Berufsfischerei von 1.000 t/Jahr auf 100 t/Jahr, wobei keine weiteren Gründe von diesen Autoren angeführt wurden.

Für österreichische Seen gibt es keine dahingehenden Untersuchungen mit denen eine solche Entwicklung der Barschfänge nachgewiesen werden könnte.

Gassner et al. (2005a) beschrieb eine Abnahme der spezifischen PSD (vormals RSD) Werte nach der Einführung der „Hegene“ Angeltechnik auf die zuvor unterfischte *Coregonus sp.* Population am Irrsee. Nach Einsatz dieser Angeltechnik erfolgte eine Überfischung der Population, was sich in abnehmenden spezifischen PSD-Werten gut abbildete.

Nach Willis & Scalet (1989), sind Populationen mit niedrigem PSD-Wert oft von kleinen, langsam wachsenden Fischen dominiert, die eine schlechtere Kondition haben. Populationen mit höheren PSD-Werten sind oft weniger dicht, haben besseres Wachstum und eine besserer Kondition.

Bei den erhobenen Daten wurde ein ähnlicher Trend mit niedrigen CPUE und BPUE-Werten in Seen mit höheren PSD-Werten beobachtet. In nur fünf Seen konnten hohe CPUE und BPUE Werte mit niedrigen PSD-Werten assoziiert werden. Wie Pedicillo et al. (2010, 2013) fanden auch wir Korrelationen zwischen PSD und mittlerer Länge und mittlerem Gewicht, jedoch nur schwache Zusammenhänge bei allen anderen analysierten Parametern. Das ist vermutlich durch die große Variation von limnologischen und morphologischen Variablen der untersuchten Seen erklärbar. Manche der untersuchten Seen wiesen ursprüngliche Barschpopulationen auf, in anderen Seen gab es Barschpopulationen die künstlich besetzt wurden. Dieser Umstand zeigte sich aber nicht in den PSD-Werten.

Insgesamt stellte der adaptierte PSD-Index eine gute Methode zur Bewertung von Längenfrequenzdaten der Flussbarschpopulationen dar. Längenfrequenzdaten sind so einfacher zu interpretieren und die Kommunikation zwischen Anglern und Fischereimanagern wird vereinfacht.

Der Index wurde für die meisten amerikanischen Süßwasserfischarten erstellt und ist häufig in Gebrauch. Da der Index bislang nur für acht europäische Süßwasserarten adaptiert und angewandt wurde, sind weitere Adaptationen wünschenswert.

6 LITERATUR

- Achleitner, D., H. Gassner, M. Luger (2012): Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 19: 352–361. doi: 10.1111/j.1365-2400.2012.00851.x
- Anderson, R.O. (1976): Management of small warm water impoundments. *Fisheries* 1 (6): 5-7, 26–28.
- Beiwl, C. (2010): Natürliche und künstliche Seen Österreichs größer als 50 ha. Stand 2009, Bundesamt für Wasserwirtschaft (Hg.), Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 33, Wien.
- Carline, R.F., B.L. Johnson, T.J. Hall (1984): Estimation and interpretation of proportional stock density for fish populations in Ohio impoundments. *North American Journal of Fisheries Management* 4:139–154.
- CEN (2005): EN 14757, Water quality- sampling of fish with multi-mesh gillnets.
- Craig, J.F. (2000). *Percid fishes: Systematics, ecology and exploitation*. Blackwell Science, Oxford.
- Eckmann, R., D. Schleuter-Hofmann (2013): Der Flussbarsch. In: *Die neue Brehm-Bücherei Bd. 677*, Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft mbH, Hohenwarsleben pp. 185.
- 2000/60/CE. Directive of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L 327*: 1-73.
- Gabelhouse, D. W. jr. (1984): A length-categorisation system to assess fish stocks. *North American Journal of Fisheries Management*, 4: 273-285.
- Gassner, H., G. Tischler, J. Wanzenböck (2003a): Ecological integrity assessment of lakes using fish communities – suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88: 635-652.
- Gassner, H., D. Zick, J. Wanzenböck, B. Lahnsteiner, G. Tischler (2003b): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 18, Wien.
- Gassner, H., J. Wanzenböck (2005a): Application of population size structure indices to Austrian whitefish (*Coregonus* sp.) stocks. *Advanc. Limnol.* 60:377-384.
- Gassner, H., J. Wanzenböck, D. Zick, G. Tischler, B. Pamminger-Lahnsteiner (2005b): Development of a fish based lake typology for natural Austrian Lakes > 50 ha based on the reconstructed historical fish communities. *International Review of Hydrobiology* 90, 422–432.
- Gassner H., Achleitner D., Bruscek G., Mayrhofer K. & Frey I. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 – Fische, BMLFUW (Hrsg.), ISBN: 978-3-85174-063-9, Version Nr.: B1-01d_FIS
- Grasser, H-P. (2012): Daten Offensee 2007-2012. Amt der OÖ. Landesregierung. Abt. Oberflächengewässerwirtschaft/Gewässerschutz, Linz. H2O Fachdatenbank Lebensministerium. http://wisa.lebensministerium.at/h2o/state.do?jessionid=AFCD8435D3ED905B9427CA35C805F9DB?stateId=FIVE_STEP_QUALITY, 18.11.2012; 28.1.2013
- Klein M. (2012): Bericht zur IBKF 2012. Die bayrische Fischerei im Bodensee-Obersee im Jahre 2011. Lfl, Institut für Fischerei Starnberg.
- Kurkilathi, M. (1999): Nordic multi mesh gillnet – robust gear for sampling fish populations. Helsinki, University of Turku, pp.108.
- Le Cren, E.D. (1974): The determination of the age and growth of the perch (*Perca fluviatilis*) from the opercula bone. *Journal of animal ecology*, Vol. 16: 188-204.
- Machacek, H. (2013): World Record Freshwater Fishing, Stand 24.2.2013. www.fishing-worldrecords.com/scientificname/Perca%20fluviatilis/show, 11.3.2013.
- Neumann, N.R., C.S. Guy, D.W. Willis (2013): Length, Weight, and Associated Indices. Chapter 14. In: A.V. Zale, D.L. Parrish and T.M. Sutton, editors. *Fisheries Techniques*, 3rd Edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Pedicillo, G., A. Carosi, L. Ghatti, M. Lorenzoni (2010): Population size structure indices and growth standards for *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758 in Central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 399:02, DOI: 10.1051/kmae/2010030
- Pedicillo, G., M. Lorenzoni, A. Carosi, L. Ghatti (2010): Application of Stock Density Indices as a Tool for Broad-Scale Population Assessment for Four Cyprinid Species in Central Italy. *North American Journal of Fisheries Management* 33:153–162.
- Penczak, T., Ł. Glowacki, W. Galicka, H. Koszaliński (1998): A long-term study (1985–1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia* 368:157–173.
- Riedl, H-E., B. Friehs, M. Hochreiter. (2008): 1. Steirischer Seenbericht. Hrsg. Amt der Steiermärkischen Landesregierung. Graz. pp.151.
- Sasano, B., N. Schotzko, R. Haunschmid, A. Jagsch (2009) : Die Fischdatenbank Austria (FDA). Österreichs Fischerei, Jahrgang 62, Heft 1, Seite 12-23.
- Weithman, A.S. (1978): A method of evaluating fishing quality-development, testing, and application. Doctoral dissertation. University of Missouri, Columbia.
- Weithman, A.S., R.O. Anderson. (1978): A method of evaluating fishing quality. *Fisheries* 3 (3):6-10.
- Willis, D.W., C.G. Scalet (1989): Relations between proportional stock density and growth and condition of Northern Pike populations. *North American Journal of Fisheries Management* 9:488-492.
- Willis, D.W., B.R. Murphy, C.S. Guy (1993): Stock density indices: development, use, and limitations. *Reviews in Fisheries Science*. 1:203-222.
- Wootton, R.J. (1998): *Ecology of Teleost Fishes*. Fish and Fisheries Series, 2nd edition, Kluwer Academic Publishers.

Volta, P., A. Oggioni (2010): Specie ittiche chiave e tipo-specifiche nei laghi naturali dell'ecoregione Alpina: approccio storico e proposta di metriche per l'analisi dello stato di qualità della fauna ittica ai sensi della direttiva sulle acque 2000/60/CE. (Key- and type-specific fish species in natural lakes of Italian Alpine ecoregions reconstructed from historical data: a preliminary index the quality status of fish fauna according to WFD 2000/60/CE.) Studi Trentini di Scienze Naturali 87:97-104 (in Italian).

Zick D., H. Gassner, M. Rinnerthaler, P. Jäger, R.A. Patzner (2007): Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. Ecology of Freshwater Fish 16:54-63

ORIGINALARTIKEL erschienen in Österreichs Fischerei 1/2016

AUTOREN

GEORG STABAUER,

HUBERT GASSNER, Kontakt: OFFICE.IGF@BAW.AT

JOSEF WANZENBÖCK, Kontakt: JOSEF.WANZENBOECK@UIBK.AC.AT

VERBREITUNGSKARTEN VON FISCHARTEN IN FLIESSGEWÄSSERN BERUHEND AUF GZÜV- DATEN DER JAHRE 2007 - 2009

Hundritsch L., Keil F., Prinz H., Sasano B., Hauer W., Bammer V., Haunschmid R. – Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde

1 EINLEITUNG

DIE IN DIESEM ARTIKEL DARGESTELLTEN VERBREITUNGSKARTEN beinhalten die aus der Gewässerzustandsüberwachungsperiode (GZÜ-Periode) 2007 – 2009 (basierend auf der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung GZÜV, 2006) stammenden Daten des biologischen Qualitätselementes Fische (BQE-Fische), die am Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde des Bundesamtes für Wasserwirtschaft in Scharfling (BAW-IGF) in der Fischdatenbank Austria (FDA) (Sasano et al., 2009) verwaltet und aufbereitet wurden. Es sei darauf hingewiesen, dass es sich bei den Darstellungen um keine flächendeckenden Artkartierungen handelt, sondern um Messstellen, die sich auf hydromorphologische Belastungen beziehen. Zusätzlich enthalten die Verbreitungskarten Kreisdiagramme der Altersstrukturbewertungen der jeweiligen Fischart bezogen auf alle GZÜ-Stellen in dieser Periode, an denen die behandelte Fischart als Leit- oder typische Begleitart laut Leitbildkatalog (BAW-IGF, 2012) ausgewiesen ist. Dadurch wird nicht nur angezeigt an welchen Stellen die jeweilige Fischart nachgewiesen wurde, sondern auch, an wie viel Prozent der Messstellen die Fischart einen „sehr guten“, „guten“, „befriedigenden“, „unbefriedigenden“ oder „schlechten Altersstrukturaufbau“ aufweist. In diesem Artikel sind die Verbreitungskarten der Leitarten des Epirhithrals, Metarhithrals, Hyporhithrals (Hyporhithral klein, Hyporhithral groß), der Schmerlen- und Gründlingsbäche sowie Leitarten und Begleitarten des Epipotamals (Epipotamal klein, Epipotamal mittel, Epipotamal groß) und Metapotamals vorhanden.

Dies sind folgende Fischarten:

Rhithral:

Aalrutte (*Lota lota*)

Aitel (*Squalius cephalus*)

Äsche (*Thymallus thymallus*)

Bachforelle (*Salmo trutta fario*)

Bachschmerle (*Barbatula barbatula*)

Elritze (*Phoxinus phoxinus*)

Gründling (*Gobio gobio*)

Huchen (*Hucho hucho*)

Koppe (*Cottus gobio*)

Potamal:

Barbe (*Barbus barbus*)

Brachse (*Abramis brama*)

Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Güster (*Blicca bjoerkna*)

Laube (*Alburnus alburnus*)

Nase (*Chondrostoma nasus*)

Rotauge (*Rutilus rutilus*)

Schneider (*Alburnoides bipunctatus*)

Strömer (*Telestes souffia*)
Zander (*Sander lucioperca*)

2 GESETZLICHE GRUNDLAGEN

Mit der Novelle des Wasserrechtsgesetzes 2003 wurde die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) in österreichisches Recht umgesetzt. Die übergeordneten Ziele der WRRL sind die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung, der Schutz und die Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme sowie die Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen.

Als verbindliche Umweltziele gelten für Oberflächengewässer ein Verbesserungsgebot, die Erreichung zumindest eines guten ökologischen und guten chemischen Zustands innerhalb von 15 Jahren sowie ein Verschlechterungsverbot, Gewässer in einem guten oder besseren Zustand dürfen sich nicht verschlechtern.

Diese Ziele wurden im § 30a Wasserrechtsgesetz (WRG, 1959 i.d.g.F.) verankert. Oberflächengewässer einschließlich erheblich veränderter und künstlicher Gewässer sind derart zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, dass eine Verschlechterung des jeweiligen Zustandes verhindert und der Zielzustand erreicht wird.

In entsprechenden Qualitätszielverordnungen - im Falle des biologischen Qualitätselements Fische (BQE-Fische) in der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG, 2010) - wurden die Kriterien zur Bestimmung des chemischen und ökologischen Zustands näher konkretisiert (Lebensministerium, 2012). Methodische Vorgaben zur Probenahme und Bewertung der biologischen Qualitätselemente sind in Leitfäden des Lebensministeriums festgelegt.

Die Überwachung des Gewässerzustands wurde, basierend auf den Paragraphen 59c bis 59f des WRG, in der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, 2006) geregelt. Diese enthält Kriterien für die Messstellenauswahl, die zu überwachenden Parameter, die Zeiträume, die Frequenzen der Messungen, Methoden und Verfahren für die Probenahme und –analyse, Auswertung der Messdaten sowie die Vorgaben für die Datenverarbeitung und –übermittlung. Die Ergebnisse, die daraus erzielt werden, sind unter anderem die Basis für die Zustandsbeurteilung der Wasserkörper, wobei grundsätzlich für jeden Zeitraum, für den ein Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan (§ 55c) erlassen wird, Überwachungsprogramme für die überblicksweise und die operative Überwachung zu erstellen sind (§ 59d WRG, 1959).

3 MESSSTELLENTYPEN UND AUSWAHL DER MESSSTELLEN GEMÄSS GZÜV

Generell werden 2 Arten von Messstellen unterschieden: Überblicksmessstellen und operative Messstellen. Bei der überblicksweisen Überwachung handelt es sich um ein fixes Messnetz welches in regelmäßigen Abständen untersucht wird. Sie unterscheidet drei Typen von Überblicksmessstellen (Ü1, Ü2, Ü3): Messstellen mit übergeordneter Bedeutung, Referenzstellen und sonstige Messstellen. Für alle Überblicksmessstellen ist eine Erstbeobachtung für den Zeitraum eines Jahres und für die Überblicksmessstellen Ü1 und Ü3 eine Wiederholungsbeobachtung für den Zeitraum der darauf folgenden fünf Jahre vorgesehen. Für das BQE-Fische wurde als Erstbeobachtung ein Jahr und die Wiederholungsbeobachtung zwei Jahre nach Ende der Erstbeobachtung für die Dauer eines Jahres vorgesehen.

Die operative Überwachung ist im Wesentlichen ein temporäres, belastungsorientiertes Messprogramm. Die Messstellen der operativen Überwachung werden so errichtet bzw. ausgewählt, dass sie im Hinblick auf die Belastung repräsentativ für die Bestimmung des Zustands sind, wobei die Kriterien zur Errichtung von Messstellen je nach Belastungstyp (z.B. Belastung aus Punktquellen oder diffusen Quellen, hydromorphologische Belastung) unterschiedlich sind. Bezüglich des Parameterumfangs umfasst die

operative Überwachung jene Parameter, die für die Belastung des Wasserkörpers kennzeichnend sind. Das BQE-Fische hat dabei für morphologische Veränderungen, Restwasser, Schwallbetrieb und Kontinuumsunterbrechung hohe Aussagekraft. In Wasserkörpern, bei denen ein Risiko der Nichterreichung des Qualitätsziels aufgrund einer hydromorphologischen Belastung besteht, oder bei denen nach der Setzung einer oder mehrerer Maßnahmen der Sanierungserfolg nachzuweisen ist, beträgt mit der GZÜV-Novelle 2010 die Überwachungsdauer ein Jahr (Eine Verlängerung ist unter definierten Rahmenbedingungen vorgesehen).

Details zu den 3 unterschiedlichen Typen von Überblicksmessstellen und den Kriterien zur Errichtung der Messstellen für die operative Überwachung können der GZÜV, jeweils in der aktuellen Fassung entnommen werden.

4 UMSETZUNG

Sowohl bei der operativen als auch bei der überblicksweisen Überwachung muss sich betreffend der Probenahme, der Wahl des Beprobungszeitraums bzw. der Bewertung der erhobenen Daten des BQE-Fische an den „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente A1 – Fische (für diesen Zeitraum aktuelle Fassung Schotzko et al., 2008) gehalten werden. Die Probenahme und Analyse im Falle des BQE-Fische erfolgen durch gewerberechtlich oder nach dem Ziviltechnikergesetz 1993 Befugte, wobei im Falle des Vorliegens eines ungültigen Messergebnisses die jeweilige Messung wiederholt werden muss. Wie diese sogenannte Plausibilitätsprüfung der Bewertungsergebnisse gestaltet ist kann im Detail wiederum der GZÜV in der aktuellen Fassung entnommen werden.

Die Bewertung des fischökologischen Zustands beruht auf der nationalen Bewertungsmethode, entwickelt am Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling, dem sogenannten „Fisch Index Austria“ oder FIA. Details zu den Berechnungsgrundlagen für den FIA können auch dem BAW-Band 23 „Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie“ (Haunschmid et al., 2006) entnommen werden.

Für alle biologischen Qualitätselemente gilt als Zielzustand der gute ökologische Zustand, wobei immer jenes Qualitätselement mit dem schlechtesten Ergebnis für die Beurteilung des Wasserkörpers herangezogen wird. Anhand der Tabelle 1 können jene Messstellen, bei denen der Zielzustand aus Sicht des BQE-Fische erreicht wurde (kein Handlungsbedarf), von jenen Stellen, bei denen der Zielzustand noch nicht erreicht wurde (Handlungsbedarf), unterschieden werden. Laut WRRL müssen alle Gewässer in Österreich zumindest den Zielzustand „guter ökologischer Zustand“ aufweisen, wobei eine schrittweise Erreichung des Zielzustandes aller Gewässer bis Ende 2015, 2021 bzw. 2027 vorgesehen ist. Bei erheblich veränderten Gewässern ist nicht der gute ökologische Zustand sondern das gute ökologische Potential als Zielzustand definiert. Details dazu können dem „Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer - Biologische Definition des guten ökologischen Potentials“ (Eberstaller et al., 2009) entnommen werden.

TABELLE 1: ANZAHL DER IN DER GZÜ-PERIODE 2007 - 2009 BEFISCHTEN STELLEN, FÜR DIE EINE FIA-BEWERTUNG STATTFEFUNDEN HAT. AUFGEGLIEDERT NACH FISCHBIOREGION, FISCHREGION UND DANACH, OB AUFGRUND DER FIA-BEWERTUNG EIN HANDLUNGSBEDARF (H.) ODER KEIN HANDLUNGSBEDARF (K. H.) BESTEHT.

		Fischregionen														Gesamtergebnis						
		Epirhithral		Metarhithral		Schmerlenbach		Hyporhithral klein		Gründlingsbach		Hyporhithral groß		Epipotamal klein			Epipotamal mittel		Epipotamal groß		Metapotamal	
Fischbioregionen		k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	k.H.	H.	
		Vergletscherte Zentralalpen	4		1																	
	Unvergletscherte Zentralalpen und deren Ausläufer	54	36	27	44							2	37					2	1			203
	Südalpen	1		4								2										7
	Inneralpine Beckenlandschaften	4	1	5	1				1			4	2		4	2	1	1				26
	östl. Flach- und Hügelland, Grazer Feld			6	8		1	7	7	3	15	1	9	5	10	10	25	5	5	2		119
	Bayer. Österreichisches Alpenvorland und Flysch	7	5	14	10				8			2	43		14	37			26			166
	Granit und Gneisgebiet der böhm. Masse	19	13	9	28				7			3	7	2	2	1	4		2			97
	Kalkvorpalpen und Nördl. Kalkhochalpen	20	14	18	16							2	9		3	3						85
	Flysch, Helvetikum und Alpenvorland in Vorarlberg	2	3		11				1				18				6		3			44
	Gesamtergebnis	111	72	84	118		1	7	24	3	15	10	129	9	12	32	77	8	38	2		752
		183		202			1	31		18		139		21		109		46		2		

5 MESSSTELLEN DER GZÜ-PERIODE 2007 - 2009

In der GZÜ-Periode 2007 - 2009 wurden insgesamt 936 Messstellen befischt (siehe Abbildung 1), wobei, wie aus der Tabelle 1 ersichtlich, 752 Stellen davon abgeschlossen bzw. plausibel sind. Der Großteil der Messstellen liegt in Gewässerabschnitten mit rhithralem Charakter. Die Fischregionen mit der geringsten Anzahl an Messstellen waren der Schmerlenbach mit einer und das Metapotamal mit zwei Stellen. Die geringe Anzahl an Messstellen im Metapotamal und im Schmerlenbach lässt sich durch wenige entsprechende Fließgewässer dieser Regionen in Österreich erklären. Von den 202 im Metarhithral befischten Stellen herrscht aufgrund der FIA-Bewertung bei 84 Stellen kein Handlungsbedarf und bei 118 Stellen Handlungsbedarf. Demnach ist bei ca. 58 % der befischten Stellen Handlungsbedarf ausgewiesen worden. Von den 183 im Epirhithral befischten Stellen, herrscht bei 111 Stellen kein Handlungsbedarf. Dies sind mehr als die Hälfte der befischten Stellen im Epirhithral. Bei 72 Messstellen (ca. 39 %) hingegen wurde Handlungsbedarf ausgewiesen. Im Hyporhithral groß herrscht nur bei 10 von 139 Stellen kein Handlungsbedarf. Bei den restlichen 129 Messstellen besteht Handlungsbedarf. Das entspricht ca. 93 % aller befischten Stellen im Hyporhithral groß. Im Epipotamal klein wurden 21 Stellen einer FIA-Bewertung unterzogen von denen bei 12 Stellen ein Handlungsbedarf ausgewiesen wurde. 109 Stellen wurden im Epipotamal mittel befischt wovon 32 Stellen keinen Handlungsbedarf und 77 Stellen Handlungsbedarf aufwiesen. Dies entspricht einem Prozentsatz von ca. 71 %. Auch im Epipotamal groß herrscht bei einem Großteil der Stellen Handlungsbedarf und zwar bei ca. 83 % der Stellen. Dies sind 38 von insgesamt 46 befischten Stellen in dieser Fischregion. Fasst man das Epipotamal zusammen so weisen von insgesamt 176 bewerteten Stellen nur 49 keinen Handlungsbedarf auf, somit herrscht bei circa 72 % der Stellen Handlungsbedarf (siehe Tabelle 1).

Bezüglich der Fischbioregionen liegen die meisten Messstellen in den Unvergletscherten Zentralalpen und deren Ausläufern mit 203 (ca. 27 %) Stellen und dem Bayer. Österreichischen Alpenvorland und Flysch mit 166 Stellen. Die Fischbioregionen mit der geringsten Anzahl an Messstellen sind die Vergletscherten Zentralalpen mit 5 und die Südalpen mit 7 Stellen (siehe Tabelle 1).

Messstellen der GZÜ-Periode 2007-2009

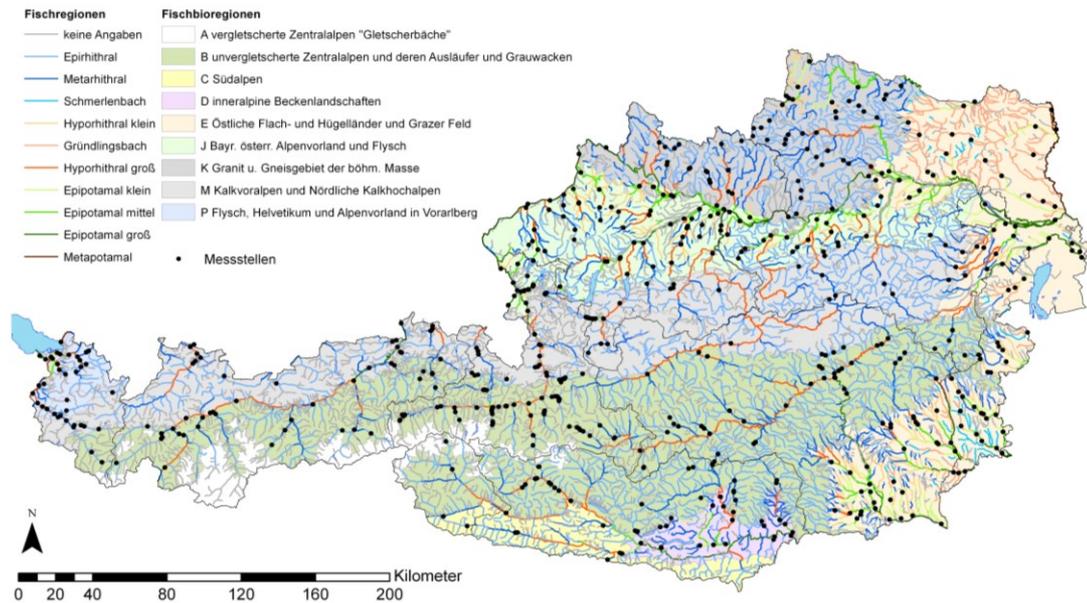


Abbildung 1: Messstellen der GZÜ-Periode 2007 - 2009 mit Fischbioregionen ohne die 9 Sondertypen (Große Flüsse) und Fischregionen im Hintergrund.

6 VERBREITUNGSKARTEN UND ALTERSSTRUKTURBEWERTUNGEN

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich liegen allen Verbreitungskarten die neun in Österreich vorkommenden Fischbioregionen ohne die neun Sondertypen (Große Flüsse) zugrunde. Wimmer & Chovanec (2000) unterschieden auf der Grundlage abiotischer Kenngrößen und auf dem flächigen Ansatz der Ökoregionen aufbauend 17 Fließgewässertypen sowie 9 Sondertypen (Große Flüsse mit einer Einzugsgebietsgröße > 2500 km²), aus denen sich zuerst die Bioregionen und danach die 9 fischökologisch relevanten Bioregionen (Fischbioregionen) ableiteten (Haunschmid et al., 2006).

Ebenso liegen allen Verbreitungskarten die Fischregionen zugrunde. Als Basis der Fischregionen diente das System nach Huet (1949) und als Basis der biozönotischen Regionen das System nach Illies & Botosaneanu (1963). Beide Systeme wurden einerseits aufgrund der Unterschiede der gewässertypspezifischen Fischartengemeinschaften und andererseits aufgrund der stark unterschiedlichen geomorphologischen Bedingungen zwischen West- und Ostösterreich abgeändert (Haunschmid et al., 2006) (siehe Abbildung 3).

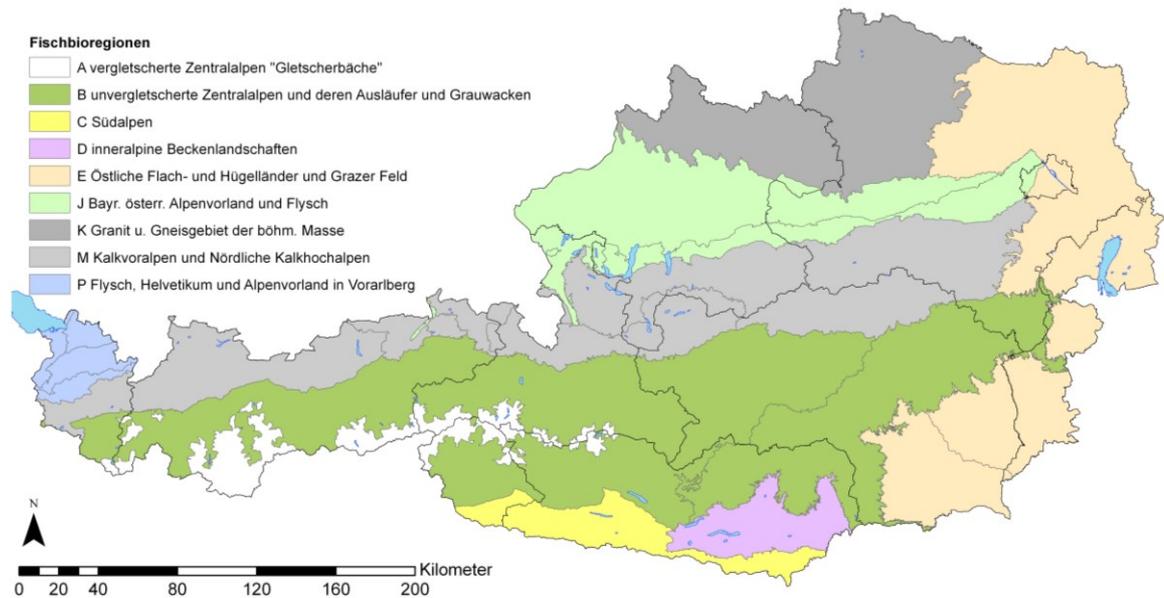


Abbildung 2: Fischbioregionen Österreichs ohne die 9 Sondertypen (Große Flüsse).

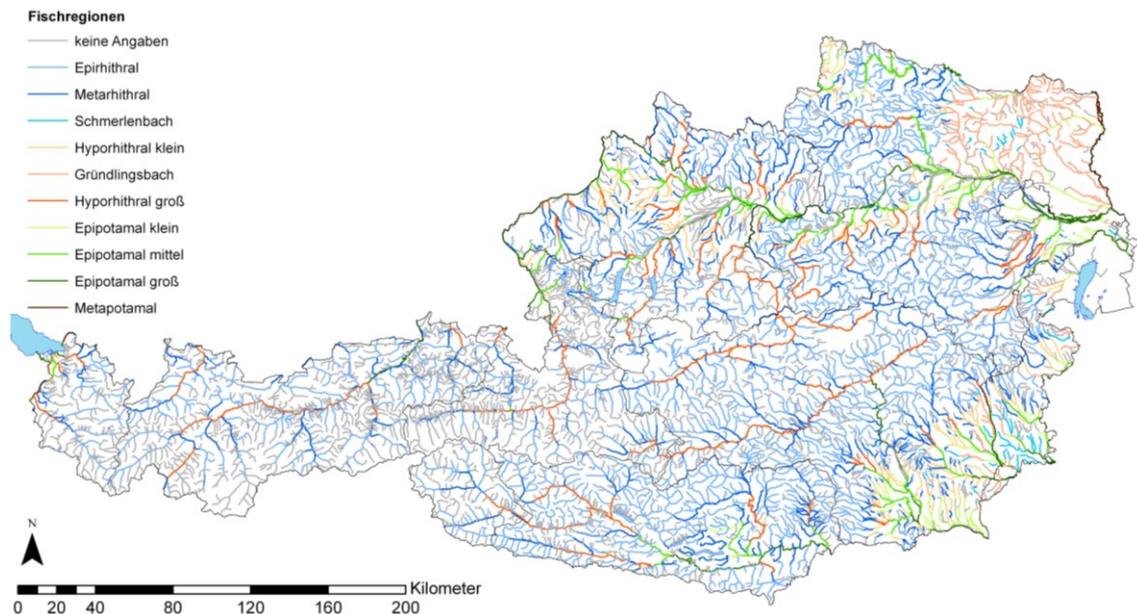


Abbildung 3: Fischregionen Österreichs.

Da die Messstellen entsprechend den Vorgaben der WRRL aufgrund von Belastungen ausgewählt wurden, entsprechen die folgenden Karten nicht Verbreitungskarten im herkömmlichen Sinn. Die Messstellen sind durch einen schwarzen Punkt gekennzeichnet. Wurde eine Art bei einer Befischung gefangen, so ist dies durch einen grünen Punkt gekennzeichnet. Soll die Art laut Leitbildkatalog an einem Gewässerabschnitt vorkommen, konnte aber nicht nachgewiesen werden, so ist dies durch einen roten Punkt in der Verbreitungskarte gekennzeichnet. Die Kreisdiagramme im linken oberen Bereich der Abbildungen zeigen die Häufigkeit in Prozent der einzelnen Altersstrukturbewertungen. Die Altersstrukturbewertung wird nur dann im Kreisdiagramm miteinbezogen, wenn sie als Leitart oder typische Begleitart im Leitbild angeführt wird, da sie nur in diesen Fällen in die FIA-Bewertung einfließt. Eine Bewertung der Altersstruktur von 1 bis 4 bedeutet, dass die Art nachgewiesen werden konnte, ein Bewertung mit 5 bedeutet, dass die Art laut Leitbild zwar erwartet wurde, sie aber nicht nachgewiesen werden konnte. Die Altersstrukturbewertung der Fischpopulationen stellt nur einen Bewertungsparameter in der Gewässerzustandsbewertung mittels FIA dar. Eine gute Altersstrukturbewertung heißt, dass an einem beprobten Gewässerabschnitt eine Art in allen

Altersstadien vorgefunden wurde, wobei Jungfische dominieren. Eine schlechte Bewertung wird zugeteilt, wenn eine Art prinzipiell in einem Gewässerabschnitt laut Leitbildkatalog vorkommen sollte, jedoch zum Zeitpunkt der Befischung kein einziges oder nur wenige Individuen nachgewiesen werden konnten. Dies bedeutet allerdings nicht automatisch, dass die Art in diesem Bereich nicht vorkommt bzw. nicht vorkommen kann.

Bei dem Großteil der angeführten Arten wurde auch die jeweilige Reproduktionsgilde in der Beschreibung der Verbreitungskarte angegeben. Kryzhanowsky (1949) entwickelte zur ökologischen Klassifizierung einzelner Arten nach unterschiedlichen Embryonal- und Larvalentwicklungsmustern, Ablaichverhalten und dem Ort der Eiablage ein Konzept, welches von Balon (1975; 1981) zu insgesamt 33 Gilden weiterentwickelt wurde (Haunschmid et al., 2006). Die Anzahl der in Österreich vorkommenden sogenannten Reproduktionsgilden ist kleiner 10, Erläuterungen zu den Reproduktionsgilden können dem UBA-Band 87 „Fischfauna in Österreich Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung (Spindler et al., 1997) entnommen werden.

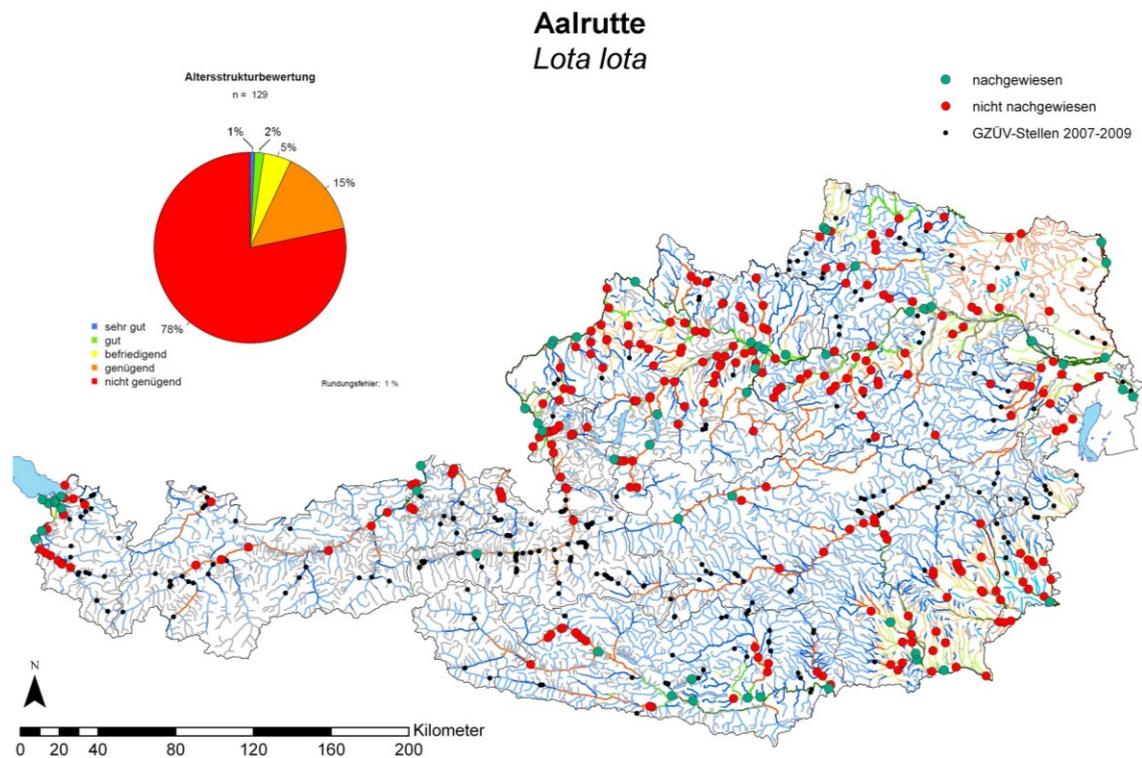


Abbildung 4: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Aalrutte (*Lota lota*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Aalrutte, eine ursprünglich in ganz Österreich in Gewässern der Barbenregion verbreitete Art, wird in der aktuellen Auflage der Roten Liste (Wolfram & Mikschi, 2007) als „Vulnerable“ („gefährdet“) eingestuft, Spindler et al. (1997) stufte sie noch als „stark gefährdet“ ein, in der Roten Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi, 2002) wird sie sogar als „vom Aussterben bedroht“ angeführt. Die Aalrutte ist stark von einer fehlenden Durchgängigkeit der Gewässer beeinträchtigt, kann sie doch Wanderungen bis über 200 km unternehmen (Schiemenz, 1962; in: DWA-M 509, 2010). Nach Spindler (1997) gehört die Aalrutte der Reproduktionsgilde litho-pelagophil an. Betreffend der strömungsbezogenen Lebensraumgilde, die die Präferenz einer Fischart für verschiedene Habitate im Lebenszyklus der Art beschreibt, ist sie dem Rhithral zugeordnet (Haunschmid et al., 2006). In der Bewertung der Gewässer nach dem BQE-Fische wird die Aalrutte im Metarhithral zumindest als seltene, im Hyporhithral klein und groß vermehrt auch als typische Begleitart eingestuft. In der Fischbioregion Bayer. österr. Alpenvorland und Flysch wird ihr in der Fischregion Hyporhithral groß neben Äsche, Bachforelle, Bachschmerle und Koppe sogar der Status Leitart zugeschrieben. Darüber hinaus kommt sie auch in potamalen Gewässern vor, dort meist als typische Begleitart. Wie aus dem Kreisdiagramm in der Abbildung 4 ersichtlich ist, weist die Aalrutte nur bei 3 % der Stellen an denen sie gefangen werden konnte und als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist, eine „sehr gute“ oder „gute“ Altersstruktur auf. Bei 20 % jener Messstellen wurde die Altersstruktur als „befriedigend“ oder „genügend“ bewertet (siehe Abbildung 4).

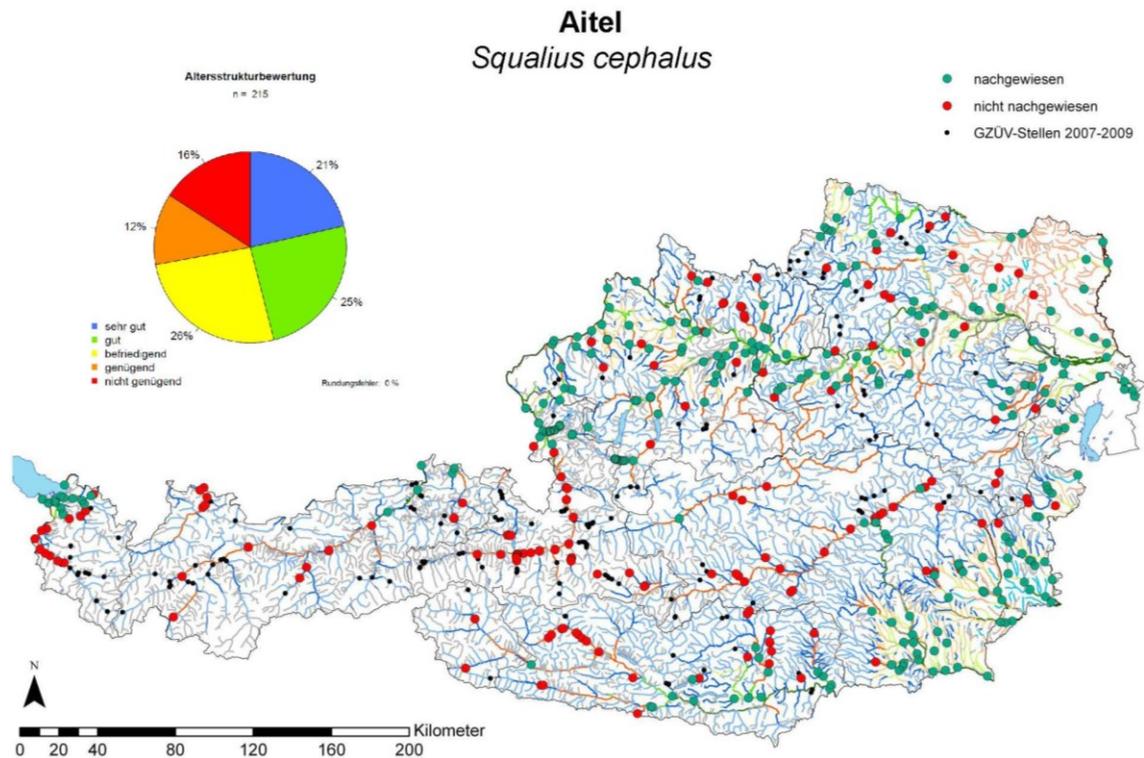


Abbildung 5: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Aitel (*Squalius cephalus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Insgesamt ist der Aitel in Österreich, wie auch in allen Nachbarländern, „nicht gefährdet“ (Wolfram & Mikschi, 2007). Trotz seiner weiten Verbreitung reagiert jedoch auch der Aitel hinsichtlich seiner Altersstrukturbewertung und des Vorkommens auf anthropogene Einflüsse in Gewässern, wie z.B. Flussregulierungen. Dies spiegelt sich auch in den GZÜ-Befischungen wider. Der Aitel ist dabei keine stationär lebende Art: in der Literatur sind Wanderdistanzen von bis zu 170 km beschrieben (Streinmann 1937; in: DWA-M 509, 2010). Bei dem Aitel handelt es sich um eine lithophile, eurytope Art, wodurch er in nahezu allen Potamal- und vielen Rhithralgewässern zu finden ist (Spindler et al., 1997). In den Alpen kommt die Art bis ins Metarhithral vor und ist dort oft als seltene Begleitart eingestuft. Im Hyporhithral wird ihr meist der Status einer typischen Begleitart zugeschrieben, im Epipotamal hingegen ist sie eine Leitart. So wurde in der vergangenen Periode der Aitel in 16 % jener Stellen, wo er dauerhaft vorkommen sollte (Leit- oder typische Begleitart), nicht nachgewiesen. Der Aitel wird nicht besetzt, somit spiegelt diese Art eine natürliche Reaktion auf Gewässerveränderungen wider. An 46 % der Stellen wurde die Altersstruktur mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet, nur eine „befriedigende“ oder „genügende“ Altersstruktur konnte hingegen an 38 % jener Stellen festgestellt werden (siehe Abbildung 5).

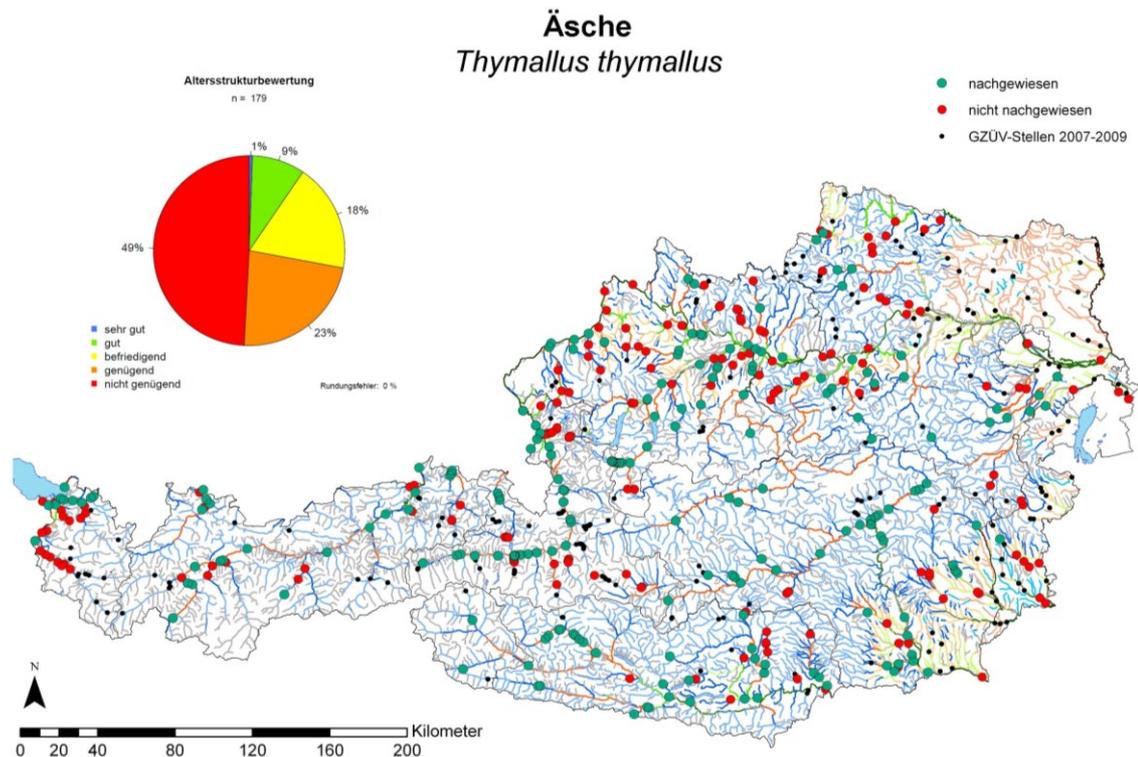


Abbildung 6: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Äsche (*Thymallus thymallus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Äsche wird im Anhang V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie 92/43/EWG) ausgewiesen und besitzt in der Roten Liste den Status „gefährdet“. Dies spiegelt sich nicht immer in den Gewässern wieder, da die Populationen oftmals durch Besatz aufrechterhalten werden (Wolfram & Mikschi, 2007). Sie ist eine lithophile Art, die in oberen Rhithralbereichen als seltene bzw. typische Begleitart ebenso wie in Gewässern mit potamalen Charakter zu finden ist (Spindler et al., 1997). Die Äsche hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in der nach ihr benannten Äschenregion (Hyporhithral), strahlt aber auch in die untere Forellen- sowie die Barbenregion aus. Dies spiegelt sich im Leitbild wider, wo die Äsche im gesamten Hyporhithral groß als Leitart ausgewiesen ist. In der GZÜ-Periode 2007 - 2009 wurde die Äsche in 49 % der Gewässer, in denen sie im Leitbild als Leit- oder typische Begleitart ausgewiesen ist, nicht nachgewiesen. Nur in 10 % jener Gewässer, an denen sie nachgewiesen wurde, wird der Art ein zufriedenstellender („sehr guter“ oder „guter“) Altersstrukturaufbau zugeschrieben. Bei 41 % jener Messstellen liegt ein „befriedigender“ oder sogar nur ein „genügender“ Altersstrukturaufbau der Äsche vor (siehe Abbildung 6).

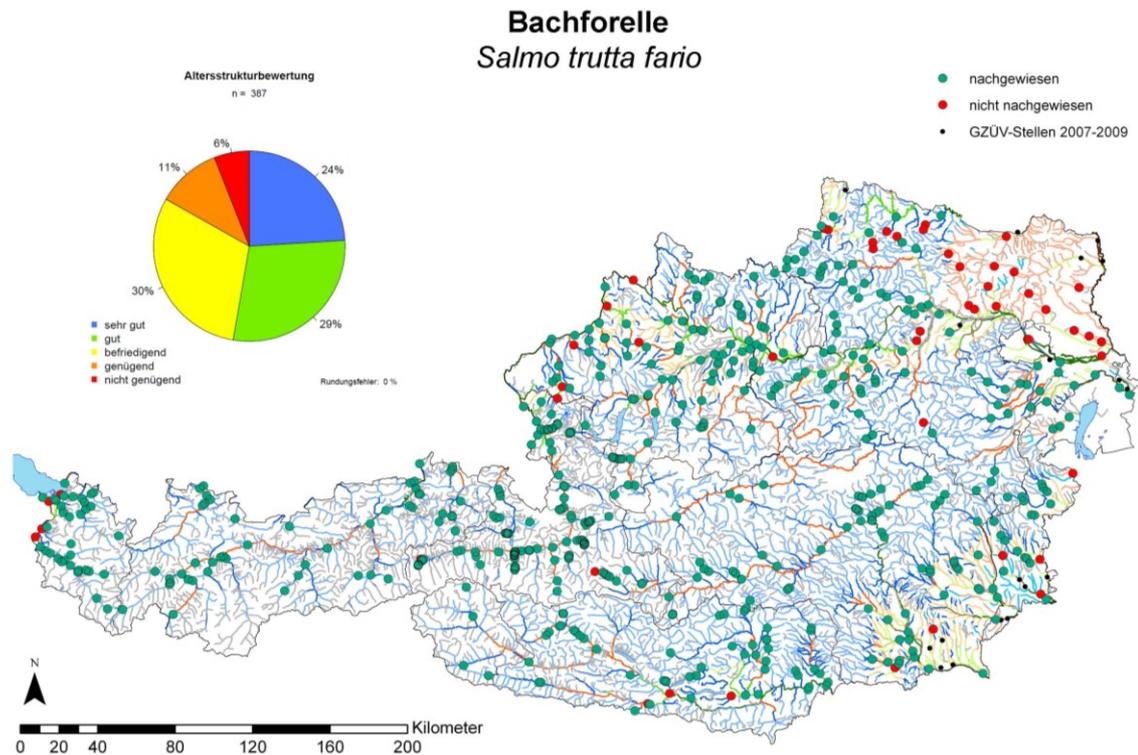


Abbildung 7: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Bachforelle (*Salmo trutta fario*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Bachforelle wird in der Roten Liste Österreichs als „nicht gefährdet“ eingestuft (Wolfram & Mikschi, 2007). Ihr Verbreitungsgebiet umfasst einen Großteil Österreichs, gute Bestände mit funktionierender Reproduktion konnten in den Jahren 2007 – 2009 vielerorts nachgewiesen werden. Allerdings wird ihr Bestand in Flüssen mit hydromorphologischen Beeinträchtigungen oft durch Besatz künstlich aufrechterhalten. Die Bachforelle ist eine genetisch diverse Art. So wurden insgesamt 22 verschiedene Stämme (Haplotypen) an Bachforellen nachgewiesen, wobei nicht alle in Österreich als heimisch gelten (Duftner et al., 2002). Durch Besatz mit atlantischen Bachforellen und die Hybridisierung mit heimischen Stämmen kommen dabei heimische Haplotypen in Österreich nur mehr selten in reiner Form vor. Betreffend der Gilden ist die Bachforelle der Reproduktionsgilde lithophil und betreffend der Strömungsgilde dem Rhithral zugeordnet. Sie ist im gesamten Rhithral als Leitart ausgewiesen, im Potamal wird ihr oftmals der Status typische Begleitart zugeschrieben. In den Befischungen zwischen 2007 und 2009 konnte die Bachforelle in 6 % der Gewässer, in denen sie im Leitbild als Leit- oder typische Begleitart ausgewiesen ist, nicht nachgewiesen werden. Hier sind lokale Unterschiede erkennbar, so wurden z.B. nur wenige Nachweise im Weinviertel verzeichnet. An 53 % der Messstellen an denen die Bachforelle als Leit- oder typische Begleitart vorkommt, weist sie einen „sehr guten“ oder „guten“ Altersstrukturaufbau auf, an 41 % jener Stellen hingegen konnte die Altersstruktur nur mit „befriedigend“ oder „genügend“ bewertet werden (siehe Abbildung 7).

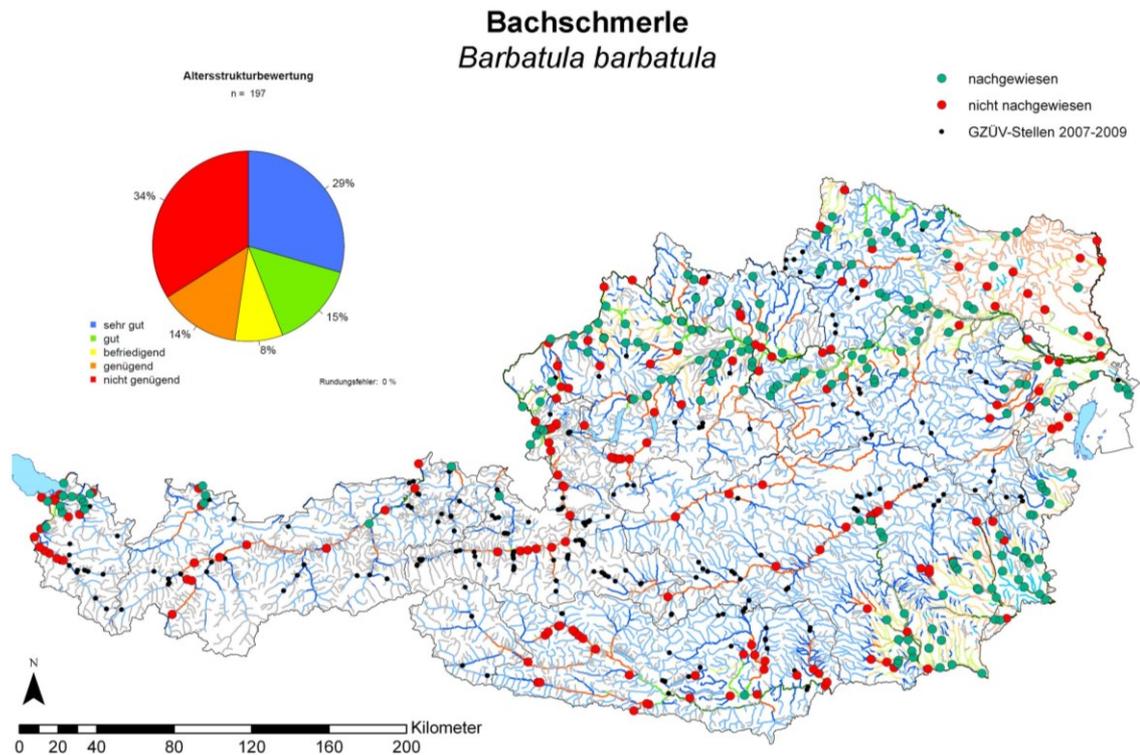


Abbildung 8: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Bachschmerle (*Barbatula barbatula*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Bachschmerle wird in der Roten Liste Österreichs als „nicht gefährdet“ angeführt, allerdings trifft dies nicht in allen Regionen gleichermaßen zu (Wolfram & Mikschi, 2007). So wird sie zum Beispiel in der Roten Liste Kärnten als „stark gefährdet“ eingestuft (Honsig-Erlenburg & Friedl, 1999). Dieses gemischte Bild spiegelt sich auch in den GZÜ-Aufnahmen wider. Die Bachschmerle wird der Reproduktionsgilde psammophil und der Strömungsgilde rheophil A zugewiesen (SPINDLER et al., 1997). Sie ist in den meisten Leitbildern vorhanden, der Schwerpunkt liegt dabei vor allem im Hyporhithral sowie im Leitbild Schmerlenbach. Trotz ihrer weiten Verbreitung ist die Bachschmerle vielerorts aus den Gewässern verschwunden. So konnte in den Befischungen zwischen 2007 - 2009 die Bachschmerle in 34 % der Gewässer, in denen sie im Leitbild als Leit- oder typische Begleitart ausgewiesen ist, nicht nachgewiesen werden. Auch hier sind die lokalen Unterschiede erkennbar, so wurden z.B. nur wenige Nachweise in Kärnten und Tirol verzeichnet, in Ober- und Niederösterreich sowie im Burgenland und der Weststeiermark wurde die Art regelmäßig nachgewiesen. An 29 % jener Messstellen weist sie einen „sehr guten“ Altersstrukturaufbau auf, an 22 % jener Stellen hingegen konnte die Altersstruktur nur mit „befriedigend“ oder „genügend bewertet“ werden (siehe Abbildung 8).

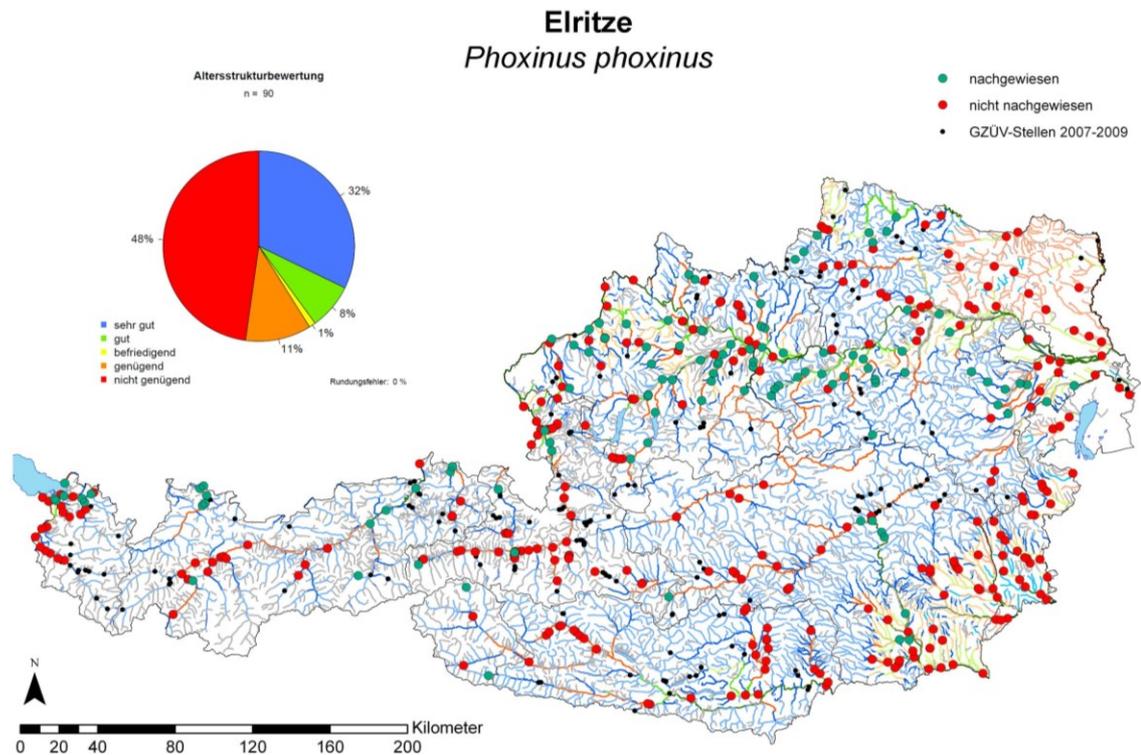


Abbildung 9: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

In der Roten Liste Österreichs wird die Elritze österreichweit als „nahezu gefährdet“ (Kategorie NT) eingestuft (Wolfram & Mikschi, 2007). Die Elritze oder Pfrille ist lithophil und besiedelt meist rhithrale Gewässer (Spindler et al., 1997), kommt aber ebenso in Seen vor. Gassner et al. (2003) benannten einen eigenen Seentyp, der die großen Salzkammergutseen einschließt, nach der Elritze. In den Fließgewässern ist der Bestand dieser Art allerdings geringer, was sich auch in den durch Belastungen charakterisierten Stellen der GZÜ widerspiegelt. So wurde die Art an 48 % der Stellen, an denen ihr der Leitbildstatus Leit- oder typische Begleitart zugeschrieben wird, nicht nachgewiesen. An 40 % jener Stellen konnte ihr Altersstrukturaufbau zufriedenstellend (mit „sehr gut“ oder „gut“) bewertet werden. An 12 % jener Stellen konnte ihre Altersstruktur nur mit „befriedigend“ oder „genügend“ bewertet werden (siehe Abbildung 9).

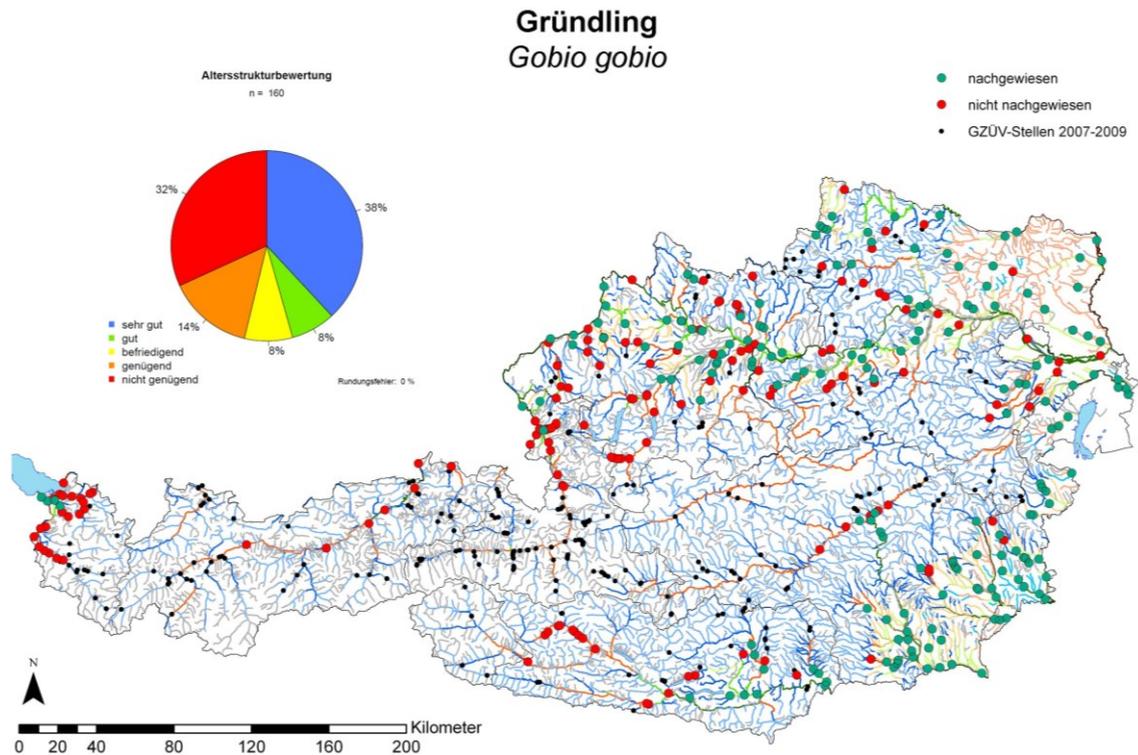


Abbildung 10: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Gründling (*Gobio gobio*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

In der Roten Liste Österreichs wird der Gründling als „nicht gefährdet“ angeführt (Wolfram & Mikschi, 2007). Er wird der Strömungsgilde rheophil A und der Reproduktionsgilde psammophil zugeordnet, wobei er vor allem im Flach- und Hügelland Ost- und Südostösterreichs oder auch im Alpenvorland anzutreffen ist (Spindler et al., 1997). Oft kommt die Art vergesellschaftet mit der Bachschmerle vor und hat, gleich wie diese, auch ein eigenes, ihr gewidmetes, Leitbild. Ebenso ist der Gründling im Metarhithral (seltene Begleitart), im Hyporhithral (meist typische Begleitart) sowie in Potamalgewässern im Leitbild angeführt. Bestandsrückgänge gab es in der Vergangenheit vor allem in hyporhithralen, hydromorphologisch beeinträchtigten Gewässern wie dem Inn (Spindler et al., 2002). In den GZÜ-Messstellen zeigt sich dieses zwiespältige Bild. Einerseits fehlt die Art an 32 % der Stellen, an denen dem Gründling der Leitbildstatus Leit- oder typische Begleitart zugeteilt wird; andererseits weisen jene Stellen, an denen er nachgewiesen wurde zu 46 % eine „sehr gute“ oder „gute“ Altersstruktur auf. Bei 22 % jener Stellen musste der Altersstrukturaufbau mit „befriedigend“ oder „genügend“ bewertet werden (siehe Abbildung 10).

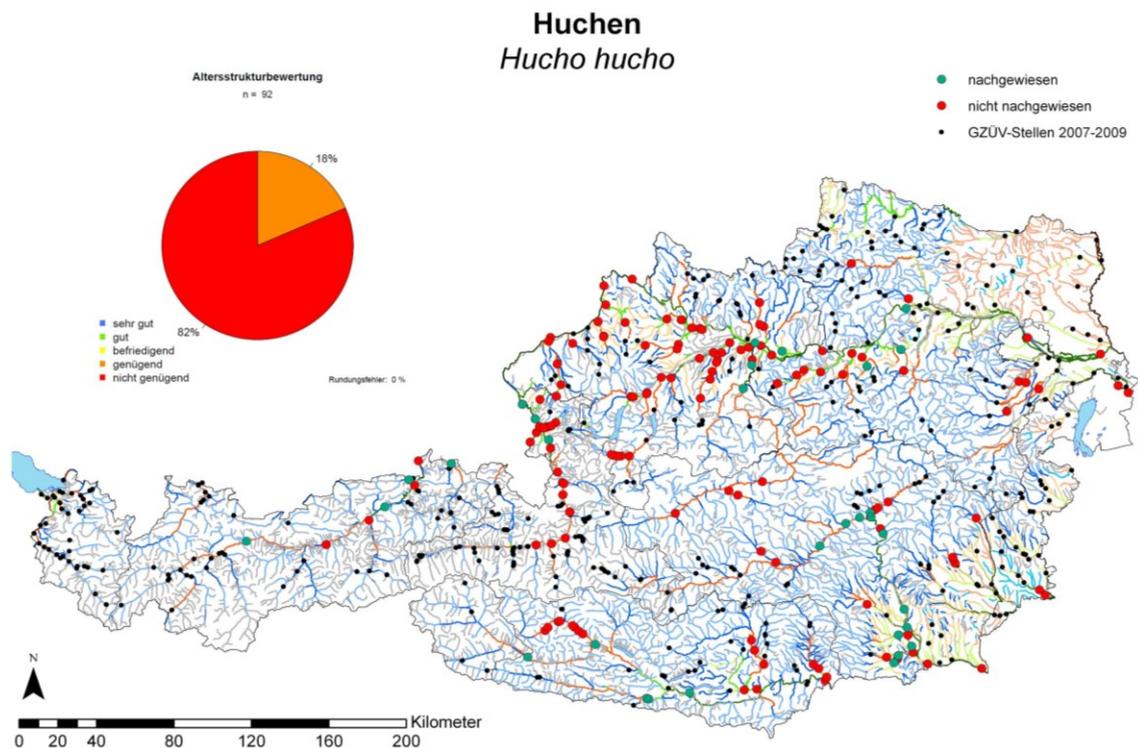


Abbildung 11: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 - 2009, bei denen der Huchen (*Hucho hucho*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

In der Roten Liste Österreichs wird der Huchen als stark gefährdet eingestuft, selbiger Status wird ihm in der Roten Liste weltweit zugeschrieben (mitunter deshalb, weil er nur im Donaeinzugsgebiet beheimatet ist) (Wolfram & Mikschi, 2007). Der Huchen leidet stark unter der fehlenden Durchgängigkeit der Gewässer, welches sich unter anderem auch in der Altersstrukturbewertung widerspiegelt. Er zählt zu den Mitteldistanzwanderern, kann also Wanderungen bis zu 300 km pro Jahr vollbringen (Waidbacher & Haidvogel, 1998; Schmutz et al., 2000). Der Huchen (auch Donaulachs genannt) ist der größte forellenverwandte Fisch Österreichs und wurde im Jahr 2012 zum Fisch des Jahres gekürt. Diese Ehrung wurde ihm aufgrund seiner starken Gefährdung durch anthropogene Eingriffe ins Gewässer (Querhindernisse, Verbauungen, Begradigungen, Überfischung) zuteil. Er gehört zu der Reproduktionsgilde der lithophilen Arten, was die Strömungsgilde betrifft zählt er zu den rhithralen Arten (Spindler et al., 1997). In den Leitbildern für die FIA-Bewertung ist der Huchen vor allem im Hyporhithral groß vertreten, darüber hinaus (Hyporhithral klein und Metarhithral) nutzt er die Gewässer weniger als Lebensraum sondern eher als Laichhabitat. In den epipotamalen Gewässern ist er ebenso im Leitbild enthalten, dort wird ihm jedoch nicht der Status Leitart zugeschrieben. Die Daten der GZÜ spiegeln diesen kritischen Status des Huchens wider. So wurde er nur in 18 % der Stellen, in welchen er im Leitbild als Leit- oder typische Begleitart vorkommen sollte, nachgewiesen und in diesen meist nur durch einzelne Individuen. Bestandsbildende Populationen sind in Österreich aufgrund der morphologischen und hydromorphologischen Eingriffe nur mehr selten (siehe Abbildung 11).

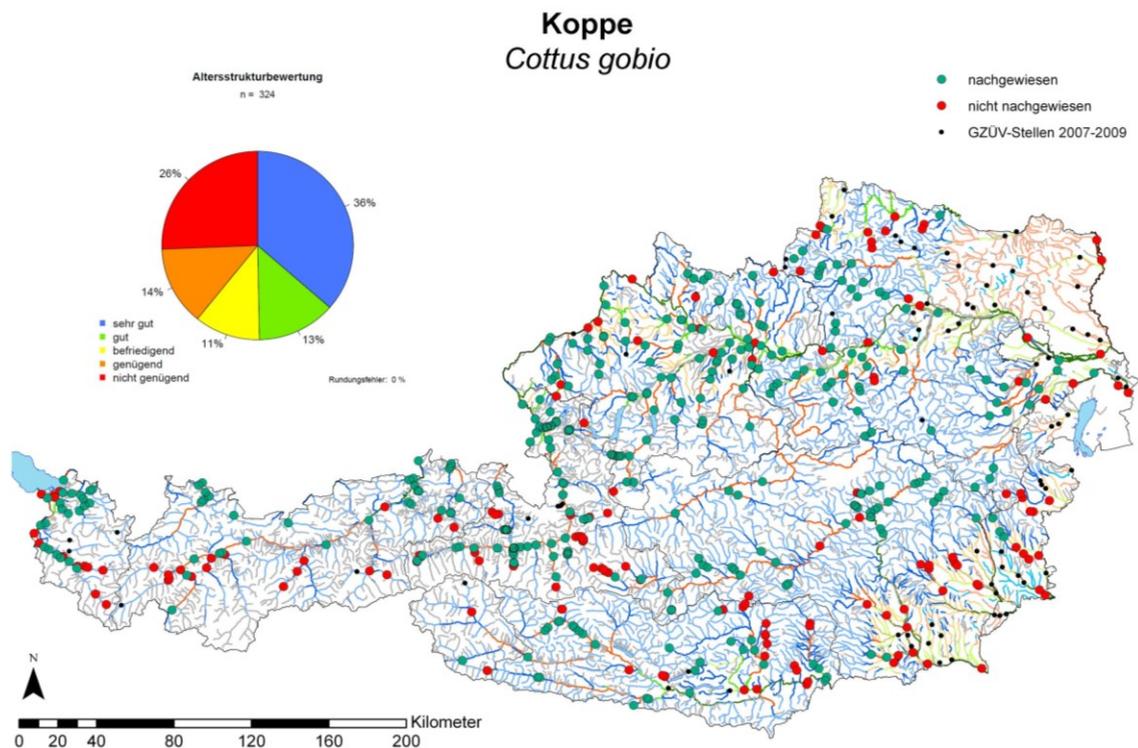


Abbildung 12: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 - 2009, bei denen die Koppe (*Cottus gobios*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Koppe ist eine Anhang II-Art der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) und wird in der Roten Liste Österreichs als „nahezu gefährdet“ angeführt (Wolfram & Mikschi, 2007). Das Verbreitungsgebiet der Koppe erstreckt sich über ganz Österreich. Es handelt sich bei ihr um eine rhithrale und speleophile Art. Im Leitbild zur fischökologischen Beurteilung findet sie besondere Berücksichtigung (Leitart, typische Begleitart) in allen rhithralen Leitbildern, sie scheint aber ebenso in den potamalen Leitbildern auf (meist als seltene Begleitart). In der GZÜ-Periode 2007 - 2009 konnte der Koppe an 49 % der Strecken, in denen sie Leit- oder typische Begleitart ist, ein „sehr guter“ oder „guter“ Altersstrukturaufbau zugewiesen werden, hingegen konnten bei 25 % jener Stellen nur ein „befriedigender“ oder „genügender“ Altersstrukturaufbau nachgewiesen werden. An 26 % der Stelle, an denen die Koppe als Leit- oder Begleitart eingestuft wurde, konnte sie nicht nachgewiesen werden (siehe Abbildung 12).

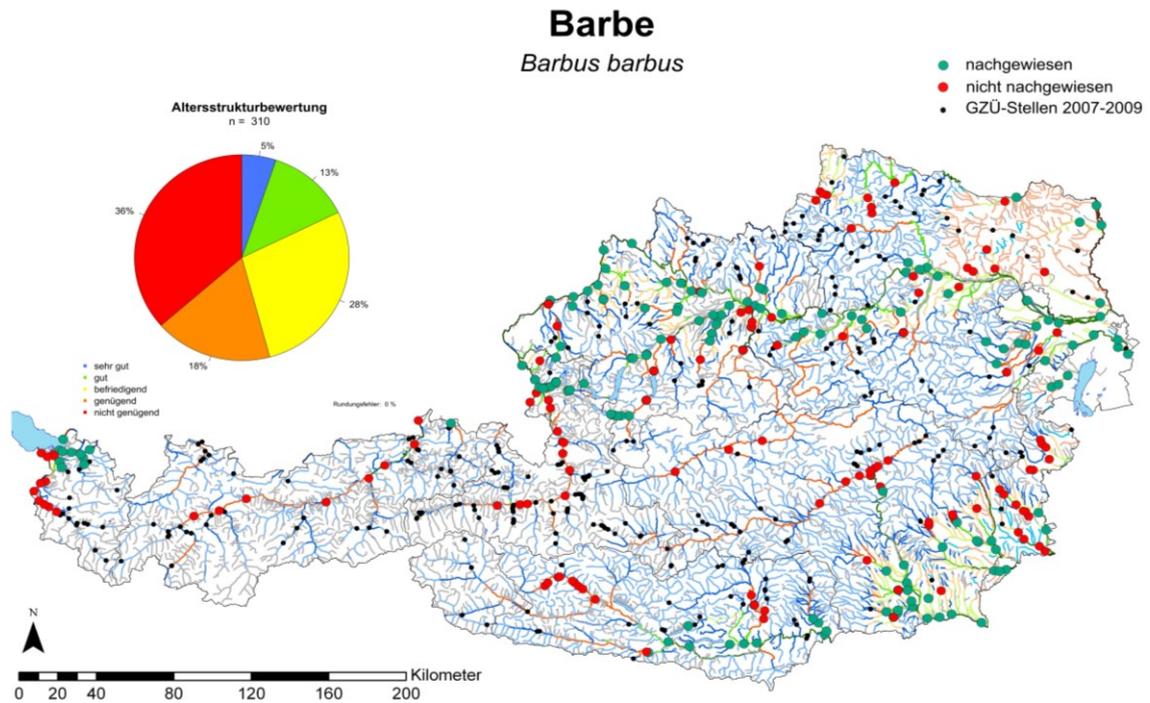


Abbildung 13: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Barbe (*Barbus barbus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Barbe ist namensgebend für die Barbenregion bzw. das Epipotamal und stellt somit eine der wichtigsten Arten in österreichischen Potamalgewässern dar. Dementsprechend ist die Barbe in allen potamalen Gewässern in Österreich als Leitart eingeteilt (Haunschmid et al., 2006). Wie Spindler et al. (1997) schreibt, sind Barben österreichweit verbreitet und besiedeln neben Tieflandflüssen auch Gewässer in der Äschenregion (Hyporhithral). Im Hyporhithral hat die Barbe oftmals den Status einer typischen oder seltenen Begleitart. Die Barbe ist eine Fischart mit ausgeprägten Laichwanderungen von teilweise mehreren Hundert Kilometern und dementsprechend von Kontinuumsunterbrechungen und Aufstauungen besonders betroffen. Im „Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs)“ (BMLFUW, 2012) sowie auch in Zitek et al. (2007) als Mittelstreckenwanderer ausgewiesen. Aus den 1930-iger Jahren ist bekannt, dass markierte Barben Wandertätigkeiten von der Donau bei Alkoven (OÖ) bis in die Salzach (Staatsbrücke Stadt Salzburg), also mehr als 200 km flussauf, zeigten.

Wolfram und Mikschi (2007) sehen die Barbe aufgrund lokaler Gefährdung und Bestandsrückgängen bei österreichweiter Betrachtung auf der Vorwarnliste (Kategorie „nahezu gefährdet“), die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) führt die Barbe im Anhang V an, also als eine Art von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und deren Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein kann.

In der GZÜ-Periode 2007 - 2009 wurde die Barbe in über einem Drittel der Gewässer, in denen sie im Leitbild als Leit- oder typische Begleitart ausgewiesen ist, nicht nachgewiesen. Sie kommt in zahlreichen Potamalfüssen vor, so z. B. in den Unterläufen verschiedener Donauzubringer, der Salzach, der Mur, der Lafnitz oder der Gurk. Im Tiroler Inn sowie der Salzach flussauf Salzburgs, im Rhein und dem Ill, aber auch in der oberen Drau und Mur konnten keine Barben nachgewiesen werden. Insgesamt konnte bei 18 % der insgesamt 310 Messstellen mit Barbe als Leit- oder typischer Begleitart eine sehr gute bzw. gute Altersstrukturbewertung attestiert werden (siehe Abbildung 13).

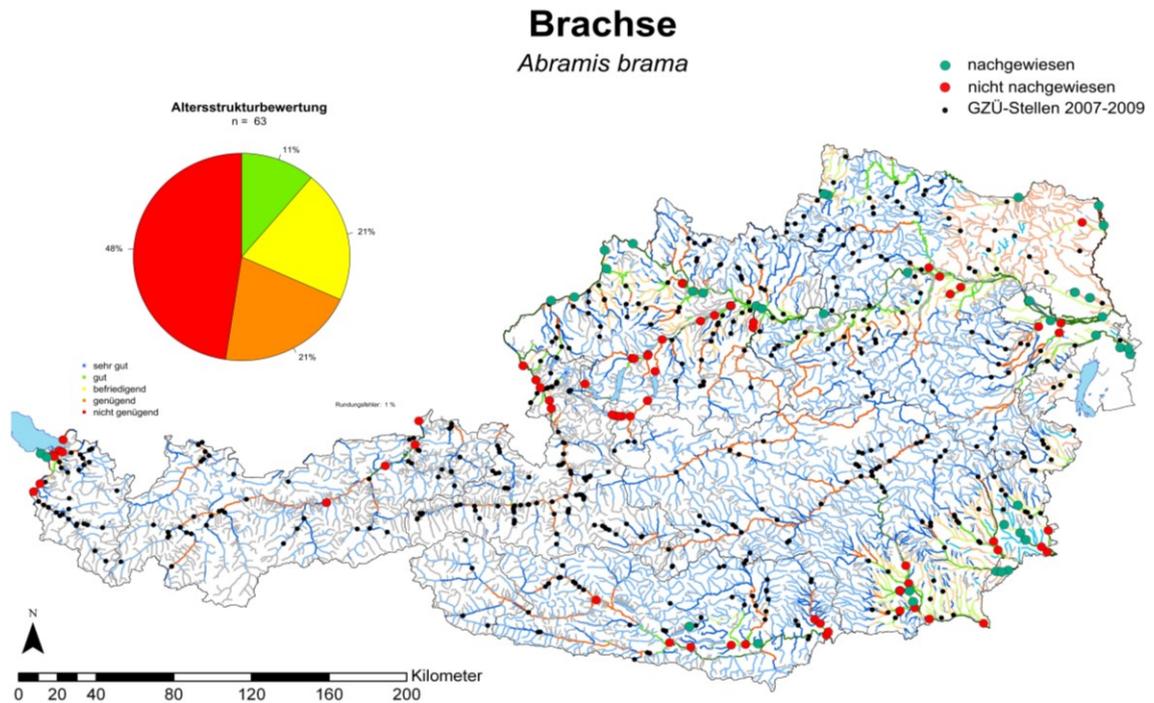


Abbildung 14: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Brachse (*Abramis brama*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Brachsen kommen in den Potamalgewässern österreichweit vor, vor allem in der Donau östlich von Wien, in der March und Thaya (Spindler et al., 1997; Wolfram & Mikschi, 2007) sowie in der Leitha. Im Metapotamal sowie im Epipotamal groß in der Fischbioregion E („Östliches Flach- und Hügelland, Grazer Feld“) ist die Art sogar als Leitart eingestuft, in den sonstigen Fischbioregionen zumeist als typische Begleitart (Haunschmid et al., 2006). Brachsen sind euryök und dementsprechend in den unterschiedlichsten Biotopen anzutreffen, so neben den natürlichen Fließstrecken auch in Stauräumen, aber auch in tiefer gelegenen Seen und Teichen Salzburgs, Oberösterreichs und Kärntens. Gerade in Seen kommt der Brachse eine hohe fischereiliche Bedeutung zu, wie unter anderem Fangstatistiken zeigen (Gassner et al., 2003). Dementsprechend ist die Brachse in der Roten Liste Österreichs als „nicht gefährdet“ eingestuft (Wolfram & Mikschi, 2007). Auch in Kottelat & Freyhof (2007) wird ihr der Status „nicht gefährdet“ für ihr gesamtes europäisches Verbreitungsgebiet bescheinigt.

Ebenso wie der Barbe ist auch der Brachse eine eigene Fischregion gewidmet. Die Brachsenregion bzw. Metapotamal charakterisiert sich nach Huet (1949) bzw. Illies & Botosaneanu (1963) mit einer großen Gewässerbreite und einem sehr geringen Gefälle und damit einhergehenden geringen Fließgeschwindigkeiten. In Österreich sind lediglich die March sowie die Thaya als Metapotamal eingeteilt.

Die GZÜ-Befischungen der Periode 2007 - 2009 zeigen, dass Brachsen in vielen Bereichen, in denen sie im Leitbild ausgewiesen sind, nicht nachgewiesen werden konnten. Lediglich 11 % der Stellen zeigten eine gute Altersstruktur bei Brachsen (siehe Abbildung 14).

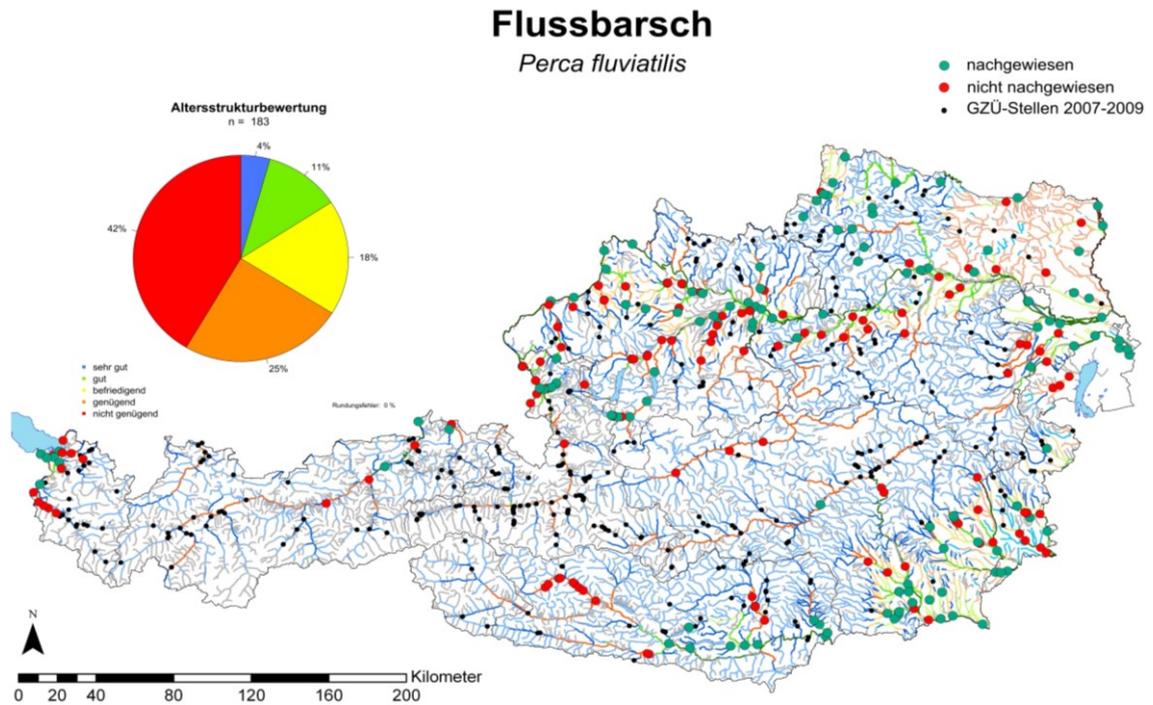


Abbildung 15: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Flussbarsche, umgangssprachlich auch als Schratzen bekannt, kommen prinzipiell in allen Fischbioregionen vor und besiedeln Fließgewässer von der Äschen- bis zur Brachsenregion (Wolfram & Mikschi, 2007), dementsprechend sind sie auch in Leitbildern ab dem Hyporhithral groß enthalten (Haunschmid et al., 2006). Im Epipotamal groß (Fischbioregionen B, C, D, E siehe Abbildung) sowie im Metapotamal wird ihnen sogar der Status einer Leitart zugeschrieben. Flussbarsche sind bzgl. ihrer Strömungsgilde euryök und kommen daher auch in den verschiedensten Stillgewässern vor. In Seen stellen sie oft die dominierende Fischart bzgl. Abundanz dar (Gassner et al., 2000) und spielen oft eine wichtige Rolle in der Angelfischerei, lokal auch in der Berufsfischerei wie etwa am Bodensee (Hauer, 2007). Dementsprechend ist die Art weder in Österreich noch in einem der Nachbarländer als gefährdet eingestuft (Wolfram & Mikschi, 2007).

Bei den Befischungen der GZÜ-Periode 2007 - 2009 weist die Fischart an nur 15 % der Messstellen in Fließgewässern, an denen sie als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild enthalten ist, eine sehr gute bzw. gute Altersstruktur auf. An 42 % der Stellen, an denen jedenfalls Flussbarsche erwartet worden wären, konnten keine nachgewiesen werden (siehe Abbildung 15).

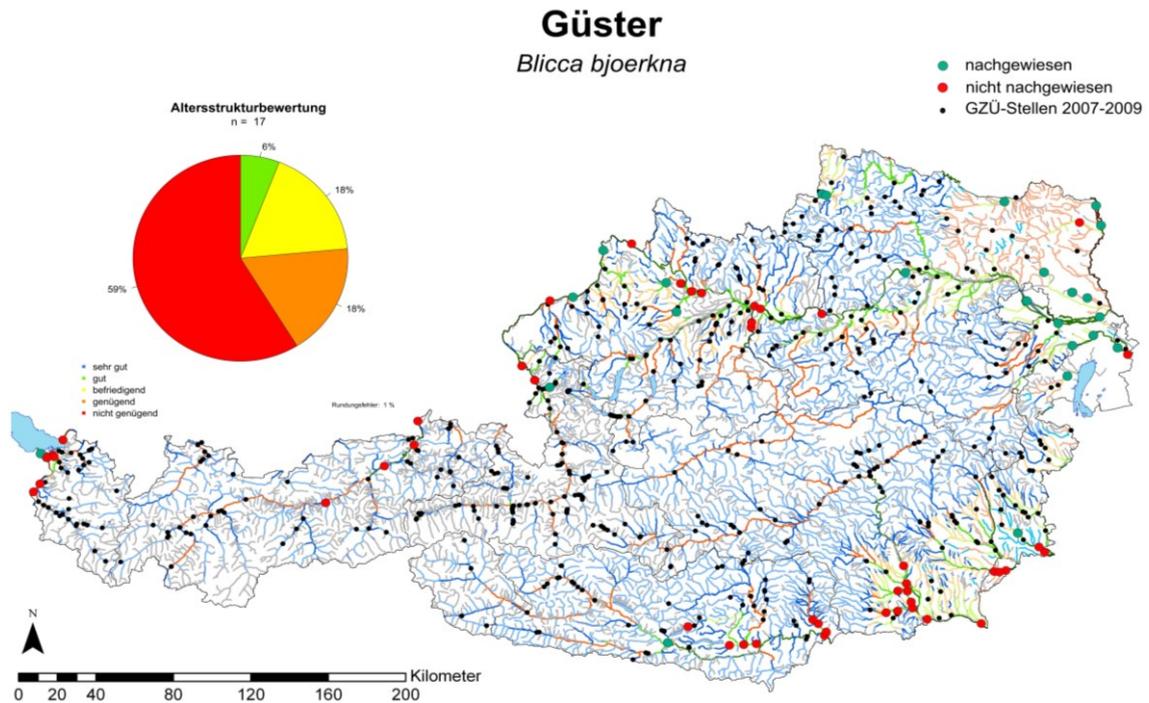


Abbildung 16: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Güster (*Blicca bjoerkna*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Der Güster gehört wie Brachse und Barbe zu den Cypriniden, kommt österreichweit vor und wird in der Literatur vor allem im östlichen Einzugsgebiet der Donau, der March und dem Neusiedlersee als abundant eingestuft (Wolfram & Mikschi, 2007). Doch auch in der Salzach und im Inn kommt die Art historisch und aktuell vor (Schmall & Ratschan, 2011), ebenso wie in Seen (z.B. in den Kärntner Seen oder Bodensee) und deren Zubringern und Ausrinnen (Honsig-Erlenburg & Petutschnig, 2002; IBKF, 2013). Diese euryöke Art des Epi- und Metapotamals besiedelt aber neben den großen Tieflandflüssen auch teilweise sehr schnell neu entstandene Lebensräume wie Stauräume von Wasserkraftanlagen oder Baggerseen (HAUER, 2007). Der Güster ist kaum von fischereilichem Interesse, er stellt aber in vielen Gewässern eine wichtige Nahrungsgrundlage für Hecht und Wels dar.

Der Güster ist lt. der Roten Liste Österreichs (Wolfram & Mikschi, 2007) nicht gefährdet, allerdings wurde er im Burgenland 2002 noch als „nahezu gefährdet“ geführt (Wolfram & Mikschi, 2002).

Die Befischungen der GZÜ-Periode 2007 - 2009 unterstreichen die derzeitigen Verbreitungsschwerpunkte des Güster, da hier ebenso ein Vorkommensschwerpunkt im Osten Österreichs in der Karte zu erkennen ist. In Tirol konnte die Fischart im Inn nicht nachgewiesen werden, in Vorarlberg und Kärnten nur in der Nähe von Seen oder Stauen. In 59 % der Fälle konnten keine Güster nachgewiesen werden, wenngleich aufgrund des Leitbildstatus (l für Leitart oder b für Begleitart) mit einem Nachweis zu rechnen gewesen wäre (siehe Abbildung 16).

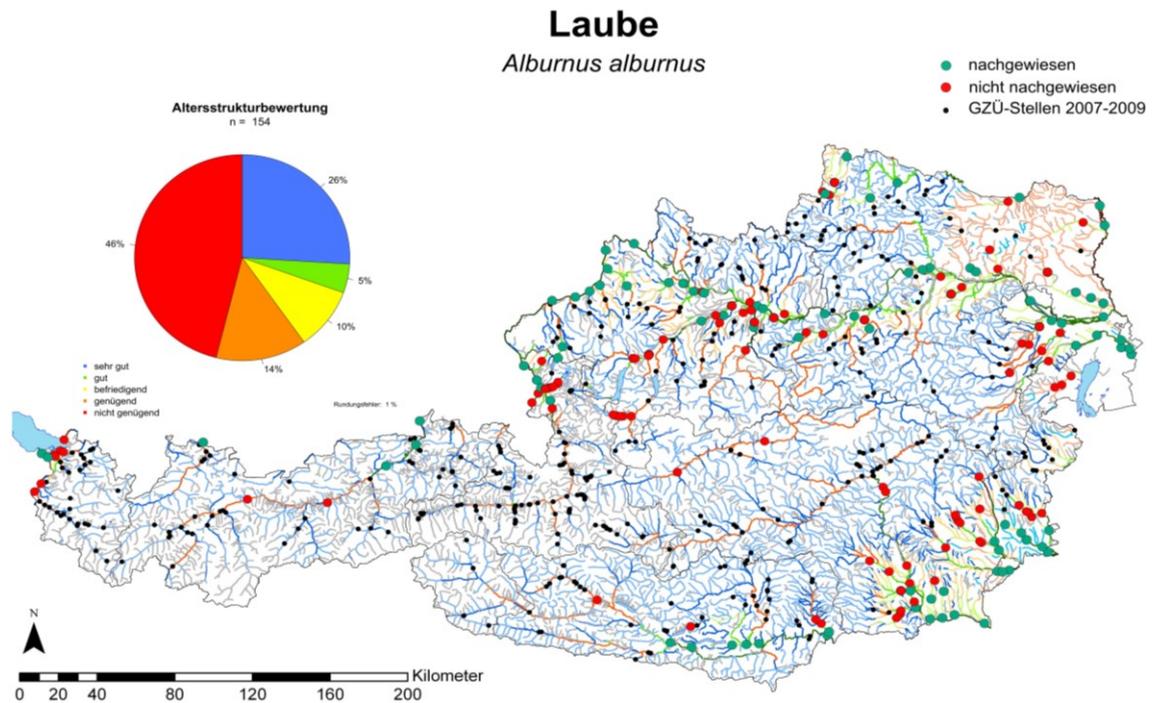


Abbildung 17: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Laube (*Alburnus alburnus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Die Laube als Schwarmfisch kommt, wenn sie gefangen wird, meist in höheren Abundanzen vor. Dies ist einerseits durch ihr Schwarmverhalten zu erklären, andererseits dadurch, dass sich die Schwärme gerade in wärmeren Jahreszeiten gerne in Oberflächennähe aufhalten (Hauer, 2007), wodurch die Fangwahrscheinlichkeit erhöht ist. Die Verbreitung der Laube erstreckt sich über ganz Österreich (Wolfram & Mikschi, 2007; Hauer, 2007), wobei sie gerade in Tieflandflüssen und –bächen, Seen und Teichen oft zahlreich anzutreffen ist. Neben Barbe und Nase ist sie eine häufige Leit- bzw. typische Begleitart in den Fischregionen Epipotamal klein bis groß und Metapotamal (Haunschmid et al., 2006). Gassner et al. (2003) widmen der Laube einen eigens nach ihr benannten Seentyp, welcher in ganz Österreich vorkommt (z.B. Bodensee, Trumer-Seen, viele Kärntner Seen). Die Laube war bisher in Österreich als „nicht gefährdet“ eingestuft (Herzig-Straschil, 1994; Spindler et al., 1997), so auch in der aktuellen Version der Roten Liste Österreichs (Wolfram & Mikschi, 2007).

In den GZÜ-Messstellen sind Lauben vor allem in den größeren Potamalgewässern nachgewiesen, in insgesamt 31 % wurde der Art eine sehr gute bzw. gute Altersstrukturbewertung attestiert. Nichts desto trotz fehlte die Art an 46 % der Stellen, in denen sie als Leit- oder typische Begleitart zu erwarten gewesen wäre. Vor allem in der Donau sind Lauben regelmäßig anzutreffen, da sie auch Stauräume besiedeln können. Vor allem durch den Verlust von Laichplätzen könnten Laubenbestände gefährdet sein (Hauer, 2007) (siehe Abbildung 17).

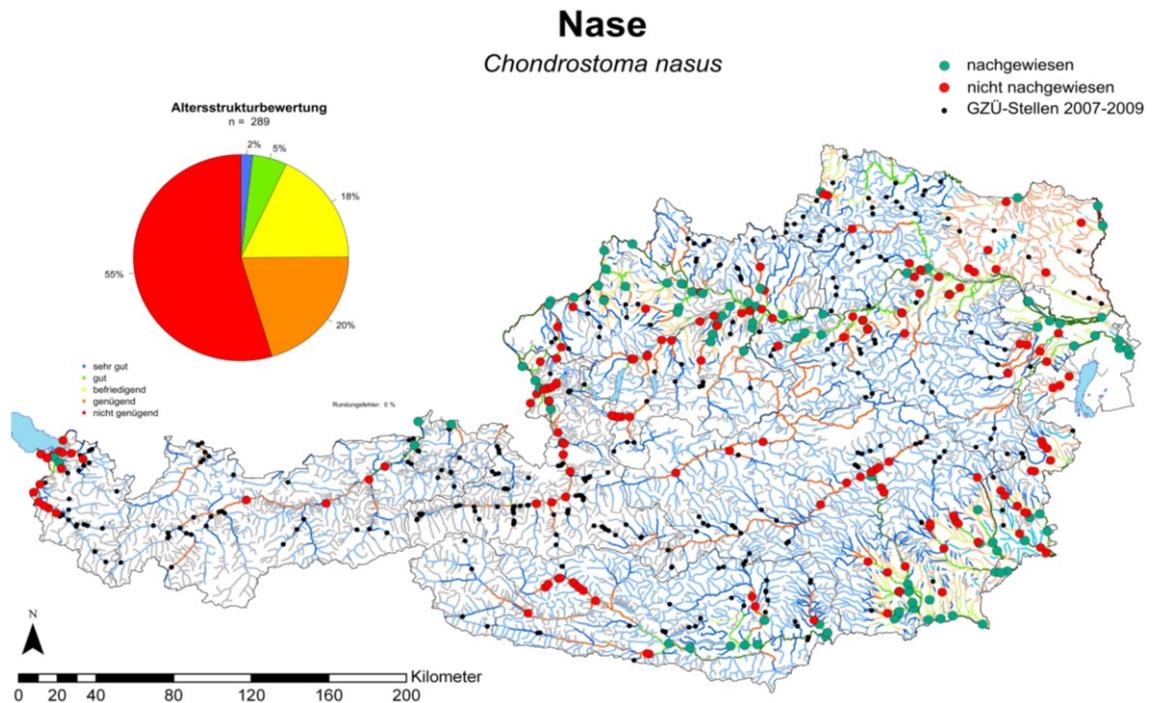


Abbildung 18: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen die Nase (*Chondrostoma nasus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Nasen kommen vor allem in Fließgewässern der Äschen- und Barbenregion vor, wobei sie sehr ausgeprägte Laichwanderungen flussaufwärts durchführen und bis in kleine Seitenbäche vordringen um an flachen, kiesigen Stellen abzulaichen (Muus & Dahlström, 1998). Dementsprechend ist die Nase in allen Potamal-Leitbildern (mit Ausnahme des Epipotamal klein im Granit- und Gneisgebiet) vertreten, im Epipotamal mittel und groß sogar meist als Leitart (Haunschmid et al., 2006). Doch auch in den Leitbildern des Hyporhithral groß ist die Nase aufgrund ihrer Lebensraumsprüche und ihres Laichverhaltens oft als typische Begleitart angeführt. In Seen spielen Nasen keine Rolle (Gassner et al., 2003).

Die Nase hat in Mitteleuropa einen starken Bestandsrückgang erfahren, was heute vor allem auf den Verlust des ursprünglichen Charakters der Gewässer durch Verbauungsmaßnahmen und Kontinuumsunterbrechungen (österr. Donaustrecke, Unterlauf des Inns und der Traun, etc.) zurückzuführen ist (Kainz & Gollmann, 1999). Die ehemals als Massenfisch geltende Art ist in der aktuellen Roten Liste Österreichs als „nahezu gefährdet“ eingestuft (Wolfram & Mikschi, 2007); Spindler et al., 1997, stuften sie sogar als „gefährdet“ ein.

In der GZÜ-Periode 2007 - 2009 konnten in 55 % der Messstellen, an denen Nasen als Leit- oder typische Begleitart zu erwarten gewesen wären, keine Nasen nachgewiesen werden. Nur in 7 % dieser 289 Beprobungsstellen konnte eine gute bzw. sehr gute Altersstruktur festgestellt werden (siehe Abbildung 18).

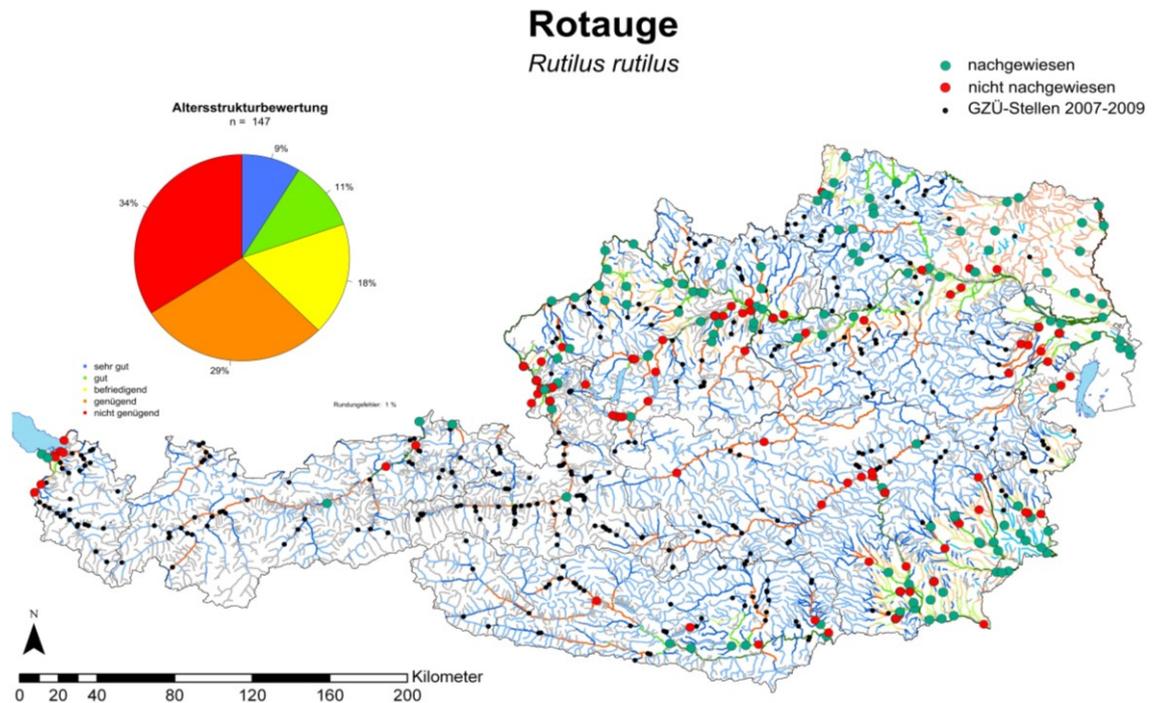


Abbildung 19: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen das Rotauge (*Rutilus rutilus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Das Rotauge, ein eher kleinwüchsiger Vertreter der Karpfenartigen (Cyprinidae), kommt in praktisch ganz Mitteleuropa, damit auch in ganz Österreich vor (Spindler et al, 1997). Diese anpassungsfähige Pionierart besiedelt sowohl strömungsberuhigte Zonen von Fließgewässern als auch nahezu jedes Stillgewässer (Hauer, 2007). Das Rotauge lebt meist in Schwärmen und stellt eine wertvolle Nahrungsgrundlage für Raubfische wie Hecht und Zander dar (Muus & Dahlström, 1998). Aufgrund dieser Tatsachen (häufiger Fisch im Potamal, wichtige Stellung im Nahrungsnetz) ist das Rotauge praktisch in allen Leitbildern des Potamals als Leit- oder typische Begleitart ausgewiesen (Haunschmid et al., 2006) und auch in den meisten Seentypen nach Gassner et al. (2003) wird sie als Begleitfischart bzw. typspezifische Fischart angeführt.

Bestandsrückgänge beim Rotauge sind meist durch den Verlust an Habitaten, z.B. Auensystemen in Fließgewässern, zu begründen. Allerdings besiedelt das Rotauge rasch neu errichtete künstliche Gewässer sowie Grundwasserseen oder Teiche, wodurch die Art insgesamt in Österreich (wie auch in allen Nachbarländern) als „nicht gefährdet“ eingestuft wird (Wolfram & Mikschi, 2007).

Bei den Befischungen im Zuge der GZÜ konnten an 66 – 67 %, also an gut 2/3 der Stellen, wo die Fischart gemäß Leitbild zu erwarten war, auch tatsächlich nachgewiesen werden. An 20 % der Stellen, an denen die Fischart nachgewiesen wurde, konnte ihr eine sehr gute bzw. gute Altersstruktur attestiert werden (siehe Abbildung 19).

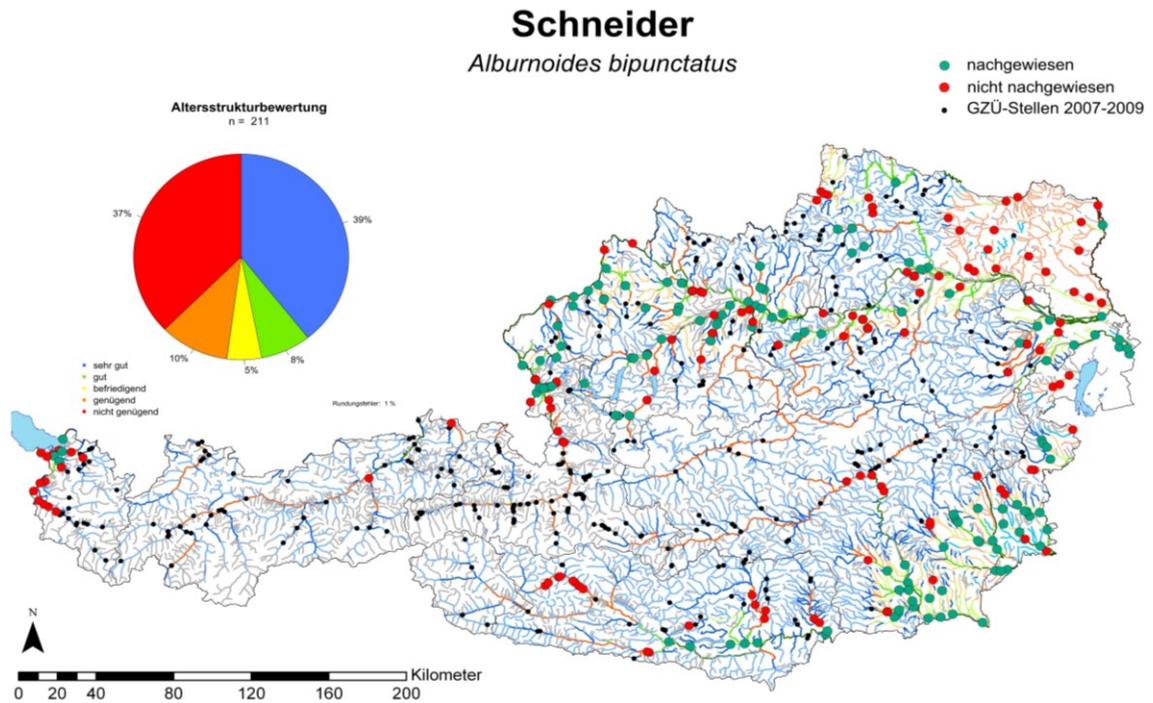


Abbildung 20: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Schneider werden vorwiegend der Äschen- und Barbenregion in Fließgewässern zugeschrieben, wo sie oft mit Gründlingen und Elritzen vergesellschaftet sind (Kainz & Gollmann, 1990; Hauer, 2007). Der selten über 16 cm große Schwarmfisch lebt bevorzugt in klaren, schnell fließenden Gewässern, wo er sich meist in Bodennähe aufhält (Muus & Dahlström, 1998). Diese Habitateigenschaften des Schneiders spiegeln sich somit auch in seinen Einteilungen in Leitbildern wieder. Schneider sind beinahe in allen Leitbildern des Hyporhithrals sowie des Epipotamals vertreten, wobei ihnen gerade im Epipotamal mittel oftmals Leitbildstatus zugeschrieben wird (Haunschmid et al., 2006). Die Kleinfischart kam laut Spindler et al. (1997) mit Ausnahme von Tirol beinahe österreichweit vor, was sich auch in den GZÜ-Messstellen widerspiegelt. Wolfram und Mikschi schreiben, dass es auch heute in allen Bundesländern und in allen Haupteinzugsgebieten reproduzierende Populationen gibt, weshalb die Art – entgegen früherer, pessimistischerer Einstufungen (Herzig-Straschil, 1994; Spindler et al., 1997) – heute als „nicht gefährdet“ in der Österreichischen Roten Liste geführt wird (Wolfram & Mikschi, 2007).

Diese Einschätzung kann durch die GZÜ teilweise unterstrichen werden, da der Schneider in knapp 40 % jener Stellen, an welchen er als bestandsstarker Leit- bzw. typische Begleitfisch zu erwarten war, auch mit einer sehr guten Altersstruktur nachgewiesen werden konnte. Allerdings fehlt die Art auch an nicht ganz 40 % der Stellen, wo sie erwartet wurde. Hier fallen vor allem die oberen Grenzen des Verbreitungsgebietes (z.B. Salzach, Ill, Möll, Mur) in der Karte der GZÜ-Stellen 2007 - 2009 auf (siehe Abbildung 20).

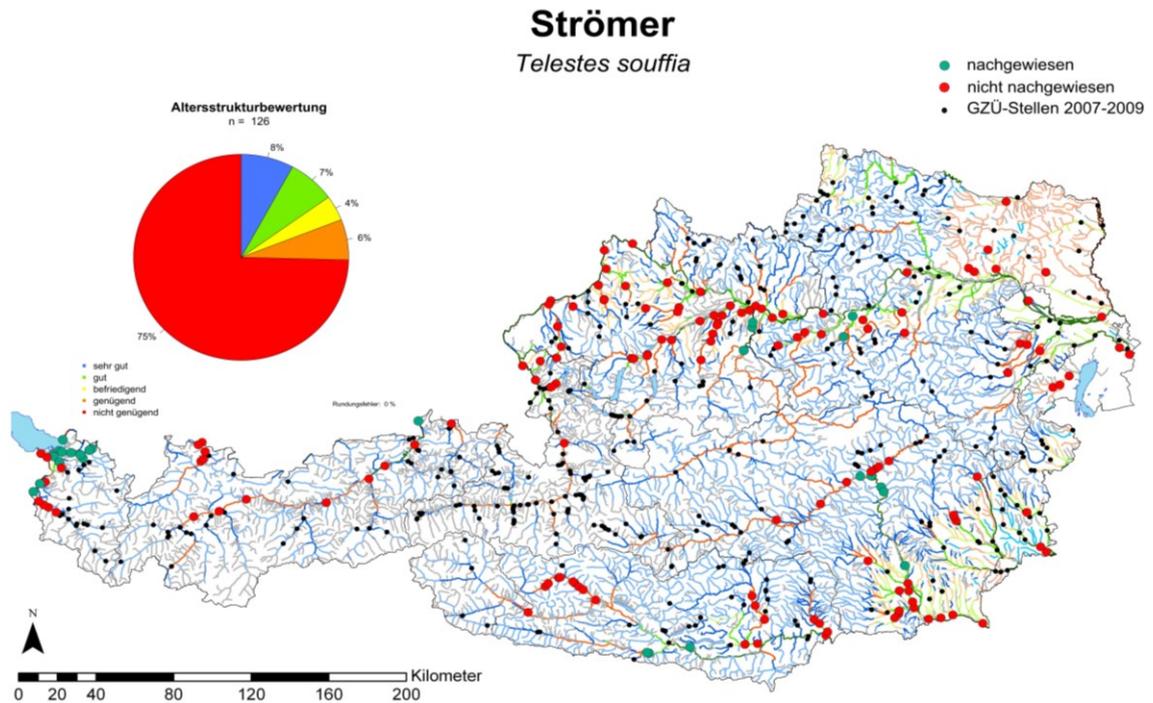


Abbildung 21: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Strömer (*Telestes souffia*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Der Strömer, eine weitere gesellige, strömungsliebende Kleinfischart der Cyprinidae, benötigt naturbelassene und gut strukturierte Fließgewässerabschnitte als Lebensraum (Hauer, 2007). Damit ist er der Äschenregion sowie der Barbenregion zuzuschreiben (Muus & Dahlström, 1998; Hauer, 2007), was sich auch in den Leitbildern ablesen lässt. So kommt dem Strömer sowohl in vielen Hyporhithral groß- als auch in Epipotamal-Gewässern der Status einer Leit- oder typischen Begleitart zu (Haunschmid et al., 2006). Der Strömer kommt insgesamt nur in Südfrankreich im Einzugsgebiet der Rhône, in Süddeutschland bis zum Main, in Norditalien und im ehemaligen Jugoslawien sowie in der Schweiz und Österreich vor (Wolfram & Mikschi, 2007). Durch ihre hohen Lebensraumansprüche ist die Art jedoch stark zurückgegangen, mittlerweile wird sie in der Roten Liste Österreichs als „stark gefährdet“ geführt, ebenso in vielen Nachbarländern. Die Ursachen sind hauptsächlich im Lebensraumverlust durch Gewässerverbauung und Kontinuumsunterbrechungen zu begründen.

Diesen Beschreibungen entsprechend konnten Strömer in 75 % der Fälle nicht nachgewiesen werden, obwohl die Gewässerabschnitte lt. Leitbild ursprünglich Lebensräume für diese Art geboten haben. Einen Schwerpunkt der Nachweise erkennt man in der Karte der GZÜ-Messstellen in Vorarlberg, ansonsten ist der Strömer aus vielen Gewässern verschwunden (zumindest aus den beprobten, belasteten Abschnitten). Aufgrund seiner Gefährdung ist der Strömer auch im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) angeführt, also als eine Art deren Habitate durch Schutzgebiete geschützt werden sollten (siehe Abbildung 21).

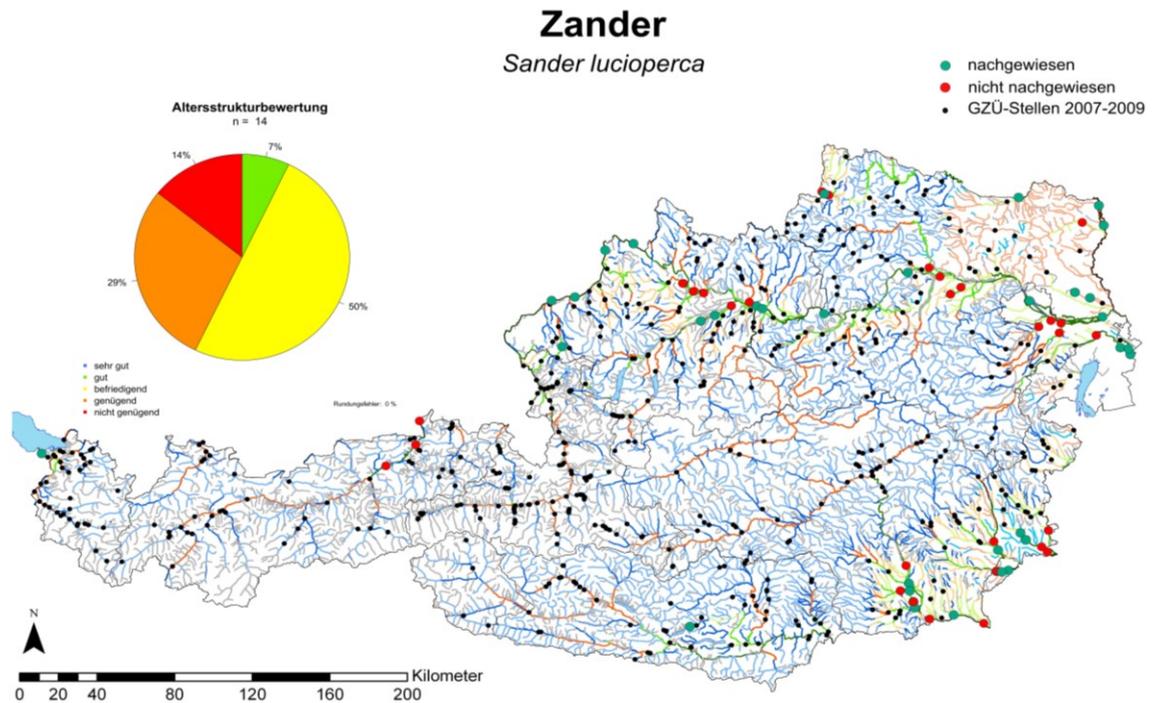


Abbildung 22: Verbreitungskarte aller GZÜ-Stellen und Altersstrukturbewertung aller GZÜ-Stellen der Periode 2007 – 2009, bei denen der Zander (*Sander lucioperca*) als Leit- oder typische Begleitart im Leitbild angeführt ist.

Dem Zander wurde von Gassner et al. (2003) ein eigener Seentyp für Seen der Ungarischen Tiefebene gewidmet. Als Raubfisch bewohnt der Zander auch die tieferen Zonen der Barben- und Brachsenregion in Fließgewässern und ist dementsprechend auch in den Leitbildern nach Haunschmid et al. (2006) des Epipotamal groß und des Metapotamal vertreten, vor allem in der Fischbioregion E (Östliche Flach- und Hügelländer, Grazer Feld). Allerdings wurden Zander vielerorts auch als begehrter Speisefisch durch Besatz verbreitet, wobei selbstreproduzierende Populationen in kleinen Stillgewässern eher selten sind (Hauer, 2007). In Vorarlberg und Kärnten fehlte der Zander ursprünglich (SPINDLER et al., 1997), ebenso in Salzburg und Tirol (Petz-Glechner & PETZ, 2004; nach Wolfram & Mikschi, 2007). Aufgrund von Besatz ist aber davon auszugehen, dass die Fischart heute in ganz Österreich in geeigneten Gewässern anzutreffen wäre.

Trotz seiner Ausbreitung durch den Menschen dürfte der Zander auch aus ursprünglichen Gewässern aufgrund Habitatverlusts verschwunden sein (Wolfram & Mikschi, 2007), weshalb er in der aktuellen Roten Liste als „nahezu gefährdet“ geführt wird.

Bei den GZÜ-Befischungen in der Periode 2007 - 2009 konnten Zander in lediglich 14 % der Gewässer, in denen sie den Status einer Leit- oder typische Begleitart zugewiesen bekommen, nicht nachgewiesen werden. Allerdings ist hier die geringe Probenzahl zu beachten (lediglich in 14 Gewässern hatte der Zander einen der beiden Status). Aufgrund seiner Stellung im Nahrungsnetz (piscivorer Prädator) sind hohe Abundanzen beim Zander, auch in Gewässern, wo er den Status einer Leitart innehat, nicht zu erwarten. Dementsprechend konnte nur an 7 % der Stellen ein guter Altersstrukturaufbau beim Zander festgestellt werden (siehe Abbildung 22).

7 LITERATUR

- Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes—a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 32, p. 821-864.
- Balon, E. K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fishes*, v. 6, p. 377-389.
- BAW-IGF (2012): Leitbildkatalog (21.02.2012) Verfügbar unter: http://www.baw-igf.at/cms/component/option.com_docman/task.cat_view/gid.103/Itemid.314/lang.de/ [Datum des Zugriffs: 12.07.2012].
- Duftner, N, Weiss, S, Medgyesy, N & C. Sturmbauer (2003): Enhanced phylogeographic information about Austrian brown trout populations derived from complete mitochondrial control region sequences. *Journal of Fish Biology* 62, 427-435.
- DWA-M 509 (2010): Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Eberstaller, J., Köck, J., Haunschmid, R., Jagsch, A., Ratschan, C. & G. Zauner (2009) Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer - Biologische Definition des guten ökologischen Potentials.
- Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- Gassner, H., Wanzenböck, J., Tischler, G., Hassan, Y., Lahnsteiner, B., Jagsch, A. & R. A. Patzner (2000): Fischbestände und die ökologische Funktionsfähigkeit stehender Gewässer - Entwicklung einer Methode zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fischgemeinschaften durch Monitoring von Fischbeständen. Projektsendbericht. ÖAW, Mondsee.
- Gassner, H., Zick, D., Wanzenböck, J., Lahnsteiner, B. & G. Tischler (2003): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 18: 1-83.
- Hauer, W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Graz, Leopold Stocker Verlag.
- Haunschmid, R., Wolfram, G., Spindler, T., Honsig-Erlenburg, W., Wimmer, R., Jagsch, A., Kainz, E., Hehenwarter, K., Wagner, B., Konecny, R., Riedmüller, R., Ibel, G., Sasano, B. & N. Schotzko (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW-Band 23, Wien.
- Herzig-Straschil, B. (1994): Rote Listen gefährdeter Fische und Rundmäuler Österreichs (Pisces und Cyclostomata). In: GEPP J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 75–82.
- Honsig-Erlenburg, W. & T. Friedl (1999): Rote Liste der Rundmäuler und Fische Kärntens. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens (HOLZINGER, W. E., MILDNER P., ROTTENBURG T. & C. WIESER Hrg.). Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung: pp. 121-132, Klagenfurt.
- Huet, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Z. Hydrol.* 11 : 333-351.
- IBKF (2013): Fische des Bodensees. Verfügbar unter: <http://www.ibkf.org/wissenswertes/fische-des-bodensees/> [Datum des Zugriffs: 09.10.2013].
- Illies, J. & L. Botosaneanu (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courants, considerees surtout du point de vue faunistique. *Verh. In. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 12: 1-57.
- Kainz, E. & H. P. Gollmann (1999): Ein Beitrag zur Biologie der Nase (*Chondrostoma nasus* L.): Aufzucht und Vorkommen in Österreich. Österreichs Fischerei 52: 265–273.
- Kainz, E. & H. P. Gollmann (1990): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 4: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). Österreichs Fischerei 43: 187–192.
- Kottelat, M. & J. Freyhof (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol, Schweiz und Freyhof, Berlin, Deutschland.
- Kryzhanovsky, S. G. (1949): Eco-morphological principles of development among carps, loaches and catfishes. Part 2. Ecological groups of fishes and patterns of their distribution. *Tr. Inst. Morphol. Zhivotn.*, 1:237-33 (in Russian). Issued also as *Transl. Fish. Res. Board Can.* (2947) (1974).
- Lebensministerium (2012): Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) Verfügbar unter: http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-eu-international/eu_wasserrecht-/Wasserrahmen-RL.html [Datum des Zugriffs: 24.04.2012].
- Muus, B. J. & P. Dahlström (1998): Süßwasserfische Europas: Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung (8., durchges. Aufl.). Wien: BLV.
- Sasano, B., Schotzko, N., Haunschmid, R. & A. Jagsch (2009): Die Fischdatenbank Austria (FDA). Österreichs Fischerei 62. Jahrgang Heft 1 Jänner 2009.
- Schmall, B. & C. Ratschan (2011): Die historische und aktuelle Fischfauna der Salzach – ein Vergleich mit dem Inn. *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 21: 55-191.
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B. & M. Jungwirth (2000): Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Wien, Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Schotzko, N., Haunschmid, R., Petz-Glechner, R., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Unfer, G., Wolfram, G. & T. Spindler (2008): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A1 – Fische.
- Spindler, T., Zauner, G., Mikschi, E., Kummer, H., Wais, A. & R. Spolwind (1997): Gefährdungsstatus. In: SPINDLER T. (Hrsg.): Fischfauna in Österreich. Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Umweltbundesamt, Wien.
- Spindler, T., Wintersberger, H., Medgyesy, N. & W. Mark (2002): INN 2000 - Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer; Band I. Studie im Auftrag des Tiroler Fischereiverbandes, Innsbruck.

99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG) [CELEX-Nr.: 32000L0060], BGBl. II Nr. 99/2010, Änderung mit BGBl. II Nr. 461/2010, Erlass BMLFUW-UW.4.1.4/0002-I/4/2011).

479. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV) [CELEX-Nr.: 32000L0060], GZÜV, BGBl. II Nr. 479/2006, Novellierung mit BGBl. II Nr. 465/2010).

Waidbacher, H. & G. Haidvogel (1998): Fish migration and fish bypass facilities in the Danube: past and present. In: Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. (eds.): Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, 85-98, Oxford, ISBN 0-85238-253-7

Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG 1959 StF: BGBl. 1959/215 (WV) idF Kodex Wasserrecht 2012/13

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie – WRRL), Fassung vom 22.12.2000.

Wimmer, R. & A. Chovanec (2000): Fließgewässertypen in Österreich im Sinne des Anhang II der EU WRRL. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Wolfram, G. & E. Mikschi (2002): Rote Liste der gefährdeten Neunaugen und Fische des Burgenlandes. Unpublizierte Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.

Wolfram, G. & E. Mikschi (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. Verfügbar unter: http://www.dws-hydro-ökologie.at/download/pub/wolfram_mikschi_2007_rotelistefische.pdf
[Datum des Zugriffs: 16.07.2012].

Zitek, A., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Pavlas, P. & S. Schmutz (2007): Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP 5 des MIRR Projektes - A Model based Instrument for River Restoration. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU: 139 Seiten.

ORIGINALARTIKEL erschienen in Österreichs Fischerei 10/2013, Seiten 256-270
Österreichs Fischerei 11-12/2013, Seiten 296-311

AUTORINNEN UND AUTOREN
LUKAS HUNDRITSCH,
FLORIAN KEIL,
BRIGITTE SASSANO,
WOLFGANG HAUER,
VINZENZ BAMMER,
REINHARD HAUNSCHMID, Kontakt: OFFICE.IGF@BAW.AT

INDIREKTE STICKSTOFFVERLUSTE VON BEWIRTSCHAFTETEN BÖDEN ALS BEITRAG ZU TREIBHAUS-EMISSIONEN VON LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN IN ÖSTERREICH – ERGEBNISSE VON LYSIMETER-LANGZEITSTUDIEN

Eder A., Schmid G., Feichtinger F., Dorner J., Strauss P. – Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt

ABSTRACT

ÖSTERREICH MUSS ALS AM KYOTO-PROTOKOLL partizipierendes Land jährlich den Treibhausgas-Inventurbericht gemäß den Vorgaben des IPCC (IPCC, 2006) liefern. Ein Teil dieses Inventurberichts sind die indirekten Emissionen von Böden über die Pfade Versickerung und Abfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese wurden bislang über die Verwendung eines vorgegebenen Standardwertes für $Frac_{LEACH}$ von 0,3 berechnet. Der Faktor $Frac_{LEACH}$ spiegelt das Verhältnis der N-Verluste durch Versickerung und Abfluss zu den N-Einträgen und N-Vorräten eines Standortes wieder. In unserer Studie wurden 22 über Österreich verteilte Lysimeter verwendet, die eine große Bandbreite an Bodentypen, klimatischen Bedingungen und landwirtschaftliche Nutzung abdecken, um die N-Verluste über Versickerung zu evaluieren und einen für Österreich repräsentativeren $Frac_{LEACH}$ zu berechnen. Die Terme der N-Bilanz wurden dazu über mehrere Jahre direkt gemessen. Sowohl für Grünlandnutzung als auch unter Ackerbau lieferten die Messergebnisse deutlich niedrigere Werte für $Frac_{LEACH}$ als jenen des Standardwertes. Bei Grünlandnutzung lag der Wert für $Frac_{LEACH}$ bei geringer Streuung über die Beobachtungsdauer lediglich bei 0,02. Bei Ackerstandorte wurde ein durchschnittlicher $Frac_{LEACH}$ von 0,25 berechnet, wobei Einzeljahre aufgrund von Unterschieden in der Fruchtfolge, den Düngegaben und den Ernteerträgen eine deutliche Variabilität aufwiesen. Aufgrund der belegten Reduktion des $Frac_{LEACH}$ kann Österreich jährlich 159.000 Tonnen CO_2 -Äquivalente einsparen.

1 EINLEITUNG

N_2O oder auch Lachgas ist eines der gelisteten Treibhausgase, welches über einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren ein 296-mal höheres Erderwärmungspotential hat als Kohlendioxid. In Österreich verursachen die Landnutzungen Landwirtschaft, Forstwirtschaft und „andere Landnutzung“ 59 % der gesamten nationalen N_2O -Emissionen, obwohl diese Sektoren nur 9,1 % zu den gesamtösterreichischen Treibhausemissionen beitragen (Umweltbundesamt, 2013). 3,69 Gg N_2O werden gemäß dem Inventurbericht 2013 den indirekten Emissionen von Böden über die Pfade Versickerung und Abfluss zugeschrieben (Umweltbundesamt, 2013). In Österreich werden Wirtschaftsdünger, mineralischer Dünger und Pflanzenreste als N-Lieferanten zur Pflanzenproduktion eingesetzt. Entsprechend den Umweltbedingungen wird ein Teil des verwendeten N als Nitrat, Nitrit oder Ammonium ausgewaschen. Diese N-Verluste können nun als Anteil des aufgebrauchten N und/oder im Boden mineralisiertem N, dem sogenannten Faktor $Frac_{LEACH}$, berechnet werden. Ein bestimmter Teil des ausgetragenen N wird in N_2O umgewandelt.

Mosier et al. (1998) schlugen für den Faktor $Frac_{LEACH}$ den Wert 0,3 vor, welcher auch in den IPCC-Guidelines (IPCC, 2006) als Standardwert festgelegt wurde. Für die Verwendung eines geringeren Wertes als

0,3, dem Standardwert, bedarf es einer Beweisführung. Viele Länder haben davon bereits Gebrauch gemacht und verwenden länderspezifische $Frac_{LEACH}$ -Werte, die auf wissenschaftlichen Ergebnissen beruhen.

In Österreich wurde bislang der Standardwert von 0,3 herangezogen, da keine genauen Berechnungen vorlagen. Im Licht der Studien anderer Länder gab es Grund zur Annahme, dass in Österreich die indirekten Bodenemissionen durch die Verwendung des Standardwertes von 0,3 überschätzt werden. Ziel der Studie N-Leach-AT war demnach die Berechnung für $Frac_{LEACH}$ -Werte bei unterschiedlicher Landnutzung und Bewirtschaftung um schlussendlich einen oberen Grenzwert für $Frac_{LEACH}$ für Gesamtösterreich auszuweisen.

Eine zielführende Methode zur Messung von N-Verlusten über Versickerung sind Lysimeter (Kroeze et al., 2003, Scholefield et al., 1993). In Österreich wurden einige Lysimeter sowohl unter Grünland als auch im Ackerbau eingebaut, deren Messergebnisse hier zur Berechnung der N-Verluste herangezogen werden.

2 METHODIK

Gemäß IPCC ,Tier 1'-Methode sind die N_2O Emissionen durch Versickerung und Abfluss durch nachfolgende Gleichung zu berechnen (Formel 1),

$$N_2O_{(L)} - N = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}) \cdot Frac_{LEACH} \cdot EF_5 \quad \text{Formel 1}$$

wobei $N_2O_{(L)}$ -N die jährliche Menge an N_2O -N ist, die durch Versickerung und Abfluss nach N-Zugabe auf bewirtschafteten Böden ausgetragen wird ($kg \cdot a^{-1}$), F_{SN} ist der jährlich eingesetzte mineralische Dünger ($kg \cdot a^{-1}$), F_{ON} ist der jährlich eingesetzte Wirtschaftsdünger, Klärschlamm oder andere organische N-Input ($kg \cdot a^{-1}$), F_{PRP} ist der jährliche Eintrag durch Exkremate weidender Nutztiere ($kg \cdot a^{-1}$), F_{CR} ist die Menge N, welche in feldverbleibenden Pflanzenresten (sowohl oberirdische als auch unterirdische) gespeichert ist ($kg \cdot a^{-1}$), F_{SOM} ist die Menge mineralisierten N, der durch eine Abnahme des Kohlenstoffgehalts im Boden infolge Landnutzungsänderung hervorgerufen wird ($kg \cdot a^{-1}$), $Frac_{LEACH}$ ist das Verhältnis der N-Verluste durch Versickerung und Abfluss zu den N-Einträgen und N-Vorräten eines Standortes ($kg \cdot kg^{-1}$) und EF_5 ist der Emissionsfaktor von N_2O -Emissionen durch Versickerung und Abfluss ($kg \cdot kg^{-1}$).

Insgesamt wurden 22 Lysimeter von sieben Standorten in Österreich einer Analyse zugeführt. Ein Lysimeter ist ein Behälter, der mit gestörtem oder ungestörtem Boden gefüllt ist und versickerndes Wasser an der Unterseite entweder unter Schwerkraft oder durch Anbringung eines Saugrechens/-kerzen mittels Unterdruck gesammelt wird (www.lysimeter.at). Die Anwendung von Lysimeter beschränkt sich mit wenigen Ausnahmen auf ebene Standorte, wodurch laterale Fließwege unberücksichtigt bleiben.

Die einzelnen Glieder der Bilanzgleichung (Formel 1) wurden als Teil der Lysimeter-Setups gemessen (Abbildung 1). Für die Evaluierung des Faktors $Frac_{LEACH}$ ist lediglich das Verhältnis der N-Verluste zu den N-Inputs von Interesse und eine Umwandlung in N_2O über den Faktor EF_5 ist nicht notwendig. Weiter fanden weder eine Beweidung (F_{PRP}) noch eine Landnutzungsänderung von Grünland zu Acker (F_{SOM}) statt. Deshalb kann Formel 1 umgewandelt und auf die direkt messbaren Größen gekürzt werden (Formel 2),

$$Frac_{LEACH} = N_{(L)} / (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR}) \quad \text{Formel 2}$$

wobei $N_{(L)}$ die N-Verluste durch Versickerung sind ($kg \cdot a^{-1}$).

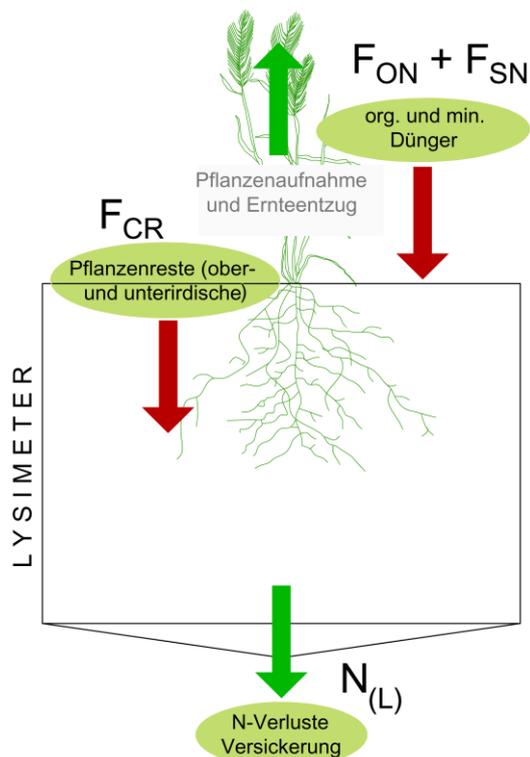


Abbildung 1: Gemessene Frachten der N-Inputs und N-Outputs (Ellipsen) der Lysimeter (siehe Formel 2). Die Aufnahme durch Pflanzen sowie der Ernteentzug sind für die Berechnung von F_{CR} nötig.

14 der 22 Lysimeter wurden auf ackerbaulich genutzten Flächen installiert, während acht Lysimeter unter Grünland eingebaut sind. Sie decken eine weite Bandbreite an unterschiedlichen Böden, klimatischen Bedingungen und Bewirtschaftungsformen ab (Abbildung 2). An manchen Standorten wurden mehrere Lysimeter installiert, um Unterschiede in Bodentyp, Landnutzung oder Bewirtschaftung zu untersuchen.

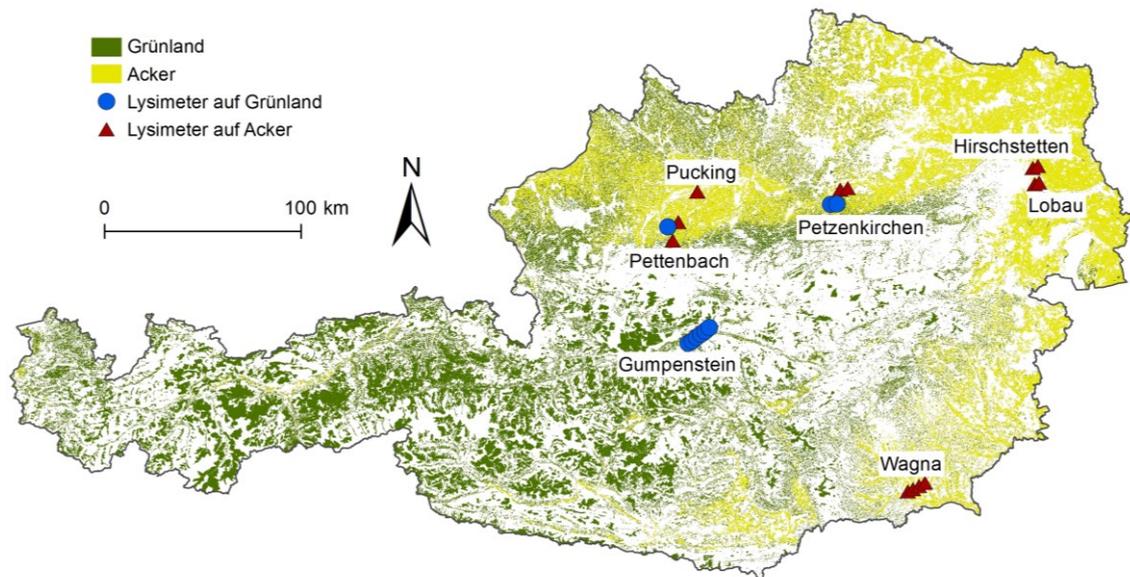


Abbildung 2: Lysimeterstandorte und Landnutzung in Österreich. Kreise kennzeichnen Lysimeter unter Grünland, Dreiecke kennzeichnen Lysimeter auf Ackerstandorten.

Die einzelnen Lysimeter wurden von unterschiedlichen Organisationen betrieben, wodurch auch das Messprinzip unterschiedlich sein kann. An manchen Standorten fungiert ein Saugrechen zur Wassergewinnung, an anderen Standorten erfolgt die Sickerwassersammlung rein nach dem

Schwerkraftprinzip. Einige Lysimeter wurden gefüllt, andere wurden ungestört entnommen. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal ist die Bodenmächtigkeit und damit einhergehend die Tiefe der Sickerwassergewinnung.

Wie auch immer das Lysimeter ausgeformt ist, können alle Terme der Massenbilanzgleichung (Formel 2) gemessen und für eine Auswertung des F_{LEACH} herangezogen werden. Eine Ausnahme bildet jedoch F_{CR} , die feldverbleibenden Pflanzenreste. Da die Wurzelbildung nicht an allen Standorten mituntersucht wurde, wurden die unterirdische Pflanzenmasse gemäß den Vorgaben der IPCC Richtlinien in Abhängigkeit der oberirdischen Pflanzenentwicklung berechnet.

3 STANDORTBESCHREIBUNG

Die wichtigsten Informationen der einzelnen Lysimeterstandorte sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Für eine genauere Beschreibung der Standorte wird auf Eder et al. (2015) verwiesen.

TABELLE 1: ÜBERSICHT DER AUSGEWERTETEN LYSIMETERSTANDORTE MIT NIEDERSCHLAG (P), JÄHRLICHE SICKERWASSERMENGE (L), OBERFLÄCHE (A), SAMMELTIEFE (Z), LYSIMETERFÜLLTYP, ART DER SICKERWASSERSAMMLUNG, BODENTYP UND LANDNUTZUNG.

Lysimeter	P mm · a ⁻¹	L mm · a ⁻¹	A m ²	z cm	Typ	Sammlung	Bodentyp	Land- nutzung
Petz 1	723	208	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	Ackerbau
Petzsyn 1	723	297	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	
Wagcon 1	914	340	1	70	gestört	Schwerkraft	silikat. Braunerde	
Wagcon 2	914	351	1	200	ungestört	Unterdruck	silikat. Braunerde	
Wagbio 1	914	228	1	110	gestört	Schwerkraft	silikat. Braunerde	
Wagbio 2	914	337	1	200	ungestört	Unterdruck	silikat. Braunerde	
Peba 1	1030	307	1	150	ungestört	Unterdruck	pseudovergl. Lockersed.- Braunerde	
Peba 3	1030	362	1	150	ungestört	Unterdruck	pseudovergl. Lockersed.- Braunerde	
Puck 1	753	339	1	150	ungestört	Unterdruck	kalkh. Lockersed.- Braunerde	
Lob 1	534	120	1	150	ungestört	Schwerkraft	grauer Auboden	
Lob 2	534	120	1	150	ungestört	Schwerkraft	grauer Auboden	
Lob 3	534	120	1	150	ungestört	Schwerkraft	grauer Auboden	
Hirs	520	120	2	250	gestört	Schwerkraft	Tschernosem	
Hirt	520	120	2	250	gestört	Schwerkraft	Tschernosem	
Petz 2	723	173	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	Grünland
Petzsyn 2	723	222	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	
Peba 2	1030	446	1	150	ungestört	Unterdruck	pseudovergl. Lockersed.- Braunerde	
Gump 1	1013	464	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
Gump 2	1013	584	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
Gump 3	1013	1068	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
Gump 4	1013	499	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
Gump 5	1013	508	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Basierend auf den Lysimeterergebnissen, Ernteanalysen und weiteren begleitenden Messungen konnten die einzelnen Terme der N-Massenbilanz (Abbildung 1) entweder direkt gemessen oder indirekt berechnet werden, um schlussendlich $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ auszuwerten (Tabelle 2).

Korrektur der Sickerwasserraten

Bei der Sickerwassersammlung nach dem Schwerkraftprinzip, bei dem am Ausfluss des Lysimeters der Luftdruck wirkt, werden die Sickerwassermengen vor allem in Trockengebieten oft unterschätzt und gemäß Stenitzer und Fank (2008) angepasst. Die Sickerwassermengen der Lysimeter mit Saugrechen konnten ohne Korrektur verwendet werden. Die Konzentrationen wurden bei allen Standorten entsprechend den Messungen verwendet.

Berechnung von $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ (nur Sickerwasser)

Für die Berechnung von $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ wurden zwei unterschiedliche Ansätze gewählt. Zum einen wurde die Massenbilanzgleichung für die gesamte Zeitreihe der einzelnen Lysimeter gelöst. Zum anderen wurden jährliche $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ Werte berechnet, die anschließend einer statistischen Analyse zugeführt wurden um Aussagen über die jährliche Variabilität treffen zu können.

Generell weisen Grünlandstandorte im Vergleich zu Ackerstandorten signifikant geringere $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte auf (Tabelle 2). Das arithmetische Mittel aller Grünlandstandorte ist 0,021 während es unter ackerbaulicher Bewirtschaftung bei 0,254 liegt. Der höchste jährliche $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ auf Grünland wurde in Pettenbach gemessen (0,11 in 1995), als zusätzlich zum Wirtschaftsdünger mineralischer Dünger aufgebracht wurde. Die empfohlene Düngermenge gemäß den Richtlinien für eine sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006) wurde an diesem Standort um durchschnittlich 44 % überschritten.

Die zeitliche Betrachtungsweise (jährlich oder über den gesamten Beobachtungszeitraum) spielt bei Grünland eine untergeordnete Rolle, da die jährlichen Abweichungen aufgrund des relativ homogenen N-Bedarfs gering sind. Kleinere Fluktuationen treten nur bei außergewöhnlichen Niederschlags- oder Verdunstungsperioden bzw. bei einer unterschiedlichen Anzahl und Zeitpunkten von Mähterminen auf. Obwohl in Österreich der Großteil des Grünlands entweder permanent oder nach einer bestimmten Anzahl von Schnitten beweidet wird, vergrößert eine Beweidung $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ nicht, da der durch Beweidung verursachte zusätzliche N-Eintrag beim Düngemanagement bereits berücksichtigt und abgezogen werden muss. Die Grenzwerte hierfür sind in den Richtlinien für eine sachgerechte Düngung angeführt (BMLFUW, 2006).

TABELLE 2: STICKSTOFFVERLUSTE DURCH LEACHING ($N_{(L_TOT)}$), STICKSTOFFQUELLEN (F_{SN_TOT} , F_{ON_TOT} , F_{CR_TOT}) FÜR DEN GESAMTEN MESSZEITRAUM, WERTE FÜR $FRAC_{LEACH}$ ÜBER DEN GESAMTEN AUSWERTENZEITRAUM ($FRAC_{LEACH_TOT}$) UND ALS MITTEL DER EINZELNEN JAHRE ($FRAC_{LEACH_MEAN}$), STANDARDABWEICHUNG DER EINZELJAHRE (STD.DEV.), AUSWERTENZEITRAUM IN JAHREN (N) UND LANDNUTZUNG.

Standort	$N_{(L_TOT)}$ kg N · ha ⁻¹	F_{SN_TOT} kg N · ha ⁻¹	F_{ON_TOT} kg N · ha ⁻¹	F_{CR_TOT} kg N · ha ⁻¹	$FRAC_{LEACH_TOT}$ -	$FRAC_{LEACH_MEAN}$ -	std. dev. -	n	Land- nutzung
Petz 1	225	908	366	357	0,138	0,288	0,390	5	Acker
Petzsyn 1	278	0	506	398	0,307	0,565	0,541	5	
Wagcon 1	638	1608	0	910	0,253	0,261	0,172	10	
Wagcon 2	164	548	476	1151	0,075	0,121	0,120	8	
Wagbio 1	818	1370	293	1077	0,299	0,330	0,278	10	
Wagbio 2	270	0	0	1625	0,166	0,309	0,398	8	
Peba 1	479	1571	769	1552	0,123	0,153	0,147	18	
Peba 3	301	116	1888	1568	0,084	0,088	0,059	18	
Puck 1	815	725	793	885	0,921	0,832	1,126	16	
Lob 1	183	0	0	1041	0,176	0,207	0,151	13	
Lob 2	248	0	285	929	0,204	0,230	0,173	13	
Lob 3	241	302	0	1087	0,173	0,240	0,230	13	
Hirs	168	0	311	156	0,359	0,416	0,241	4	
Hirt	163	0	373	203	0,282	0,320	0,152	4	
Petz 2	36	0	0	2279	0,016	0,018	0,015	6	
Petzsyn 2	18	0	0	1753	0,011	0,010	0,011	4	
Peba 2	121	955	597	708	0,054	0,057	0,033	6	
Gump 1	3	120	0	201	0,011	0,010	0,012	3	
Gump 2	5	238	0	327	0,008	0,007	0,009	3	
Gump 3	23	214	0	319	0,043	0,038	0,053	3	
Gump 4	4	311	0	377	0,006	0,006	0,002	3	
Gump 5	13	409	0	331	0,017	0,018	0,004	3	

Für ackerbaulich genutzte Flächen werden deutlich höhere $FRAC_{LEACH}$ -Werte berechnet. Weiters weisen sie aufgrund der Fruchtfolge und den damit verbundenen unterschiedlichen N-Bedarf, Düngemengen und Ernteentzüge der einzelnen Feldfrüchte eine hohe jährliche Variabilität auf. Zusätzlich spielt der zeitliche Faktor bei der Mineralisierung von feldverbleibenden Pflanzenresten eine wesentliche Rolle (David et al., 1997). In der vorliegenden Arbeit wurde das Mineralisierungspotential dem Jahr der Ernte zugeschrieben, obwohl die Mineralisierung und der Transport ins Grundwasser über eine längere Periode stattfinden. Deswegen sind die Mittelwerte der jährlichen Berechnungen für $FRAC_{LEACH}$ der einzelnen Standorte für eine Langzeitbetrachtung nicht repräsentativ aber ein hervorragender Ansatz, um besondere Vorgänge rund um die Auswaschung von Stickstoff herauszustreichen. Am besten kann dies am Standort Petzenkirchen durch die vorgenommene Landnutzungsänderung gezeigt werden (Abbildung 3). Nach der Maisernte im Jahr 1994 wurde das Feld in eine Grünbrache umgewandelt. Die Ernteerträge im Jahr des Umbruchs waren sehr niedrig, sodass ein großer N-Vorrat im Boden verblieb. Die höchsten N-Konzentrationen und N-Austräge wurden mit einer signifikanten zeitlichen Verzögerung erst in den ersten Monaten des Folgejahres gemessen.

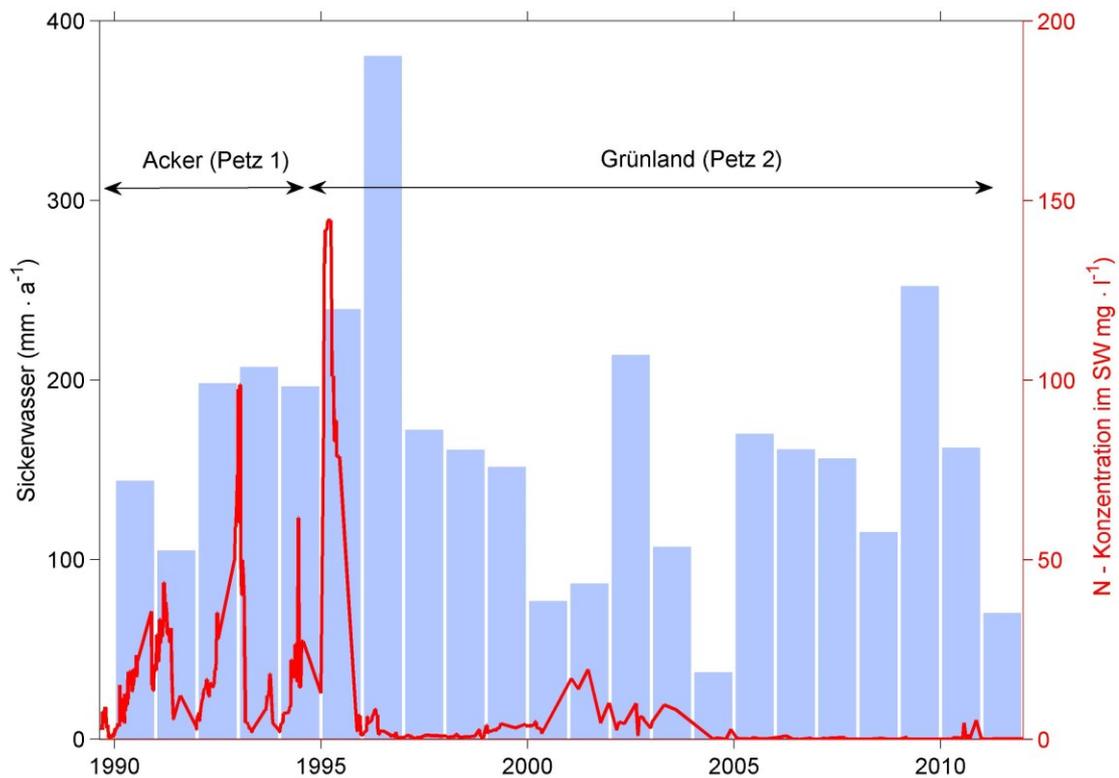


Abbildung 3: Sickerwasserraten und Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser des Standortes Petzenkirchen.

Bei der Berechnung von Einzeljahren oder nur sehr kurzer Beobachtungszeiträume können durch den Übertrag von gespeichertem Stickstoff in die Folgejahre viel höhere $Frac_{LEACH}$ -Werte auftreten, als bei langen Zeitreihen. Die höchsten jährlichen $Frac_{LEACH}$ -Werte wurden für Pucking in jenen Jahren berechnet, in denen Sojabohne angebaut wurde. Der Maximalwert betrug 3,60 und kann damit begründet werden, da durch ein Ausbleiben der Düngung der Dividend der IPCC-Berechnung (Formel 2) klein wird. Dieses Phänomen tritt bei allen Leguminosen auf, da diese üblicherweise wenig oder gar nicht gedüngt werden, aber dennoch N über das Sickerwasser ausgetragen wird.

Stickstofffrachten

Obwohl hohe $Frac_{LEACH}$ -Werte eine schlechte N-Nutzung vermuten lassen sind sie kein Indiz für hohe N-Frachten. Zum Beispiel lagen die N-Verluste für Sojabohne in Pucking trotz der $Frac_{LEACH}$ -Maximalwerte lediglich im Bereich des Mittelwertes aller Feldfrüchte ($51 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$).

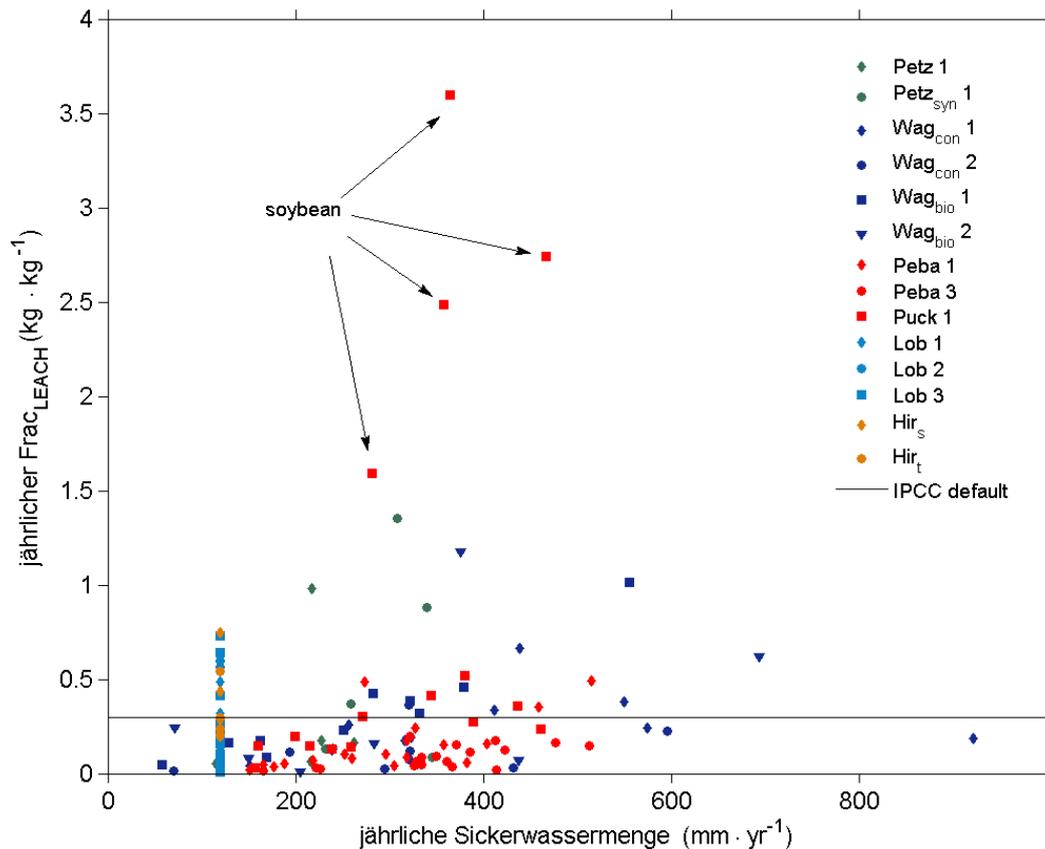


Abbildung 4: Jährliche $Frac_{LEACH}$ -Werte in Abhängigkeit des jährlichen Sickerwasseranfalls der einzelnen Lysimeterstationen. Lysimeter mit örtlichem Bezug zueinander und daher ähnlichen meteorologischen Bedingungen sind in derselben Farbe dargestellt.

Allgemein führen hohe Sickerwassermengen sowohl zu hohen $Frac_{LEACH}$ -Werten als auch zu hohen N-Austrägen ins Grundwasser. Der Vergleich zwischen den Standorten zeigt, dass mächtige Bodenprofile mit hoher nutzbarer Feldkapazität weniger N-Verluste zulassen, wie an den Beispielen Pettenbach und Pucking demonstriert werden kann (Abbildung 4). Die Lysimeter unterliegen aufgrund der räumlichen Nähe den ähnlichen klimatischen Verhältnissen. Die Trendlinie für die N-Verluste des geringmächtigen Standortes Pucking mit 60 cm Oberboden und einer Feldkapazität innerhalb dieses Oberbodens von lediglich 112 mm liegt oberhalb der Trendlinie für die N-Verluste von Peba1 und Peba2 mit 150 cm und 110 cm Bodenmächtigkeit bzw. 534 mm und 396 mm Feldkapazität. Bei gleichem Sickerwasseranfall waren die N-Austräge in Pucking im Vergleich zu Pettenbach wesentlich höher, obwohl in Pucking nur 80 % der empfohlenen Düngemenge aufgebracht wurde. In Peba 3 und Peba 1 betragen die Düngegaben 95 % und 122 % der empfohlenen Menge.

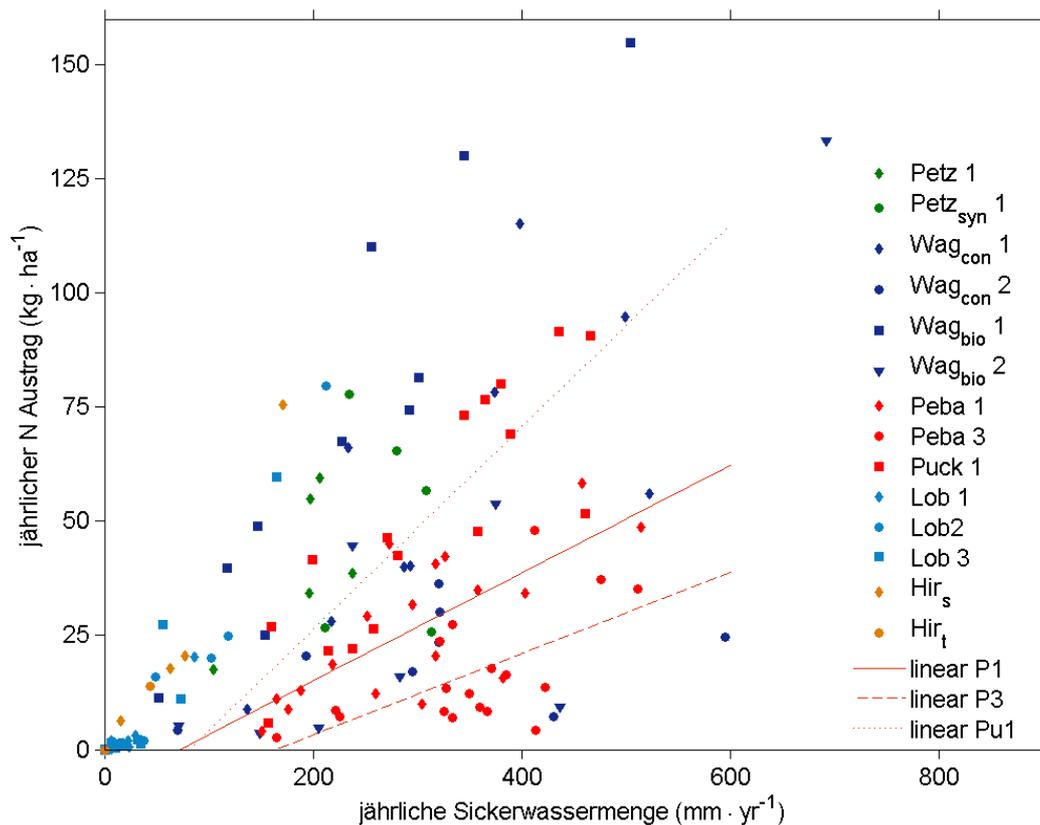


Abbildung 5: Jährliche N-Austräge über das Sickerwasser in Abhängigkeit der jährlichen Sickerwassermenge von ackerbaulich genutzten Standorten. Lysimeter mit örtlichem Bezug zueinander und daher ähnlichen meteorologischen Bedingungen sind in derselben Farbe dargestellt.

Ein weiteres wesentliches Kriterium für hohe N-Konzentrationen im Sickerwasser und hohen $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werten ist ein hoher verbleibender N-Vorrat im Boden. Auf der einen Seite wird der N-Vorrat durch die Einarbeitung von über- und unterirdischen Pflanzenresten in den Boden erhöht, andererseits kann auch eine schwache Ausschöpfung des N-Vorrats durch eine schlechte Pflanzenentwicklung für hohe N-Gehalte im Boden sorgen, wenn hinsichtlich Ertragsersparung gedüngt wird. Traten bei hohen N-Vorräten langandauernde Niederschläge auf, konnten hohe N-Austräge ins Grundwasser gemessen werden, wie zum Beispiel in der Lobau im Jahr 2008 beobachtet. Obwohl in diesem Jahr Kartoffel angebaut wurden, die einen hohen N-Bedarf haben, führten die schlechte Pflanzenentwicklung der Erbse und deren gesamte Einarbeitung im Vorjahr zu N-Verlusten von $60 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Lob2) und $80 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Lob3). Zusätzlich wurde der N-Vorrat durch die biologische N-Fixierung der Leguminose erhöht. Am Standort Lob1, der Nulldüngungsvariante der Lobau, wurden 2008 nur $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ N-Verluste gemessen. Dies entspricht aber ungefähr den doppelten durchschnittlichen Verlusten, verursacht durch die hohen N-Vorräte im Boden.

Die Messergebnisse und Berechnungen zeigen deutlich, dass die $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte deutlich unter dem IPCC Standardwert liegen (IPCC, 2006). Allerdings werden in den Richtlinien des IPCC die N-Verluste über Sickerwasser und durch Oberflächenabfluss herangezogen. Letzteres kann bei Lysimeterstudien nicht berücksichtigt werden, da diese üblicherweise auf flachem Gelände installiert sind.

Berechnung von $\text{Frac}_{\text{LEACH}}^*$ (Sickerwasseraustrag und Oberflächenverluste)

Für ein gebirgiges Land wie Österreich müssen bei der Berechnung von $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ auch die lateralen Fließwege (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss, Dränagenabfluss) Berücksichtigung finden oder zumindest diskutiert werden.

Die Nitratkonzentrationen von Oberflächenabfluss und daher auch die N-Verluste durch Oberflächenabfluss sind im Vergleich zu den N-Verlusten über das Sickerwasser meist sehr gering (Jackson et al., 1973; Casson

et al., 2008; Sharpley et al., 1987). Leider ist die Datenbasis für die Berechnung der lateralen Abflusskomponenten unzureichend und es musste für die Abschätzung der N-Verluste über Oberflächenabfluss auf Ergebnisse einer österreichweiten Simulationsstudie zurückgegriffen werden (BMLFUW, 2011). Durch Addition der simulierten Stickstoffeinträge ins Gewässer von Oberflächenabfluss ($10321 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$), Schneeschmelze ($535 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$) und Dränagen ($2732 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$) und anschließender Division durch die Einträge über das Grundwasser ($45425 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$), kann der Anteil der N-Einträge ins Gewässer über laterale Fließwege mit 30 % beziffert werden.

TABELLE 3: GEMESSENE N-VERLUSTE ÜBER SICKERWASSER ($N_{(L)\text{LEACHING}}$), BERECHNETE N-VERLUSTE ÜBER OBERFLÄCHENABFLUSS ($N_{(L)\text{RUNOFF}}$), GESAMTE N-VERLUSTE ($N_{(L)}$), N-QUELLEN ($F_{SN} + F_{ON} + F_{CR}$), KORRIGIERTE WERTE FÜR $\text{FRAC}_{\text{LEACH}}$ ($\text{FRAC}_{\text{LEACH}}^*$) UND LANDNUTZUNG.

Standort	$N_{(L)\text{ leaching}}$ kg N · ha ⁻¹	$N_{(L)\text{ runoff}}$ kg N · ha ⁻¹	$N_{(L)}^*$ kg N · ha ⁻¹	$F_{SN} + F_{ON} + F_{CR}$ kg N · ha ⁻¹	$\text{Frac}_{\text{LEACH}}^*$ -	Land- nutzung
Petz 1	225	68	293	1632	0,180	Acker
Petzsyn 1	278	83	361	904	0,399	
Wagcon 1	638	191	830	2518	0,329	
Wagcon 2	164	49	213	2175	0,098	
Wagbio 1	818	245	1064	2740	0,388	
Wagbio 2	270	81	351	1625	0,216	
Peba 1	479	144	623	3892	0,160	
Peba 3	301	90	391	3572	0,109	
Puck 1	815	245	1060	2403	0,441	
Lob 1	183	55	238	1041	0,229	
Lob 2	248	74	323	1214	0,266	
Lob 3	241	72	313	1389	0,225	
Hirs	168	50	218	467	0,467	
Hirt	163	49	211	575	0,367	
Petz 2	36	11	47	2279	0,020	
Petzsyn 2	18	6	24	1753	0,014	
Peba 2	121	36	157	2260	0,070	
Gump 1	3	1	4	322	0,014	
Gump 2	5	1	6	564	0,010	
Gump 3	23	7	30	533	0,056	
Gump 4	4	1	5	688	0,008	
Gump 5	13	4	17	740	0,022	

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Bewertung der indirekten Emissionen von Böden über die Pfade Versickerung und Oberflächenabfluss anhand der verschiedenen Lysimeter in Österreich zeigt, dass $Frac_{LEACH}$ unter typischer lokaler Bewirtschaftung kleiner als der IPCC-Standardwert von 0,3 ist. Der $Frac_{LEACH}$ -Wert für Grünland ist 0,021, während unter ackerbaulicher Nutzung ein Wert von 0,254 angenommen werden kann (Tabelle 4). Unter Berücksichtigung der Stickstoffverluste über Oberflächenabfluss, die 30 % der Sickerwasserstickstoffverluste ausmachen, betragen die korrigierten $Frac_{LEACH}$ -Werte 0,277 für Acker und 0,027 für Grünland. In Österreich werden 49 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche ackerbaulich und 51 % als Grünland genutzt. Unter der Annahme, dass die Ergebnisse der Lysimeterstudien hinsichtlich Bewirtschaftung, Bodeneigenschaften und klimatische Bedingungen repräsentativ für Gesamtösterreich sind, ergibt dies einen $Frac_{LEACH}$ für Österreich von 0,15.

TABELLE 4: MITTLERER $Frac_{LEACH}$ (NUR SICKERWASSER) UND MITTLERER KORRIGIERTER $Frac_{LEACH}^*$ (SICKERWASSER UND OBERFLÄCHENABFLUSS) ALLER ACKERBAULICH GENUTZTEN UND GRÜNLAND-LYSIMETER.

Fläche	$Frac_{LEACH}$	$Frac_{LEACH}^*$
Acker	0,254	0,277
Grünland	0,021	0,027
Österreich gesamt	0,135	0,150

Die Berechnung der N-Verluste über die Pfade Sickerwasser und Oberflächenabfluss kann durch eine Regionalisierung der Punktergebnisse durch Integration räumlich detailliertere Information von Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften sicherlich verbessert werden. Als Basis für eine Regionalisierung der erhaltenen Ergebnisse könnten prozessorientierte Modelle herangezogen werden, welche die hohe Variabilität der verschiedenen Atmosphäre-Pflanze-Boden- Interaktionen widerspiegeln können. Für eine Kalibrierung dieser Modelle sind wiederum langjährige Datensätze von Lysimetermessungen notwendig. Weiters wird eine genauere Betrachtung der lateralen Fließ- und Austragspfade zu einer Verfeinerung der Ergebnisse beitragen, da Stickstoff bei geneigten Flächen über eine Kombination von Sickerwasser, Oberflächenwasser und oberflächennahen Zwischenabfluss ausgetragen wird. Basis für sämtliche Berechnungen bilden lange Datenreihen!

6 LITERATUR

- BMLFUW (2006): Richtlinien für die Sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, 79 S., Wien.
- BMLFUW (2011): Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, 190 S., Wien.
- Casson, J.P., Olson, B.M., Little, J.L., Nolan, S.C. (2008): Assessment of Environmental Sustainability in Alberta's Agricultural Watersheds Project. Volume 4: Nitrogen loss in surface runoff. Alberta Agriculture and Rural Development, 71 pp, Lethbridge, Alberta, Canada.
- David, M.B., Gentry, L.E., Kovacic, D.A., Smith, K.M. (1997): Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *J Environ Qual.* 26: 1038-1048. doi:10.2134/jeq1997.00472425002600040015x.
- Eder, A., Blöschl, G., Feichtinger, F., Herndl, M., Klammner, G., Hösch, J., Erhart, E. and Straus, P. (2015): Indirect nitrogen losses of managed soils contributing to greenhouse emissions of agricultural areas in Austria: results from lysimeter studies. *Nutr Cycl Agroecosyst* 101: 351-364, doi:10.1007/s10705-015-9682-9.
- IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (Eds). IGES, Japan, ISBN 4-88788-032-4.
- Jackson, W.A., Asmussen, I.E., Hauser, E.W., White, A.W. (1973): Nitrate in surface and subsurface flow from a small agricultural watershed. *J Environ Qual* 2: 480-482. doi:10.2134/jeq1973.00472425000200040017x.
- Kroeze, C., Aerts, van Breemen, N. van Dam, D., van der Hoek, K., Hofschreuder, P., Hoosbeek, M., de Klein, J., Kros, H., van Oene, H., Tietema, A., van der Veeren, R., de Vries, W. (2003): Uncertainties in the fate of nitrogen I: An overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study. *Nutr Cyc Agroecosys* 66: 43-69. doi:10.1023/A:1023339106213.

INDIREKTE STICKSTOFFVERLUSTE VON BEWIRTSCHAFTETEN BÖDEN

Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O. (1998): Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle – OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutr Cycl Agroecosy*, 52: 225-248. doi: 10.1023/A:1009740530221.

Sharpley, A.N., Smith, S.J., Naney, J.W. (1987): Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. *J Agric Food Chem* 35: 812-817.

Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., Stone, A.C. (1993): Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Eur J Soil Sci* 44: 553-749. doi: 10.1111/j.1365-2389.1993.tb02325.x.

Stenitzer, E., Fank, J. (2008): Schwerkraft- versus Unterdrucklysimeter – eine Simulationsstudie. In: Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring - Modellierung - Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen. Beiträge zur Hydrogeologie 56: 114-118. Graz.

Umweltbundesamt 2013: Austria's National Inventory Report 2013 – Agriculture (CRF Sector 4), 260-322. Umweltbundesamt, Wien.

AUTOREN:

ALEXANDER EDER,

GÜNTHER SCHMID,

FRANZ FEICHTINGER,

JOHANN DORNER,

PETER STRAUSS, Kontakt: IKT@BAW.AT

BÖDEN AUS ZWEITER HAND - ENTWICKLUNG UND ÜBERPRÜFUNG VON SUBSTRATEN MIT HOHEN ANFORDERUNGEN AN DEN WASSERHAUSHALT

Erwin Murer – Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt

1 EINLEITUNG

INFOLGE VON BAUTÄTIGKEITEN UND DARAUFFOLGENDEN Rekultivierungen (z.B. Errichtung von Deponien, Stadterweiterungen, Erhaltung von Grün in urbanen Räumen, Versickerungsbecken für Straßenabwässer) werden vermehrt neue Bodenflächen geschaffen, an die jeweils spezifische Funktionen gestellt werden. Einerseits müssen sie als Pflanzenstandort geeignet sein und andererseits eine Reihe von funktionellen Eigenschaften (Befahrbarkeit, Begehbarkeit, Filterwirkung, Wasserdurchlässigkeit, Wasserspeicherfähigkeit, Gasaustausch, Verdichtungsunempfindlichkeit, verminderte Keimfähigkeit für Beikräuter) erfüllen. Hierfür eignen sich nur sehr selten natürlich vorkommende Böden, und wenn ja, dann sind diese lokal nicht verfügbar. Deshalb werden vermehrt Substrate eingesetzt. Im Folgenden werden beispielhaft drei verschiedene Verwendungen von Substraten (Stauden- und Baumsubstrat und Wasserhaushaltsschicht auf Deponien) vorgestellt:

Das erste Beispiel behandelt die Entwicklung eines extensiven Staudensubstrates zur Reduzierung der Gieß- und Unkrautpflege. Dies ist ein Gemeinschaftsprojekt mit dem Lehr- und Forschungszentrum für Gartenbau Schönbrunn. Das zweite Beispiel befasst sich mit dem Thema Stadtbäume, denn viele Gartenbauämter in Europa haben große Probleme mit ihren Stadtbäumen. Einerseits wird der Wurzelraum der Bäume im urbanen Raum durch Straßen, Gehwege und Einbauten immer stärker eingeengt und andererseits durch die Vibrationen des Verkehrs wird der Boden verdichtet. Zusätzlich kommt mit dem Spritzwasser Auftausalz in den Boden. Die bisher verwendeten Böden bzw. Substrate sind den vielseitigen Anforderungen nicht gewachsen. Deshalb wurde ein Baumsubstrat zur Verbesserung des Wasser- und Gashaushaltes und der Nährstoffversorgung entwickelt und an Testflächen eingebaut. Dieses Projekt erfolgt unter Zusammenarbeit von Lehr- und Forschungszentrum für Gartenbau Schönbrunn und den Wiener Stadtgärten. Zuletzt wird ein Projekt vorgestellt, das sich mit der Rekultivierung von Deponien beschäftigt. Deponieabdichtungen sind sehr aufwändig und teuer in der Herstellung. Eine ausreichend mächtige und speicherfähige Wasserhaushaltsschicht kann in Gebieten mit geringen Niederschlägen die Sickerwassermenge ausreichend reduzieren. Für Regionen mit positiver Wasserbilanz (Niederschlag größer als die Verdunstung) sind jedoch zusätzliche Eigenschaften an den Aufbau einer solchen Schicht notwendig, um das Sickerwasser zu vermindern. Auf einem Versuchsfeld über einer Deponie in Oberösterreich wurden dazu drei verschiedene Varianten zur Optimierung und Überprüfung von Wasserhaushaltsschichten ausgeführt. Zur Sickerwassererfassung wird die eigens dafür entwickelte Folien-Lysimeter-Methode angewandt. Diese Untersuchungen werden im Auftrag der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH durchgeführt.

2 PROJEKTE

2.1 STAUDENSUBSTRAT

Staudenmischpflanzungen als abgemagerte Substrate erfordern weniger Pflege und sind durch ihren extremen Standort weniger von unerwünschten Beikräutern betroffen. Dabei sollte – um Wurzelunkräuter zu eliminieren – auf die Verwendung von Oberboden verzichtet werden. Ein mineralisches und grobkörniges Substrat verhindert außerdem die Ansiedlung vieler Samenunkräuter. Verschiedene Mischungen aus einfachen Splittsubstraten; die auf gängigen Straßenbaumaterialien basieren, vermischt mit kommunalem Kompost in unterschiedlichsten Kombinationen, wurden in einem Freilandversuch in der Versuchsanlage Jägerhausgasse der HBLFA Schönbrunn an 7 Versuchsfeldern getestet. Die Substrate wurden in 4 x 4 m großen Versuchsflächen eingebaut. Die Schichtdicke betrug 40 cm. Der Untergrund besteht aus einem dicht gelagerten Lehm mit einem temporären Grundwasserspiegel bis 50 cm unter Flur. Als Standardbepflanzung wurde die Mischung „Blütenwoge – Sommermahd“ in der vorgeschriebenen Dichte gewählt. Neben der Pflanzenentwicklung und dem Erscheinungsbild wurde auch der Pflegeaufwand der einzelnen Versuchsvarianten ermittelt. Die Parzellen wurden 6-mal pro Jahr bonitiert. Eine Bewässerung erfolgte auch in extremen Hitzeperioden nicht. Zusätzlich wurde auch kontinuierlich der Wasser- und Temperaturhaushalt in 20 cm Tiefe gemessen. Das Ziel des Versuches war es, jene Substrate zu ermitteln, die unter extensiven Pflegebedingungen gleichermaßen einen befriedigenden Wuchs der gewählten Staudenmischung gewährleisten als auch ein geringeres Aufkommen von Samenunkräutern aufweisen. Zur Ermittlung des Unkraut-aufkommens wurden die Dauer des Pflegeganges und das Gewicht des Jätgutes festgehalten. Die dabei festgestellten erheblichen Unterschiede in der Zeitdauer und der Unkrautmenge lassen sich mit dem Anteil an abschlämmbaren Bodenteilchen (Wasserspeicherfähigkeit) sowie der Menge und der Güte des beige-mischten Kompostes (Einbringung von Samen mit dem Kompost) der einzelnen Substrate in Beziehung bringen (Schmidt und Murer, 2014). Erste Ergebnisse nach 3 Jahren zeigen, dass sich auf jenen Substraten ein stabiler und ausgewogener Pflanzenbestand ausbildete, die nicht zu nährstoffreich sind und auch nur eine geringe nutzbare Feldkapazität aufweisen (Abbildung 1).



Abbildung 1: Ansicht vom Versuchsfeld Staudensubstratbeet 1 vom 28.05.2014.

Die Messungen des Matrixpotentials und die Auswertung der Zeiträume mit Trockenstressdauer in den einzelnen Substraten lieferten einen wertvollen Beitrag zur Bewertung und Objektivierung der Standorteigenschaften (Abbildung 2). Das Beet 4 besteht aus 2/3 Dolomitsplitt 0/16 und 1/3 Ziegelsplitt 0/8 und einen Humusgehalt von 0,4 % und das Beet 3 aus 90 % Dolomitsplitt 0/8 und 10 % Kompost (Humusgehalt 1 %). Das Beet 4 zeigt geringere Austrocknung und auch kürzere Trockenphasen auch im Trockenjahr 2013. Aus den ersten Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass die Verwendung einfacher Splittsubstrate, die auf gängigen Straßenbaumaterialien basieren durchaus sinnvoll sind, wenn die Feinbodenanteile niedrig gehalten werden.

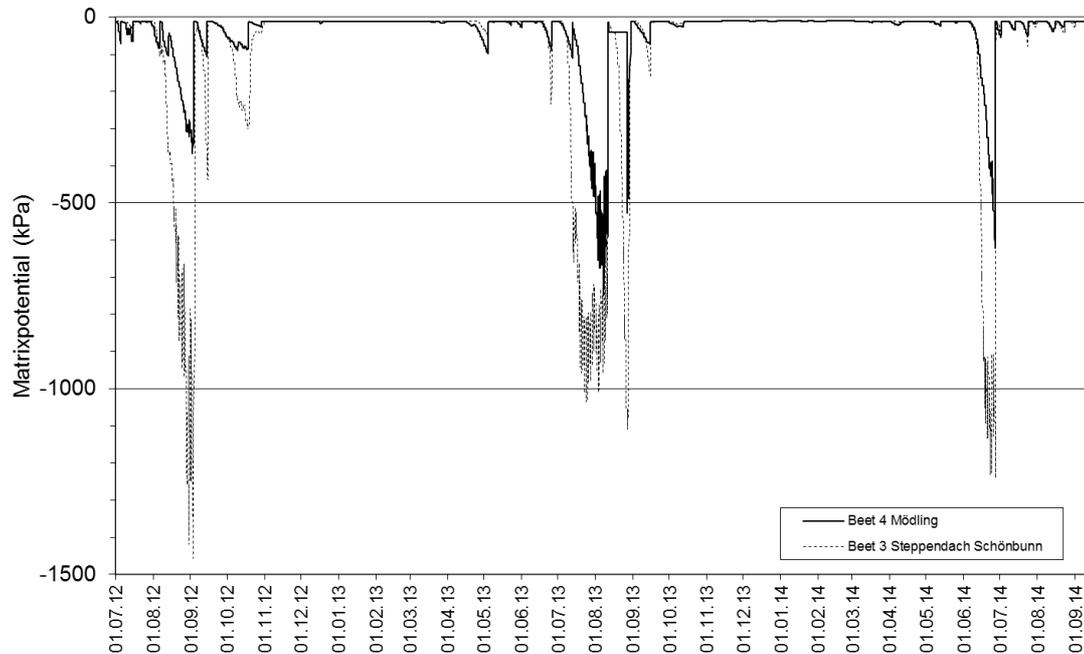


Abbildung 2: Matrixpotentialverlauf in 20 cm Tiefe.

2.2 BAUMSUBSTRAT FÜR STADTBÄUME

Seit mehr als 10 Jahren wird von der Stadt Wien ein einfaches, auf der Basis von Tragschichtmaterialien, Zwischenboden und Kompost entwickeltes Substrat verwendet. Die Praxis hat gezeigt, dass nicht immer zufriedenstellende Ergebnisse (geringer Zuwachs, Absterben von Jungbäumen) aufgetreten sind. Dies wurde einerseits auf die vorangegangenen Witterungsereignisse infolge von langen Trockenperioden, sowie der Schadstoffbelastung aus den Auftaumitteln aber auch auf die unzureichende Wasserspeicherfähigkeit und Nährstoffverfügbarkeit mancher der eingebauten Substrate zurückgeführt. Diese Substrate wurden bisher von unterschiedlichen Firmen geliefert und eingebaut, dadurch kam es vor allem im Feinbodenbereich zu Qualitätsunterschieden. Die Stadt Wien hat sich nun dazu entschlossen, ein einheitliches Baumsubstrat zu verwenden. Sie ist im Besitz ausreichender Mengen an nachhaltig verfügbaren Materialien (Fluviatiles Feinsediment aus der Donau und Kompost) und es sind in der Stadt auch genügend große Manipulations- und Lagerflächen vorhanden. Das neue Wiener Baumsubstrat soll selbst hergestellt und den einzelnen Firmen für den Einbau zur Verfügung gestellt werden.

Einem Konsortium aus dem Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt Petzenkirchen und der Höheren Bundeslehr – und Forschungsanstalt für Gartenbau Schönbrunn in Wien wurde die Aufgabe übertragen, das neue Baumsubstrat zu entwickeln und die Versuchsstandorte für dessen Erprobung zu errichten und zu betreuen. Dieses Substrat soll nun hinsichtlich seines Wasser- und Luftthaushaltes sowie der Nährstoffverfügbarkeit optimiert werden. Neben den üblichen Handelswaren wie Splitt und Sand sollen auch die nachhaltig verfügbaren Materialien aus dem Bereich der Stadt Wien zum Einsatz kommen. Das neue Substrat soll kostengünstig, leicht herstellbar sowie gut mischbar sein. Es soll

zunächst an insgesamt 28 Versuchsstandorten eingebaut und wissenschaftlich begleitet werden. Im Umkreis von etwa 40 km von Wien stehen einige Dolomit-Steinbrüche und Sandgruben zur Verfügung. Von diesen Steinbrüchen und Sandgruben wurden Splitt und Sande bezogen und daraus in Kombination mit fluvialem Feinsediment, welches durch die Donauhochwässer in großen Mengen anfällt, und dem Kompost aus der gemeindeeigenen Kompostanlage Mischungen hergestellt. Die Anforderungen für das Baumsubstrat wurden an die Empfehlungen für Baumpflanzungen der FLL Teil 2 (2010) angelehnt. Ziel war es, eine möglichst hohe Wasserspeicherfähigkeit sowie eine ausreichende Luftkapazität und Wasserdurchlässigkeit im Einbauzustand zu erreichen.

Erste einfache und sehr kostengünstige Mischungen für die Entwicklung eines neuen Wiener Baumsubstrates für offene, nicht überbaute Pflanzgruben aus abgestuftem Dolomitsplitt und Kompost brachten kein zufriedenstellendes Ergebnis. Entweder konnte die geforderte Luftkapazität nicht erreicht werden oder die gesättigte Wasserdurchlässigkeit war zu gering. Der zusätzliche Einsatz von Sand brachte eine erhebliche Verbesserung der physikalischen Bodeneigenschaften im Einbauzustand. Es zeigte sich bald, dass über einen relativ weiten Korngrößenbereich die bodenphysikalischen Eigenschaften auf einem hohen bzw. über dem geforderten Niveau der FLL (2010) blieben. Aus mehreren Mischungen mit unterschiedlichem Korngrößenverlauf konnte schließlich ein Korngrößenbereichskorridor, ein Bereich der Massenanteile der einzelnen Korngrößenfraktionen (Ton $\pm 2,5$ %, Schluff ± 4 %, Sand ± 10 %, Splitt ± 8 %) abgegrenzt werden. Diese Mischung setzt sich aus 3 mineralischen Komponenten (Splitt, Sand und fluvialem Feinsediment) sowie dem organischen Mischungspartner (Kompost der Qualität A+) zusammen. Unter den geforderten Einbaubedingungen zwischen 83-87 % Proctordichte besitzt diese Mischung optimale Eigenschaften für ein nicht überbaubares Baumsubstrat (Tabelle 1). Mit diesem Baumsubstrat wird eine ausreichend hohe Luftkapazität für den Gasaustausch, ein genügend hohes Infiltrationsvermögen und Wasserdurchlässigkeit zur Vermeidung von Stauwasser sowie eine hohe Wasserkapazität und nutzbare Feldkapazität zur Wasserversorgung der Bäume erreicht. Neben der Zusammensetzung des Baumsubstrates spielen aber auch die Einbaubedingungen eine wesentliche Rolle. Der Einbaudichtebereich wird den Firmen vorgegeben, ebenso der Einbauwassergehalt. Der Einbauwassergehalt muss unbedingt geringer sein als der Proctorwassergehalt. Das Substrat ist in maximal erdfeuchter Konsistenz einzubauen und dies ist von den Firmen mittels Eigenüberwachung nachzuweisen. Entmischtes, gefrorenes und verklumptes Substrat darf nicht eingebaut werden. Da bei dieser Mischung die geforderten Eigenschaften über einen relativ breiten Korngrößenverteilungsbereich stabil bleiben, ist damit auch die Praxistauglichkeit (Schwankungen in den Korngrößenverteilungen sowie der Mengenverhältnisse der Mischungspartner bei der baustellenbedingten Manipulationen) gegeben.

TABELLE 1: ZU ERWARTENDE EIGENSCHAFTEN DES NEUEN WIENER BAUMSUBSTRATS FÜR OFFENE, NICHT ÜBERBAUTE PFLANZGRUBEN.

Parameter	Zu erwartende Eigenschaften	Anforderungen FLL (2010)
Verdichtungsgrad	84 %	83 % - 87 %
Wasserdurchlässigkeit	$\geq 5,0 \cdot 10^{-6}$ m/s	$\geq 5,0 \cdot 10^{-6}$ m/s
Wasserkapazität	≥ 40 Vol.-%	≥ 25 Vol.-%
Luftkapazität (pF1,8)	≥ 18 Vol.-%	≥ 15 Vol.-%
pH-Wert	$\leq 8,0$	5,0 – 8,5
Salzgehalt	< 91 mg/100 g	150 mg/100 g
Nutzbare Feldkapazität	> 17 mm/dm	keine
Porenvolumen	> 43 Vol.-%	keine

Versuche in Lysimetern und Freilandstandorten

Zur längerfristigen Überprüfung der Eigenschaften der Substrate werden in Wien mehrere verschiedene Versuchsstandorte mit unterschiedlicher Messgeräteausstattung errichtet (Jägerhausgasse, Ringstraße,

Hauptbahnhof). Auf der Versuchsfläche in der Außenstelle Jägerhausgasse der HBLFA Schönbrunn wurde eine Baum-Lysimeteranlage mit 6 Lysimetern errichtet (Abbildung 3). An der Wiener Ringstraße wurden zwei Standorte mit unterschiedlich hoher Belastung von Auftaumitteln ausgewählt (Abbildung 4). Auch diese Bodenprofile wurden mit Fühlern zur Erfassung des Wasser- und Salzhaushaltsverlaufes ausgestattet. Am neuen Wiener Hauptbahnhof wurden an zwei Straßen jeweils 10 Baumscheiben mit gleichen Randbedingungen mit dem neuen Substrat angelegt. Als Versuchsbaumart auf allen Standorten wurde *Celtis Australis* gewählt. Die Bäume werden auf allen Standorten mehrmals im Jahr hinsichtlich Erscheinungsbild, Zuwachs und Stresssymptomen bonitiert. Bei den Bäumen auf Standorten mit Messeinrichtungen können gezielt die Zusammenhänge zwischen dem Wasser- und Salzhaushalt des Bodens und dem Erscheinungsbild hergestellt werden.



Abbildung 3: Baum-Lysimeteranlage Jägerhausgasse mit *Celtis Australis*.



Abbildung 4: Versuchsstandorte an der Ringstraße (Stationsbereich und Nebenfahrbahn).

Baum-Lysimeteranlage Jägerhausgasse

Die Lysimeteranlage in der Versuchsanlage Jägerhausgasse der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Gartenbau Schönbrunn in Wien besteht aus 6 einzelnen Lysimetern. Die Lysimeter haben eine quadratische Oberfläche mit einer Seitenlänge von 3 m und einer Tiefe von 1,5 m. Die Ummantelung besteht aus einer 1,3 mm starken EPDM-Kautschukfolie (Abbildung 5) mit einem Freiauslass der zu einer Wippe (KIPP100, Fa. UMS) führt (Abbildung 6). Um Stauwasser zu unterbinden, wurde an der Sohle jeweils eine Saugkerze (SIC30, Fa. UMS) eingebettet. Fühler zur Messung des Matrixpotentials (MPS6, Fa. Decagon) und des Wassergehaltsverlaufes (10HS, Fa. Decagon) wurden in den Tiefen 10, 30, 70 und 90 cm eingebaut. Zusätzlich wurden Saugkerzen (SK20, Fa. UMS) in den Tiefen 30 cm und 70 cm installiert. Die Messsysteme werden in einem Messschacht zentral zusammengeführt und die Messimpulse ins Internet übertragen.

Mit diesen Versuchseinrichtungen werden folgende Untersuchungsziele bearbeitet:

- Erfassung von Wachstumsfaktoren und Standorteigenschaften (Wasser- und Nährstoffhaushalt, Baumentwicklung)
- Entwicklung einer Düngeempfehlung für Stadtbäume
- Schadstoffverträglichkeit vor allem hinsichtlich von Auftaumitteln
- Auswirkungen der Klimaänderung in der Stadt



Abbildung 5: Lysimetergefäße der Lysimeteranlage Jägerhausgasse im Bauzustand.



Abbildung 6: Messwippen zur Erfassung des Sickerwassers.

2.3 WASSERHAUSHALTSSCHICHT AUF DEPONIEEN MIT POSITIVER WASSERBILANZ

Nach Ende der Ablagerungsphase ist nach der Deponieverordnung (2008) bei allen Deponien eine Oberflächenabdeckung herzustellen, welche die Rekultivierbarkeit und den Erosionsschutz gewährleisten muss. Unter anderem ist der Niederschlagseintrag in den Deponiekörper so zu minimieren, dass die jährliche Deponiesickerwasserneubildungsrate weniger als 5 % des Jahresniederschlages beträgt. Sickerwasserraten von weniger als 5 % werden in Regionen mit negativer Wasserbilanz im Osten von Österreich mit entsprechend mächtigen und speicherfähigen Wasserhaushaltsschichten erreicht. In der Deponieverordnung (2008) ist für den Nachweis der Deponiesickerwasserneubildungsrate die Verwendung von Lysimetern ausdrücklich vorgesehen. Im Alpenvorland mit jährlichen Niederschlägen größer 750 mm betragen die Sickerwasserraten üblicherweise wesentlich mehr als 5 % des Niederschlages. Messungen in Lysimetern in Pettenbach und Pucking seit 1995 liefern Sickerwassermengen von mehr als 32 % des Niederschlages (Murer, 2002). Eine erhebliche Verringerung der Sickerwassermenge kann einerseits durch Nutzungsänderung zur Steigerung der Evapotranspiration und andererseits durch eine Erhöhung des Oberflächen- und Zwischenabflusses erreicht werden. Ackerland hat im Mittel eine geringere Evaporation als Grünland und Wald und der Wald eine höhere als Acker- und Grünland. Eine Änderung der Nutzung von Ackerland auf Grünland oder Wald alleine bringt jedoch noch keine ausreichend hohe Verdunstung. Zur Zielerreichung der Vorgaben der Deponieverordnung 2008 ist es notwendig, den Oberflächen- und Zwischenabfluss zu erhöhen. Diese Wasserhaushaltszustände mit Oberflächen- und Zwischenabfluss treten häufig in landwirtschaftlich genutzten Böden im Österreichischen Alpenvorland auf (Murer et al., 2012). Sie werden vorwiegend durch die Bodentypen Pseudogley und pseudovergleyte Lockersedimentbraunerde repräsentiert.

Mit lokal verfügbaren Materialien und Modellrechnungen mit dem Modell STOTRASIM (Feichtinger, 1998) wurde ein zielführender Bodenaufbau mit einer Stauschicht aus Lehm als Wasserhaushaltsschicht bei einem mittleren jährlichen Niederschlag von 819 mm entwickelt. Zur Überprüfung der Deponiesickerwasserneubildungsrate wurden drei Lysimeter (Länge 5 m, Breite 2 m, Tiefe 3 m) mit unterschiedlichem Bodenaufbau auf der Deponie der AVE GmbH in St. Martin im Mühlkreis errichtet (Abbildung 7). Eine Nullvariante ohne Stauschicht (V1) und zwei Varianten mit Stauschichten (V2 und 3). In den Varianten V2 und V3 verhindert eine Lehmschicht im Unterboden die temporär anfallenden zu hohen Sickerwassermengen vor unmittelbarem Versickern und bewirkt Zwischen- und Oberflächenabfluss. In Variante V3 wird der Abfluss des Zwischenabflusses durch eine Schicht aus Flins mit hoher Durchlässigkeit über der Lehmschicht zusätzlich gefördert. Der Zwischen- und Oberflächenabfluss wird in den Außenbereich der Deponie in den Vorfluter abgeführt. Die Oberfläche der Lysimeter wurde dem Deponieoberflächengefälle von 9 % angepasst. Abgegrenzt sind die Lysimeter durch eine Kautschukfolie. Damit der Oberflächen- und Zwischenabfluss abfließen kann, wurde die Vorderseite der Lysimeter im Bereich der Wasserhaushaltsschicht ohne Folie ausgeführt.

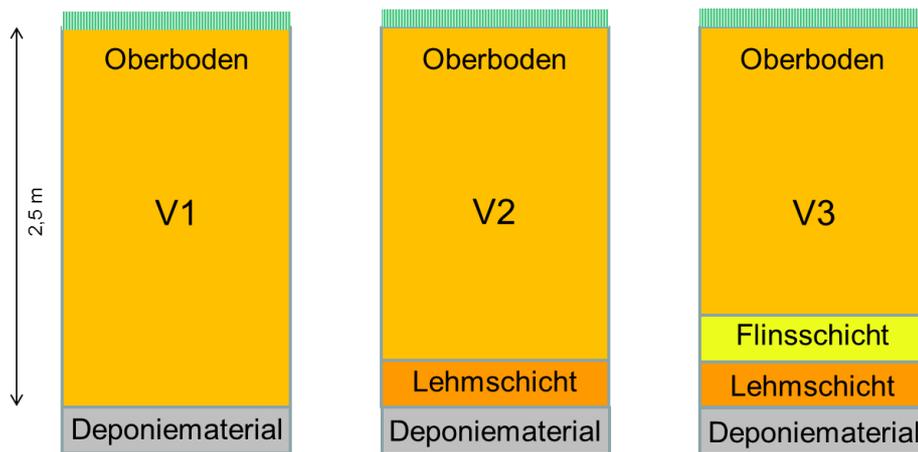


Abbildung 7: Schematischer Bodenaufbau der drei Lysimetervarianten.

Aus den einzelnen Lysimetern wird das Sickerwasser über Rohrleitungen in einen Messschacht geführt. Von der Variante V1 wird auch der Oberflächenabfluss erfasst. Über Wippen wird die Sickerwassermenge gemessen und direkt an einen Server ins Internet übertragen. Die Lysimeteranlage mit den drei Lysimetern wurde im Herbst 2013 innerhalb einer Versuchsfläche errichtet (Abbildung 8). Im Dezember 2013 wurde mit den Messungen der Sickerwassermenge begonnen. Im Zeitraum von Dezember 2013 bis November 2014 fielen 676 mm Niederschlag; es trat in diesem Zeitraum kein Sickerwasser auf. Die Nullvariante ohne Stauschicht liefert im Frühjahr 2015 Sickerwasser entsprechend dem Niederschlagsanfall. In den beiden Varianten mit Stauschicht fiel bisher kein Sickerwasser an.



Abbildung 8: Ansicht der Lysimeteranlage.

In der Deponieverordnung (2008) ist die Funktion der Wasserhaushaltsschicht durch Einbau und Betrieb von Lysimetern oder Druckpotential- und Wassergehaltssensoren an repräsentativen Stellen zu überwachen ausdrücklich vorgesehen. Schwerkraftlysimeter sind gegenüber Druckpotential- und Wassergehaltssensoren sehr wartungsarm und auch der Auswertungsaufwand der Messdaten ist wesentlich geringer. Der Einsatz von Schwerkraftlysimetern ist in Gebieten mit hohen Niederschlägen und einer ausreichend mächtigen Bodenschicht hinlänglich genau. Wasserhaushaltsschichten auf Deponien können auch wirtschaftliche Vorteile bieten. Einerseits erfordert die Ausführung einer Stauschicht gegenüber einer technischen Dichtschicht einen geringeren Aufwand in der Herstellung sowie in der Gewährleistung der Dichtigkeit. Andererseits kann in manchen Fällen der Bodenraum der Wasserhaushaltsschicht auch als Bodenaushubdeponie genutzt werden.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die Verbauung und Versiegelung der Böden Österreichs hat weitreichende negative Folgen auch für die Wasserwirtschaft. Deshalb sollten Flächen mit Böden aus zweiter Hand ebenfalls grundlegende wasserwirtschaftlich relevante Bodenfunktionen nachweislich und qualitätsgesichert erfüllen.

Infolge von Bautätigkeiten und darauffolgender Rekultivierung wird neuer Boden geschaffen, an den meist viele Anforderungen gestellt werden. Einerseits soll er als Pflanzenstandort geeignet sein und andererseits eine Reihe von funktionellen Eigenschaften (Befahrbarkeit, Begehbarkeit, Filterwirkung, Wasserdurchlässigkeit, Wasserspeicherfähigkeit, Gasaustausch, Verdichtungsunempfindlichkeit, Keimfähigkeit) erfüllen können. Hierfür eignen sich nur sehr selten natürlich gewachsene Böden. Es werden drei verschiedene Projekte (Stauden- und Baumsubstrat und Wasserhaushaltsschicht auf Deponien) vorgestellt, in denen unterschiedliche Substrate für spezielle Standorte mit spezifischen Anforderungen entwickelt wurden. Diese Substrate werden zuerst im Labor entwickelt und dann in Versuchsanlagen (Versuchsfelder, Lysimeteranlagen) auf ihre Praxistauglichkeit überprüft. Beim Staudensubstrat galt es einen optimalen Nährstoff- und Wasserhaushalt für Staudenmischpflanzungen zu finden. Die Herausforderungen beim Baumsubstrat für Stadtbäume lagen einerseits in der Findung einer Rezeptur zur einfachen Herstellung des Substrats sowie andererseits in der Entwicklung einer Mischung mit einem stabilen Wasser- und Lufthaushalt sowie einem ausgewogenen Nährstoffhaushalt im Einbauzustand für viele Jahrzehnte. Bei der Wasserhaushaltsschicht für Deponien in Gebieten mit positiver Wasserbilanz lagen die Schwerpunkte der Entwicklungsarbeit bei der Ausgestaltung des Bodenprofils mit den vorgegebenen lokal vorhandenen Materialien (Abfolge der einzelnen Substratschichten mit unterschiedlichen bodenphysikalischen Eigenschaften) zur wesentlichen Verringerung der Sickerwasserrate.

4 LITERATUR

Deponieverordnung (2008): 39. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008).

Feichtinger, F. (1998): STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Schriftenreihe des BAW, Band 7, 14-41.

FLL (2010): Empfehlungen für Baumpflanzungen. Teil 2: Standortvorbereitung für Neupflanzungen; Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (FLL).

Murer, E. (2002): Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und –qualität im Pilotprojekt zur Grundwassersanierung in Oberösterreich. Schriftenreihe des BAW, Band 16, 112-139.

Murer, E., Sisak, I., Baumgarten, A., Strauss, P. (2012): Bewertung der Unterbodenverdichtung von Ackerböden im österreichischen Alpenvorland. Die Bodenkultur - Journal for Land Management, Food and Environment, Band 63, Heft 1.

Pflanzenanleitung Straßenbäume Wien (2008): Richtlinie für die Pflanzung und Jungbaumpflege von Straßenbäumen für Wien, MA42 – Wiener Stadtgärten, Version 1.

Schmidt, S., Murer, E. (2014): Substrate für extensive Staudenmischpflanzungen. Ein Forschungsbeitrag aus Wien Neue Landschaft Jg.: 59, Nr.10, S. 40-45.

AUTOR:
ERWIN MURER, Kontakt:IKT@BAW.AT



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuwgv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

UNSER ZIEL ist ein lebenswertes Österreich in einem starken Europa: mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur sowie sicheren, qualitativ hochwertigen und leistbaren Lebensmitteln.

Dafür schaffen wir die bestmöglichen Voraussetzungen.

WIR ARBEITEN für sichere Lebensgrundlagen, eine nachhaltige Lebensart und verlässlichen Lebensschutz.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH**

BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT

baw.at