

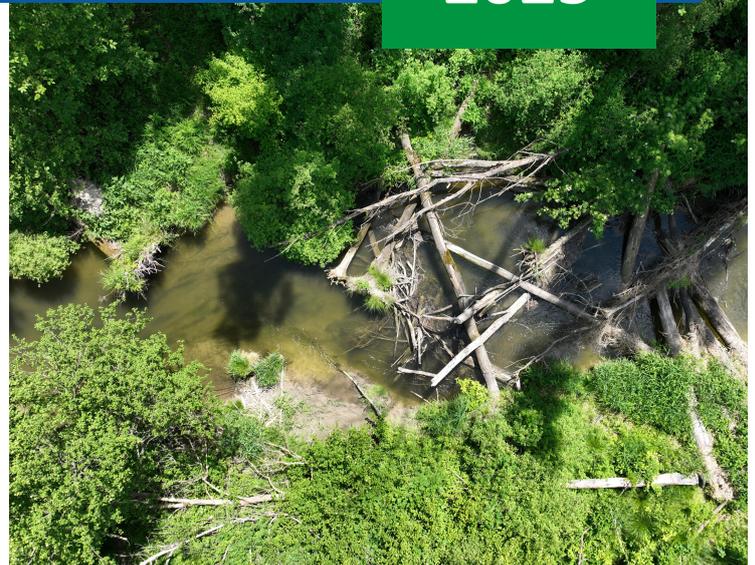
# 12 Jahre auenökologische Prozesse im Donauauwald bei Neuburg – Ergebnisse eines abiotischen und biotischen Monitorings

Barbara Stammel, Melanie Assel, Tim Borgs, Jürgen Geist,  
Klaus Groh, Klaus Mandery, Joachim Pander,  
Andrea Rumm, Malte Steffens, Veronika Ullmann,  
Elisabeth Winter und Bernd Cyffka

BfN-Schriften

**717**

**2025**





# 12 Jahre auenökologische Prozesse im Donauauwald bei Neuburg – Ergebnisse eines abiotischen und biotischen Monitorings

**Wissenschaftliche Begleitung des E+E-Hauptvorhabens  
„Dynamisierung von Flussauen – Herstellung und Steuerung  
auenökologischer Prozesse“**

Barbara Stammel

Melanie Assel

Tim Borgs

Jürgen Geist

Klaus Groh

Klaus Mandery

Joachim Pander

Andrea Rumm

Malte Steffens

Veronika Ullmann

Elisabeth Winter

Bernd Cyffka

---

## Impressum

**Titelbilder:** oben links: Kreuzfensterfallen im Projektgebiet (M. Steffens, IfBI)  
oben rechts: Totholz im Ottheinrichbach (T. Borgs, KU)  
unten links: Gefleckte Schnirkelschnecke (*Arianta arbustorum*) im Projektgebiet (C. Parzefall, ÖKON)  
unten rechts: Streber (*Zingel streber*) (E. Winter, TUM)

### Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Prof. Dr. Barbara Stammel	Katholische Universität (KU) Eichstätt-Ingolstadt Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt, Schloss Grünau, 86633 Neuburg/Donau E-Mail: barbara.stammel@ku.de
Prof. Dr. Bernd Cyffka	E-Mail: bernd.cyffka@ku.de
Tim Borgs	E-Mail: tim.borgs@ku.de
Veronika Ullmann	E-Mail: veronika.ullmann@ku.de
Dr. Klaus Mandery	Institut für Biodiversitätsinformation e.V. (IfBI) Geschwister-Scholl-Str. 6, 96106 Ebern E-Mail: mandery@ifbi.net
Melanie Assel	E-Mail: assel@ifbi.net
Malte Steffens	E-Mail: steffens@ifbi.net
Dr. Joachim Pander	Technische Universität München (TUM), Wissenschaftszentrum Weihenstephan Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie Mühlenweg 18-22, 85354 Freising E-Mail: joachim.pander@tum.de
Prof. Dr. Jürgen Geist	E-Mail: geist@tum.de
Elisabeth Winter	E-Mail: elisabeth.winter@tum.de
Andrea Rumm	ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung GmbH, Raffastraße 40, 93142 Maxhütte-Haidhof E-Mail: rumm@oekon.com
Klaus Groh	Büro beratender Biologe Klaus Groh, Hinterbergstr. 15, 67098 Bad Dürkheim E-Mail: klaus.groh@conchbooks.de

### Fachbetreuung im BfN:

Laura Kaiser Fachgebiet II 2.4 „Gewässerökosysteme, Wasserhaushalt, Blaues Band“

### Förderhinweis:

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 352289201; Wiederholungsuntersuchung zur Sicherung des mittel- & langfristigen Monitorings auenökologischer Prozesse im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung des E+E-Hauptvorhaben „Dynamisierung von Flussauen – Herstellung und Steuerung auenökologischer Prozesse“).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter [www.bfn.de/publikationen](http://www.bfn.de/publikationen) heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt ([creativecommons.org/licenses](http://creativecommons.org/licenses)).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-479-6

DOI 10.19217/skr717

Bonn 2024

## Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>7</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>11</b>
<b>2 Das Untersuchungsgebiet und das Dynamisierungsprojekt</b> .....	<b>14</b>
2.1 Das Untersuchungsgebiet.....	14
2.2 Das Dynamisierungsprojekt.....	15
2.3 Zusammenwirken der Dynamisierungsmaßnahmen im Auenwald zwischen Neuburg und Ingolstadt.....	19
<b>3 MONDAU II – Wiederholungsaufnahmen nach mehr als zehn Jahren</b> .....	<b>21</b>
3.1 Monitoring und Bewertung von Auenökosystemen.....	21
3.2 Monitoring des Dynamisierungsprojekts vor 2022.....	22
3.3 Aufbau Versuchsdesign MONDAU II.....	24
<b>4 Abiotische Standortparameter: Prozesse und Strukturen</b> .....	<b>26</b>
4.1 Einleitung.....	26
4.2 Klima.....	28
4.3 Fluviale Morphodynamik.....	29
4.3.1 Methoden.....	29
4.3.2 Ergebnisse .....	31
4.3.3 Diskussion.....	34
4.4 Oberflächengewässer .....	36
4.4.1 Methoden.....	36
4.4.2 Ergebnisse .....	38
4.4.3 Diskussion.....	41
4.5 Grundwasser und Bodenfeuchte .....	42
4.5.1 Methoden.....	42
4.5.2 Ergebnisse .....	44
4.5.3 Diskussion.....	47
4.6 Fazit .....	47

<b>5</b>	<b>Auenvegetation</b> .....	<b>49</b>
5.1	Wasser- und Ufervegetation.....	49
5.1.1	Einleitung.....	49
5.1.2	Methodik .....	50
5.1.3	Ergebnisse .....	55
5.1.4	Diskussion.....	65
5.1.5	Langzeitentwicklung der Neophyten nach Dynamisierungsmaßnahmen .....	68
5.1.6	Fazit .....	68
5.2	Auenwaldvegetation .....	69
5.2.1	Einleitung.....	69
5.3	Methode.....	70
5.3.1	Flächenauswahl und Flutungskategorien .....	70
5.3.2	Aufnahme der Dauerbeobachtungsflächen.....	72
5.3.3	Datenanalyse .....	72
5.4	Ergebnisse .....	74
5.4.1	BioAu-Index .....	74
5.4.2	Artenzusammensetzung.....	74
5.4.3	Anzahl der Zielarten in den verschiedenen Flutungskategorien .....	77
5.5	Diskussion.....	79
5.6	Fazit .....	82
<b>6</b>	<b>Mollusken</b> .....	<b>83</b>
6.1	Einleitung.....	83
6.2	Methodik .....	84
6.2.1	Probeflächen .....	84
6.2.2	Probenahme .....	84
6.2.3	Datenaufbereitung .....	85
6.2.4	Auswertung .....	85
6.3	Ergebnisse .....	87
6.3.1	Entwicklung des Gesamtartenspektrums .....	87
6.3.2	Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen sowie der Diversität .....	88
6.3.3	Entwicklung der Lebensraumgilden.....	90
6.3.4	Entwicklung der BioAu-Kennzahlen (in Anlehnung an Januschke et al. 2023).....	94
6.4	Diskussion.....	95
6.5	Fazit .....	98

<b>7</b>	<b>Arthropoden.....</b>	<b>99</b>
7.1	Einleitung.....	99
7.2	Methoden.....	100
7.2.1	Probenerfassung.....	100
7.2.2	Probenbearbeitung und Archivierung .....	102
7.2.3	Datenauswertung & Statistik.....	103
7.3	Ergebnisse .....	103
7.3.1	Entwicklung der Zikadendiversität.....	103
7.3.2	Entwicklung der Wanzendiversität .....	105
7.3.3	Entwicklung der Käferdiversität.....	108
7.4	Diskussion.....	112
7.4.1	Zikaden .....	112
7.4.2	Wanzen.....	113
7.4.3	Käfer .....	113
7.4.4	Diversität der Kiesflächen .....	114
7.4.5	Einflussfaktor Wetter.....	115
7.5	Fazit .....	116
<b>8</b>	<b>Aquatische Biodiversität.....</b>	<b>117</b>
8.1	Einleitung.....	117
8.2	Methoden.....	118
8.2.1	Aquatische Lebensräume um Projektgebiet.....	118
8.2.2	Abiotische Habitatvariablen .....	120
8.2.3	Makrophyten und Totholz als Habitatstrukturen .....	120
8.2.4	Fischfauna .....	121
8.2.5	Datenauswertung .....	121
8.3	Ergebnisse .....	122
8.3.1	Abiotische Habitatqualität .....	122
8.3.2	Zusammenfassung der Fischartengemeinschaft im Jahr 2022 .....	124
8.3.3	Entwicklung der Fischartenzusammensetzung seit der Auenrevitalisierung .....	127
8.3.4	Lebensraum spezifischer Fischarten .....	129
8.3.5	Längenhäufigkeitsanalyse bedeutender im Projektgebiet vorkommender Fischarten .....	132
8.3.6	Auswirkungen der Grundwasserabsenkungen auf die Fischartengemeinschaft....	133
8.3.7	Invasive Arten .....	134

8.4	Diskussion.....	136
8.4.1	Abiotische Habitatqualität.....	136
8.4.2	Lebensraumspezifische Zusammensetzung und Entwicklung der Fischarten- gemeinschaft.....	137
8.4.3	Längenhäufigkeitsanalyse bedeutender im Projektgebiet vorkommender Fischarten.....	138
8.4.4	Auswirkungen der Grundwasserabsenkung auf die Fischartengemeinschaft.....	139
8.4.5	Invasive Arten.....	140
8.4.6	Hinweise für die Renaturierung.....	140
<b>9</b>	<b>Integrierende Bewertung der langfristigen Entwicklung der Biodiversität zwölf Jahre nach der Renaturierung.....</b>	<b>142</b>
9.1	Einleitung.....	142
9.2	Methode.....	143
9.2.1	Aufbereitung und Zusammenführung der einzelnen Datensätze.....	144
9.2.2	Datenanalyse.....	144
9.3	Ergebnisse und Interpretation.....	145
9.3.1	Gesamtartenzahlen und Rote Liste-Arten.....	145
9.3.2	Entwicklung der Artgruppen in den Bereichen 1 und 2 vor, kurz nach und zwölf Jahre nach der Renaturierung.....	146
9.4	Schlussfolgerung aus der integrierenden Bewertung.....	147
<b>10</b>	<b>Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....</b>	<b>149</b>
10.1	Vorbemerkung.....	149
10.2	Empfehlungen für ein effizientes Monitoringsystem.....	149
10.3	Empfehlungen für die Planung und das Management von Auendynamisierungen.....	150
	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>154</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>169</b>
	<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>173</b>
	<b>Abkürzungsverzeichnis.....</b>	<b>174</b>
<b>A</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>175</b>
A.1	Vegetationskartierung.....	175
A.1.1	Karte der Vegetationseinheiten Abschnitt 3 für das Jahr 2022 (obere Karte) und 2007 (untere Karte).....	175
A.1.2	Karte der Vegetationseinheiten Abschnitt 4 für das Jahr 2022 (obere Karte) und 2007 (untere Karte).....	176
A.2	Gesamtartenliste MONDAU Mollusken.....	177

## Zusammenfassung

In einem der größten Auwälder Süddeutschlands entlang der begradigten und aufgestauten Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt wurden 2010 umfangreiche Dynamisierungsmaßnahmen fertiggestellt, um auch außerhalb von Hochwasserereignissen dauerhaft Wasser in den Auenwald zu leiten. Die Maßnahmen bestanden aus der Neuanlage und -gestaltung des Ottheinrichbachs, einem 8 km langen Auengewässer mit dynamischer Wasserausleitung, aus ökologischen Flutungen und einer Grundwasserabsenkung bei Niedrigwasser. Das Bundesamt für Naturschutz hat sowohl das Monitoring als auch einen Teil der Baumaßnahmen mit Mitteln des Bundesumweltministeriums in einem Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben gefördert. Das wissenschaftliche Begleitvorhaben „MONDAU I“ untersuchte bis 2014 die kurzfristigen Auswirkungen, auf abiotische (hydrologische, hydromorphologische) und biotische Parameter (Vegetation, Mollusken, Arthropoden, Fische). Während die aquatischen Organismen sehr schnell auf die Maßnahmen reagierten, zeichnete sich für die semi-aquatischen und insbesondere die terrestrischen Artengruppen ab, dass die im allgemeinen positive Entwicklung 2014 noch nicht abgeschlossen war. Zwölf Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen wurden 2022 in einem weiteren Vorhaben (MONDAU II) alle genannten Parameter mit den gleichen Untersuchungsmethoden wie in MONDAU I innerhalb des gleichen Jahres erneut beprobt. So konnte die mittelfristige Entwicklung getrennt von den kurzfristigen Effekten der Renaturierung und die Dynamik des Ökosystems während der Konsolidierungsphase erfasst werden.

Die wichtigsten Erkenntnisse aus MONDAU II für die einzelnen Untersuchungsobjekte sind:

- **Abiotische Standortparameter:** Die hohe Intensität der Veränderungen durch Erosions- und Akkumulationsprozesse ist in den letzten Jahren im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum zurückgegangen. Bezogen auf die Grundwasser- und Abflusssdynamik und die Ausdehnung von Überflutungsflächen konnten keine Veränderungen dokumentiert werden. Lediglich die gestiegene Totholzdynamik und daraus entstehende Rückstaueffekte sorgten lokal für kleinflächige Überflutungen, welche minimal von den kartierten Flächen aus dem ersten Untersuchungszeitraum abwichen. Die Untersuchungen zur Bodenfeuchte haben gezeigt, dass der Wassergehalt im Boden während einer ökologischen Flutung fast parallel zum Wasserstand ansteigt. Die obere Bodenschicht (25 cm) scheint durch eine Unterbrechung des kapillaren Aufstiegs nicht von der Abflusssdynamik beeinflusst zu werden.
- **Auenv egetation:** Zwölf Jahre nach der Renaturierung war der anfängliche Anstieg der Artenvielfalt in der Wasser- und Ufervegetation wieder zurückgegangen, da sich einige der in MONDAU I neuen Arten nicht etablierten. Die oft steilen Ufer und die nur geringen morphodynamischen Prozesse boten kaum dynamische Flächen für die Keimung und Etablierung von Uferpflanzen. Die wenigen positiven Ausnahmen verdeutlichen den Bedarf einer intensiveren Abflusssdynamik und Maßnahmen zur Schaffung geeigneter Standortbedingungen, wie die Abflachung der Ufer und die Zugabe von Kies. Bezüglich der Waldvegetation wurde ebenfalls ein Rückgang des anfänglichen Artenanstiegs, jedoch eine stärkere Differenzierung entlang des untersuchten Feuchtegradienten beobachtet. Besonders das stärkere Überflutungsereignis 2013 führte zu einem Rückgang der nicht an Auen angepassten Arten und führte zu einer Veränderung der Vegetation auf den anschließend streu- und vegetationsfreien Böden.

- **Auenfauna:** Die mittleren Molluskenartenzahlen waren 2022 mehr oder weniger auf das Niveau von vor der Redynamisierung zurückgegangen, während die mittleren Individuenzahlen weiter deutlich zugenommen haben. Insgesamt scheint sich eine auf höhere Feuchtigkeit angewiesene Molluskenfauna als vor der Redynamisierung etabliert zu haben – aber nach wie vor mit deutlichen Unterschieden zum Arteninventar der umliegenden intakteren Auen. Auch bei den untersuchten Arthropodengruppen konnten ähnliche Artenzahlen wie vor der Redynamisierung festgestellt werden. Die Artzusammensetzung in den untersuchten Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum veränderte sich über die Jahre sehr, was vermutlich den veränderten Bedingungen in der Aue, aber auch den Wetterbedingungen des jeweiligen Jahres zuzuschreiben war. Ein großer Anstieg auentypischer Arten konnte nicht festgestellt werden, allerdings sind die Literaturgrundlagen vor allem für die Gruppen der Wanzen und Zikaden als mangelhaft zu bezeichnen.
- **Aquatische Biodiversität:** Wie in MONDAU I unterscheiden sich die Fischartengemeinschaften der aquatischen Habitats im Projektgebiet weiterhin signifikant voneinander und es wurden in MONDAU II insgesamt mehr Fische über alle Altersklassen hinweg nachgewiesen. Die größten Änderungen in der Fischartenzusammensetzung fanden in den Fließgewässerstrecken und schmalen Altarmen des Ottheinrichbachs statt. Es ist nur eine neue Fischart, die invasive Schwarzmund-Grundel, im Projektgebiet hinzugekommen. Einzelne Arten wie z.B. die Barbe konnten ihre Individuenzahl steigern und besitzen nun nach zwölf Jahren einen vollständigen Populationsaufbau. Seltene Arten wie z.B. der Streber konnten mit deutlich mehr Individuen und Altersklassen gefangen werden, was auf eine länger andauernde Besiedelung durch diese spezialisierten Arten schließen lässt.

Die gemeinsame Auswertung der Ergebnisse der Teilprojekte zeigte trotz dieser sehr unterschiedlichen Artgruppenentwicklungen die anhaltende Veränderung des Ökosystems und den schwindenden Einfluss der Ausgangsbedingungen eines staugeregelten Gewässers. Die Gesamteffekte können als positiv zusammengefasst werden. Insbesondere die gestiegene Produktivität/Individuenzahlen (Mollusken, Arthropoden, Fische) wurde auf die veränderten hydrologischen Bedingungen zurückgeführt. Die Dynamisierungsmaßnahmen und vor allem natürliche Hochwasser führten zu einer mäßigen Veränderung des terrestrischen Auenökosystems und einer deutlichen Veränderung des aquatischen Ökosystems. Das umfangreiche Monitoring mit seiner räumlichen, zeitlichen und artspezifischen Dimension zeigte, dass die anfangs starken Dynamisierungseffekte in dem staugeregelten Abschnitt mit der Zeit oftmals schwächer wurden, ggf. auch beeinflusst durch das zeitlich unterschiedliche Untersuchungsdesign und die jeweils davor herrschende Klima- und Abflusshistorie. Die signifikante Bedeutung der hydrologischen Dynamik und der longitudinalen und lateralen Konnektivität für das Auenökosystem bestätigt die Notwendigkeit, möglichst viel Wasser flächig in die verbliebenen Auenwälder zu bringen.

Erfolgskontrollen bieten die Möglichkeit, aus zeitnahen Beobachtungen zu lernen und daraus evidenzbasiert mögliche Verbesserungsmaßnahmen abzuleiten, um den Erfolg eines Projektes dauerhaft zu verbessern. Die aus dieser wissenschaftlichen Begleitung gewonnenen Erkenntnisse können auch auf andere Gebiete übertragen werden: Dabei sollte ein wissenschaftlich fundiertes langfristiges Monitoring geeigneter Arten, ein an das Projekt angepasstes Untersuchungsdesign und Erfassungsstandards berücksichtigen; bei Dynamisierungsprojekten sollten vor allem die positiven Effekte von Strukturvielfalt (insbesondere Totholz), lateraler und longitudinaler Vernetzung und der Dynamik von Ausleitungsmengen genutzt werden.

## Abstract

In one of the largest floodplain forests in Germany along the straightened and dammed river Danube between Neuburg and Ingolstadt, restoration actions were completed in 2010. They consisted of 1) a new 8 km long floodplain stream with dynamic water diversion, 2) ecological flooding and 3) groundwater draw down at low water in the Danube. The MONDAU I-project investigated the short-term effects until 2014, including abiotic (hydrological, hydromorphological, soil moisture) and biotic parameters (vegetation, molluscs, arthropods, fish). While the aquatic organisms responded very quickly to the measures, it became apparent for the semi-aquatic and in particular the terrestrial species groups that the generally positive development was not yet complete in 2014. Twelve years after the implementation of the measures, all the parameters mentioned were investigated again within one year in a following project (MONDAU II). The same investigation methods as in MONDAU I were used in order to separate the medium-term development from the short-term effects of the restoration and determine the dynamics of the ecosystem during the consolidation phase.

The most important findings of MONDAU II for the particular research subjects are:

- **Abiotic site parameters:** The high intensity of changes due to erosion and accumulation processes has decreased in recent years compared to the first study period. No changes in groundwater, flow dynamics and the extent of flooded areas could be documented. Only the increased deadwood dynamics and the resulting backwater effects caused localized small-scale flooding, which deviated minimally from the mapped areas from the first study period. The investigations on soil moisture have shown that the water content in the soil rises almost parallel to the water level during an ecological flooding. Only the upper soil layer (25 cm) does not seem to be affected by the increased runoff dynamics due to an interruption of the capillary rise.
- **Floodplain vegetation:** Twelve years after the restoration, the initial increase in species diversity in the aquatic and riparian vegetation had declined again, as some of the new species introduced in MONDAU I failed to establish. The often steep banks and few morphodynamic processes provided hardly any dynamic areas for the germination and establishment of riparian plants. The few positive exceptions illustrate the need for more intensive flow dynamics and measures to create suitable site conditions, such as flattening the banks and adding gravel. The floodplain forest vegetation showed a decline in the initial increase in species, but also a stronger differentiation along the investigated moisture gradient. The more severe flooding event in 2013 in particular led to a decline in species not adapted to floodplains and resulted in a change in the vegetation on the subsequently litter- and vegetation-free soils.
- **Floodplain fauna:** In 2022, the mean mollusc species numbers had more or less returned to the level before the restoration, while the mean individual numbers continued to increase significantly. Overall, a mollusc fauna dependent on higher humidity than before restoration seemed to have established - but still with clear differences to the species inventory of the surrounding more intact floodplains. Similar numbers of species were found in the arthropod groups studied as before the restoration. The species composition in the investigated strata soil, shrub layer and canopy changed considerably over the years, probably due to the changed conditions in the floodplain, but also to the weather conditions of the respective year. A large increase in typical floodplain species could not be detected, but the literature basis is poor, especially for the groups of bugs and cicadas.

- **Aquatic biodiversity:** As in MONDAU I, the fish community of the aquatic habitats in the project area continue to differ significantly from one another and more fish were detected overall across all age classes in MONDAU II. The strongest changes in fish species composition occurred in the river sections of the Ottheinrichbach and narrow reconnected oxbows. Only one new fish species, the invasive round goby, could be detected in the project area. Individual species such as the barbel were able to increase their number of individuals and now have a fully established population after 12 years. Rare species such as the streber could be caught with significantly more individuals and age classes, which indicates a longer-lasting colonization process by these specialized species.

Despite these very different species developments, the joint evaluation of the results of the work packages showed the ongoing change in the ecosystem and the diminishing influence of the initial conditions. In particular, the increased productivity/individual numbers (molluscs, arthropods, fish) were attributed to the changed hydrological conditions. Finally, evidence-based recommendations are given both for scientifically sound long-term monitoring and for the planning and management of comparable restoration projects.

## 1 Einleitung

Bernd Cyffka und Barbara Stammel

Flussauen mit ihren Auenwäldern erfüllen vielfältige Aufgaben in unserer Natur- und Kulturlandschaft. Sie erfüllen, wie kaum ein anderes Ökosystem, eine große Vielfalt an Funktionen und Leistungen. Intakte Auen halten Hochwasser zurück, speichern Grundwasser, filtern den Niederschlag, bevor er ins Grundwasser gelangt, und bilden eine Senke für einige Nähr- und Schadstoffe sowie für Kohlenstoff (Jähnig et al. 2022). Ferner dienen sie als Lebensraum für sehr viele Tier- und Pflanzenarten und sind somit ein Hotspot der Biodiversität und auch ein Erholungsraum für Menschen. Alle diese Funktionen werden aus menschlicher Sicht zu Ökosystemleistungen, die von den Auenlandschaften – sofern sie intakt sind – kostenlos für die Gesellschaft erbracht werden. Somit kommt den Auen eine große sozioökonomische Bedeutung zu.

Der Auenzustandsbericht des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit & Bundesamt für Naturschutz (BMU & BfN 2021:24) zeigt, dass nur noch 9% der Auen an den 79 großen Flüssen Deutschlands den Auenzustandsklassen „sehr gering verändert“ und „gering verändert“ zuzuordnen sind. 58% sind „stark verändert“ und „sehr stark verändert“. Die ökologische und sozioökonomische Bedeutung ist dadurch in großer Gefahr, denn mindestens die stark und sehr stark veränderten Auenzustandsklassen erfüllen nicht mehr vollständig ihre Ökosystemfunktionen. Somit lassen sich daraus auch nicht die Ökosystemleistungen generieren, die unsere Gesellschaft benötigt. Verstärkt wird dieser Funktionsverlust durch die Reduktion der Auenflächen, so dass nicht nur die qualitativen Zustandsänderungen, sondern auch das Fehlen der Fläche zu einem sehr starken Rückgang der Ökosystemleistungen führt (BMU & BfN 2021).

Verursacht wird der schlechte Zustand unserer Flussauen durch vielfältige menschliche Eingriffe, wie Uferverbau, Begradigungen, Hochwasserdeiche, Staustufen, Wasserausleitungen und Abflussregulierungen, sowie die allgemeine Änderung als auch Intensivierung der Landnutzung. Diese Eingriffe stören die natürliche Dynamik des Fluss-Aue-Systems und verhindern oft die Konnektivität, sowohl longitudinal als auch lateral. Dadurch verlieren viele Auen ihre standortspezifischen Ökosystemfunktionen, die oft erst durch Konnektivität und hydrologische Dynamik besonders wirksam sind (Schneider et al. 2017). Aufgrund der neuen Bedingungen verändern sich auch die Artengemeinschaften, z.B. entwickeln sich Auenwälder zunehmend zu Landwäldern (Margraf 2004). Insgesamt sind über 75% aller Gewässer- und Auenbiotoptypen deutschlandweit gefährdet. Dies führt in vielen Bereichen zu einem Verlust der Biodiversität (Ellwanger et al. 2012).

Mittlerweile hat sich die gesellschaftliche Einstellung zu diesen massiven Eingriffen in das Fluss-Auen-System verändert. Man betrachtet die Flüsse nicht mehr nur als „Durchleitungskorridore“ und die bewussten Veränderungen wie die Begradigungen der Flüsse und der Bau von Staustufen, mit den entsprechenden Kollateralschäden, werden heute gesellschaftlich zunehmend in Frage gestellt. Ab den 1980er Jahren nahmen Wasserwirtschaft und Naturschutz die Renaturierung und den Schutz von Fließgewässern und Auen gemeinsam in Angriff (Herberg 2013). Sowohl die Lehren aus den großen Hochwassern der Jahre 1999, 2002 und 2005, als auch der vermehrt sichtbare Verlust der biologischen Vielfalt machten dieses Umdenken möglich. Schon durch diese beiden Aspekte, Hochwasser und biologische Vielfalt, wird deutlich, dass sich überschneidende Handlungsfelder von Wasserwirtschaft und Naturschutz erge-

ben. Naturschutz als auch die Wasserwirtschaft betrachten Flussauen als dynamische Landschaften, was das Potenzial bietet, synergetisch an einem gemeinsamen Ziel zu arbeiten (Kraier 2014). Durch ein solches, integratives Denken lassen sich entsprechende Renaturierungsmaßnahmen für die betroffenen Auenbereiche entwickeln, um wesentliche Ökosystemfunktionen wieder zu initiieren und den zu renaturierenden Bereich naturnäher zu gestalten. Allerdings lassen sich dynamische Auenlandschaften nicht punktuell erzeugen, sondern es bedarf eines Prozessschutzes auf großer Fläche, der ein Gleichgewicht der verschiedenen Habitate dauerhaft erhalten kann. Für einen funktionierenden Prozessschutz braucht es in Auenbereichen einen dauerhaften Zugriff auf die Fläche und die Möglichkeit, Wasser dynamisch wieder in die Aue zu bringen. Andere Nutzungen sind dann nur noch in nachgeordnetem Umfang möglich. Es gibt somit viele Aspekte und Interessen, die bei Renaturierungsvorhaben mit integrativen Konzepten zusammengeführt werden müssen. Diese Erkenntnisse existieren schon länger, und es gibt einige Projekte, die ein solches Wissen unterstützen, wie z.B. eine Datenbank zu Renaturierungsprojekten (Ehlert & Natho 2017) oder die Metaanalyse von Projekten durch Januschke et al. (2017). Die Schwierigkeit ist, dass Renaturierungen sehr unterschiedlich sein können. Die Maßnahmen reichen beispielsweise von einfachen Uferentsteinerungen über Altarmverbindungen bis hin zu Deichrückverlegungen. Der Vergleich der beiden Auenzustandsberichte des BfN zeigt, dass weiterhin ein Umsetzungsdefizit besteht. Die Umsetzung erfolgt noch immer zu langsam und in zu geringem Umfang. Zwischen den Jahren 2009 und 2021 ergaben sich außer im Bereich von Renaturierungsvorhaben kaum positive Änderungen des Auenzustandes (BMU & BfN 2009; BMU & BfN 2021). Umso wichtiger ist es, Wissen aus gelungenen Projekten zu vermitteln.

Ein erfolgreiches Beispiel ist das Projekt „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“, welches von der bayerischen Wasserwirtschaft wesentlich vorangetrieben und vom Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt ausgeführt wurde (siehe auch Kapitel 2). Ziel war es ein großes zusammenhängendes Auenwaldgebiet an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt zu redynamisieren, um verbliebene Lebensraumtypen zu erhalten und ggf. zu fördern. Die größte Herausforderung stellt dabei die Dynamik dar, welche durch den Bau zweier Staustufen in diesem Bereich erheblich gestört war. Staustufen sind auf stabile hydrologische Verhältnisse ausgelegt und unterbinden nahezu jede Dynamik sowie auch die longitudinale und laterale Konnektivität. Um diese statische Flusslandschaft wieder zu dynamisieren und einen weiteren Rückgang schützenswerter Elemente zu verhindern, musste wieder (mehr) Wasser in den Auenwald geleitet werden, nicht nur während der größeren Hochwasser. Um in diesem Umfeld Dynamik zu erzeugen, wurden gesteuerte, technische Maßnahmen ergriffen. Der englische Begriff des „ecological engineering“ (Matlock et al. 2001) trifft dieses Vorhaben gut.

In einer Aue existiert eine Vielzahl von Habitaten, die auf nassen, feuchten und sogar trockenen Verhältnisse basieren. Diese Habitatdiversität ist bei allen Maßnahmen im Rahmen einer Auenrenaturierung zu berücksichtigen. Darauf aufbauend basiert die Biodiversität der Auen auf Lebewesen, die sowohl Phasen mit sehr viel als auch sehr wenig oder sogar gar kein Wasser vertragen. Neben der Konnektivität sind die Wechselwasserzonen systemimmanent und sollten bei der Auenrenaturierung zwingend berücksichtigt werden. Das Ökosystem Aue muss in seiner Gesamtheit gesehen werden. Erfolgreiche Auendynamisierung bedeutet, dass sich sowohl der Hauptstrom als auch (neue) Nebengewässer selbstständig und dauerhaft dynamisch entwickeln (Cyffka et al. 2016).

Zu einer erfolgreichen Auenrenaturierung gehört ebenfalls ein Monitoring, um sowohl Fragen zur Erfolgskontrolle als auch zur Anpassung der Steuerung nachzugehen. Wirken sich zum Beispiel durch technische Maßnahmen gesteuerte dynamische Prozesse auch wirklich auf die entsprechenden Lebensräume, die Arten und schlussendlich die biologische Vielfalt aus? Wie muss die Steuerung erfolgen, an welche Eingangsparameter muss sie angepasst sein? Diese und weitere Fragen wurden in einem Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben beantwortet, welches das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit im Jahr 2010 gefördert hat. Mit dem wissenschaftlichen Begleitvorhaben „Monitoring auenökologischer Prozesse und Steuerung von Dynamisierungsmaßnahmen“, welches unter dem Akronym MONDAU (MONitoring DonauAUen) bekannt ist. Erstmals wurde von 2010 bis 2014 fünf Jahre lang ein Intensiv-Monitoring durchgeführt, welches verschiedene Komponenten und Arten der Donauauen untersucht und entsprechend beobachtet hat (siehe auch Kapitel 3). Das Vorhaben hat über die sonst übliche Erfolgskontrolle hinaus vertiefte Erkenntnisse zu auenökologischen Prozessen, insbesondere zu deren Steuerungsmöglichkeiten in einer staugeregelten Umgebung generiert. Der Fokus lag insbesondere auf dem Gewinn neuer, bundesweit verwertbarer Erkenntnisse, sowohl im Hinblick auf die Auedynamik als auch auf dem wissenschaftlichen Monitoring an sich. Die Ergebnisse wurden in dem Band 150 der Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt (NaBiv) unter dem Titel „Neue dynamische Prozesse im Auenwald“ veröffentlicht (Cyffka et al. 2016).

Ein essentielles Ergebnis dieses Intensiv-Monitorings war, dass fünf Jahre nicht ausreichend sind, um wirklich fundierte Ergebnisse der Auenredynamisierung zu liefern (vgl. Kapitel 2.2 und Cyffka et al. 2016). Für die Entwicklung der Baumarten war dieses von Beginn an zu erwarten, aber auch andere Arten aus Flora (vgl. Kapitel 5) und Fauna (vgl. Kapitel 6, 7 und 8) brauchen längere Zeiträume, um sich an die neuen Verhältnisse zu gewöhnen, die wiederum selbst Zeit brauchen, um sich ökosystemprägend einzustellen. Zudem verändert sich ein dynamisches System ständig, so dass ein kurzfristiges Monitoring nicht ausreicht, denn es muss auch die Frage beantwortet werden, ob die Erfolge der ersten Jahre stabil sind und erhalten bleiben und sich erkannte Trends fortsetzen (vgl. Kapitel 9 und 10).

Aus diesem Grund wurde mit MONDAU II eine Wiederholungsuntersuchung zur Sicherung des mittel- & langfristigen Monitorings auenökologischer Prozesse initiiert. Das Projekt wurde im Jahr 2022 durchgeführt, um mit einem reduzierten Parameterumfang die Entwicklung im Projektgebiet seit 2014 zu überprüfen (vgl. Kapitel 3).

## 2 Das Untersuchungsgebiet und das Dynamisierungsprojekt

Bernd Cyffka und Barbara Stammel

### 2.1 Das Untersuchungsgebiet

Der Auenzustandsbericht des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit & Bundesamt für Naturschutz (BMU & BfN 2021) zeigt für das Projektgebiet einen gering bis deutlich veränderten Auenzustand. Das Monitoringgebiet von MONDAU II umfasst, wie schon zuvor das von MONDAU I, im Wesentlichen den Bereich des Projektes „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ (siehe Abb. 1). Dieses Projekt der Bayerischen Wasserwirtschaft (ausgeführt vom Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt) wurde ins Leben gerufen, um der Gefährdung des Auenwaldes auf ca. 1.200 ha entgegenzuwirken. Dieser Auenwald war in seiner früheren Ausprägung, bis in die Anfänge des 20. Jahrhunderts hinein, durch die herrschaftliche Jagd des Wittelsbacher Adelsgeschlechts als zusammenhängendes Waldgebiet erhalten worden. Mit der Übernahme durch den Wittelsbacher Ausgleichsfonds blieb anschließend das Auenwaldgebiet in seiner Einheit weitgehend erhalten, die schon im 19. Jahrhundert vorhandene Forstwirtschaft wurde jedoch weiter intensiviert. Die ehemaligen Seitenarme der Donau wurden schon durch die Korrekturen der Donau im frühen 19. Jahrhundert abgetrennt. Mit wasserbaulichen Maßnahmen wurde der Lauf der Donau begradigt und die Ufer mit Steinen befestigt, was zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und einer verstärkten Sohlerosion führte. In den 60er/70er Jahren des 20. Jahrhunderts wurden in diesem Bereich die Staustufen Bergheim und Ingolstadt als Teil einer Stauwerkskette (fünf Staustufen auf einer Länge von 45 Flusskilometern) errichtet. Diese starken anthropogenen Eingriffe in die Abflussdynamik der Donau (i.e. Begradigung, Versteinung und Staustufenbau) führten zum Verlust der Konnektivität von Fluss und Aue (Schiemer 1999). Auch wenn größere Hochwasser ab einem Donaudurchfluss von  $1.300 \text{ m}^3/\text{s}$  noch den Auwald über ein Streichwehr erreichen, fehlten bis 2010 besonders die kleinen, jährlichen Hochwasser und ließen den ehemaligen Auenwald Gefahr laufen, sich in einen Landwald zu verwandeln (Margraf 2004). Die Forstwirtschaft nutzte die oben beschriebene, veränderte Gewässersituation der Donau, denn durch das Ausbleiben der jährlichen Überschwemmungen konnten auch z.B. Bergahorn und Fichte angebaut werden. Über die Jahrzehnte hinweg veränderte sich der Auenwald in manchen Bereichen zu einem landwaldähnlichen Forst.

In den 1990er Jahren erkannte man die Gefährdung dieses noch großflächig vorhandenen Auenwaldes und seiner Artenvielfalt durch das Fehlen der autotypischen hydrologischen Dynamik. Seit 1995 gab es Überlegungen zur Verbesserung der Bedingungen für dieses Auenökosystem. Von den örtlichen Naturschutzbehörden (Untere Naturschutzbehörde des Landkreises Neuburg-Schrobenhausen und Umweltamt der Stadt Ingolstadt) und der bayerischen Wasserwirtschaft (Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt) initiiert entstand nach einem langjährigen Planungs- und Abstimmungsprozess das Dynamisierungsprojekt.

Der ursprünglich sehr dynamischen Wechselwirkung des Fließgewässers mit seiner Aue stand im Untersuchungsgebiet bis zum Jahr 2010 eine anthropogen beeinflusste Wasserregulierung gegenüber, die natürliche Austrocknungs- und Überflutungsereignisse verhinderte (Mehl et al. 2013) oder erheblich einschränkte. Das beeinträchtigte die strukturell sehr diversen und habitatreichen Auwälder in ihrer Funktionalität für verschiedenste Arten (Schiemer 2000) und im Besonderen für Organismen der aquatischen Lebensräume (Pander et al. 2018). Das Untersuchungsgebiet an der bayerischen Donau zwischen Ingolstadt und Neuburg (im Bereich

der Flusskilometer 2470 und 2459; vgl. Abb. 3) ist eines der wenigen Gebiete, welches heute noch über zusammenhängende, größere Auwälder im Umfang von 2.100 ha rechts und links der Donau verfügt. Das Areal des Untersuchungsgebietes beträgt mit 1.200 ha gut die Hälfte dieser Fläche und wurde in den vergangenen Jahren aufwändig redynamisiert (Stammel et al. 2012) sowie mit einem Monitoring im Projekt MONDAU I (Stammel et al. 2012; Cyffka et al. 2016) bis 2014 begleitet. Um mittelfristige Wirkungsweisen der Maßnahmen aufzuzeigen, wurde im Jahr 2022 im Projekt MONDAU II ein Teil des Monitorings aus MONDAU I wiederholt.



Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet im Luftbild, rechts der Donau gelegen. Es umfasst ca. 1.200 ha. Im Vordergrund ist die Staustufe Bergheim zu sehen und wenige Hundert Meter oberhalb am rechten Ufer lässt sich das Ausleitungsbauwerk des Umgehungsgewässers erkennen. (Foto: Günther Heidemeier)

## 2.2 Das Dynamisierungsprojekt

Die „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ hatte zum Ziel, naturnahe, dynamische Wasserverhältnisse, die vor Staustufenbau die Donauauen prägten, in Teilen zu reaktivieren und eine Quervernetzung der Donau mit ihrer Aue zu ermöglichen. Zudem sollte die Durchgängigkeit für aquatische Lebewesen wiederhergestellt werden. Die Donauauen wieder gänzlich in den Zustand vor der Regulierung im 19. Jahrhundert zu versetzen, wurde schon zu Beginn der Planung als unrealistisch eingestuft, da neben den Staustufen und der begradigungsbedingten Eintiefung der Gewässersohle inzwischen zu viele Kulturlandschaftselemente eingebracht wurden. Der Fokus der Renaturierung lag dabei auf dem Prozessschutz und nicht auf dem Artenschutz. Beim Prozessschutz wird davon ausgegangen, dass

sich unter den richtigen natürlichen Bedingungen – in diesem Fall also die hydrologische Dynamik – die dem Standort entsprechenden Arten von selbst wieder einfinden (z.B. Hupke 2015, Braunisch 2015).

Das Dynamisierungsprojekt besteht aus drei baulichen Maßnahmen. Sechs Jahre nach Beendigung der Planungsphase waren 2011 alle baulichen Maßnahmen abgeschlossen. Die drei Maßnahmen sind in Abb. 3 dargestellt und werden im Folgenden beschrieben.

**1. Maßnahme:** Mit dem Ottheinrichbach (OHB) wurde ein ca. 8 km langes Umgebungsgewässer zur Verbesserung der longitudinalen Konnektivität im Bereich der Staustufe Bergheim (siehe Abb. 2) geschaffen, welches mit 1-5 m<sup>3</sup>/s Donauwasser variabel dotiert werden kann. Diese Wassermenge ist an den Durchfluss der Donau angepasst und liegt im Mittel zwischen 2-3 m<sup>3</sup>/s. Die Ausleitung des Donauwassers erfolgt über ein entsprechendes Bauwerk, welches mit drei Kammern versehen ist, von denen zwei steuerbar und für die Anpassung des Durchflusses sind, während die dritte Kammer ungesteuert durchflossen wird und mit mindestens 0,5 m<sup>3</sup>/s den ständigen Fischaufstieg ermöglicht. Der Gewässerverlauf des OHB wurde weitgehend natürlich gestaltet und entwickelt sich entsprechend eigendynamisch. Dabei wurde er überwiegend durch ehemalige Altarme, frühere Donaumäander und Flutrinnen sowie ehemals temporäre Gewässer geführt. Teile des Bachbettes wurden aber auch neu gegraben. Die direkte, oberstromige Anbindung an die Donau findet – zur Überwindung des nach 8 km noch verbliebenen Höhenunterschieds – über die oben erwähnte, kurze Fischaufstiegsanlage (Schlitzpass) statt, die in das Ausleitungsbauwerk integriert ist (siehe Abb. 2). Um das Gewässer direkt in den Auwald zu führen, wird es mittels einer Trogbücke über den Längenmühlbach in den Auwald geleitet (vgl. Abb. 2).



Abb. 2: links: Ausleitungwehr Ottheinrichbach mit Fischtreppe; rechts: Trogbücke über dem Längenmühlbach (Fotos: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).



**2. Maßnahme:** Es wurde die Möglichkeit zu ökologischen Flutungen (ÖF) geschaffen. Ab einem Donaudurchfluss von mehr als  $600 \text{ m}^3/\text{s}$ , wenn die volle Auslastung der Staustufenturbinen überschritten ist, können über ein weiteres Ausleitungsbauwerk, knapp 3 km oberhalb der Staustufe Bergheim (Abb. 4), bis zu  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  im Rahmen einer ÖF ausgeleitet werden. Bei einer ÖF wird zuerst ein Drosselbauwerk an der Mündung des Längenmühlbachs unterhalb der Staustufe Bergheim geschlossen, um das Wasser des tieferliegenden Längenmühlbachs auf Aueniveau anzuheben. Anschließend erfolgt die Öffnung des Ausleitungsbauwerks und das Donauwasser fließt zunächst in den Längenmühlbach, von wo es dann über zwei Flutmulden in den Auenwald strömt. Mit dieser Maßnahme können maximal 120 ha der Aue geflutet werden, wofür die Grundeigentümer entsprechend entschädigt wurden. Ökologische Flutungen finden statistisch gesehen 1-2 Mal pro Jahr für wenige Tage statt. In den mehr als zehn Jahren des Betriebs dieser Maßnahme gab es ein Jahr ohne eine ÖF und ein Jahr mit fünf solcher Flutungen (Details siehe Kapitel 4).



Abb. 4: Ausleitungswehr für ökologische Flutungen während der 7. ökologischen Flutung; links neben dem Ausleitungswehr für ÖF befindet sich das ca. 100 m lange Streichwehr zur Hochwasserentlastung (Foto: Bernd Cyffka)

**3. Maßnahme:** Im östlichen Untersuchungsgebiet, im Oberwasser der Staustufe Ingolstadt, steht das Grundwasser permanent hoch an. Diese Grundwasserstände sollen über Grundwasserabsenkungen naturnäher gestaltet werden, immer zu Niedrigwasserzeiten der Donau (Wasserführung  $>150 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Wesentlich dafür ist, dass der Hauptarm des OHB nach seiner Aufteilung nach ca. 5 km Lauflänge mit Dammbalken abgesperrt werden kann. Das gesamte Wasser des OHB fließt dann bis auf eine geringe Restwassermenge über die 1. Rückleitung der Donau zu. Damit in den Bereich unterhalb der Dammbalken nicht Wasser aus der Donau über die eigentliche Mündung des OHB einströmen kann, werden auch hier Dammbalken eingesetzt (vgl. Abb. 5). Ein Ausleitungsbauwerk ca. 1 km oberhalb der Mündung ermöglicht ein Drainieren des gesamten Gewässerbereiches zwischen den beiden Dammbalken-Sperrungen in die tiefergelegene Aich. Da Niedrigwasser in der Regel deutlich länger andauert als Hochwasser, sind für diese Maßnahme mindestens vier Wochen oder mehr geplant, sofern es die Wasserführung in der Donau zulässt. Natürliche Niedrigwasserphasen im Hauptfluss können durchaus 2-3 Monate anhalten. Diese in der Natur üblichen Trockenphasen im Auenbereich,

vorwiegend im Spätsommer, können auf diese Weise eine Grundwasserabsenkung auch in der staugeregelten Umgebung zwischen Neuburg und Ingolstadt nachahmen. Neben den Spitzenhochwassern und einer aktiven Morphodynamik sind das die wichtigsten Parameter für eine funktionierende Aue (vgl. Cyffka et al. 2016).



Abb. 5: rechts: Sielbauwerk bei der Alten Donau; links: Einsetzen der Dammbalken zum Absperren dieses Gewässerabschnittes (Fotos: Peter Fischer aus Cyffka et al. 2016).

### 2.3 Zusammenwirken der Dynamisierungsmaßnahmen im Auenwald zwischen Neuburg und Ingolstadt

Sechs Jahre nach Beendigung der Planungsphase waren 2011 die Maßnahmen für die Dynamisierung abgeschlossen. Die Kombination der drei Maßnahmen (siehe Abb. 3) zielt darauf ab, eine fluviale Morphodynamik zu initiieren, größere Schwankungen der Bodenfeuchte und des Grundwassers zu erreichen, um dadurch weitere auentypische Habitate zu erhalten bzw. neu zu formen.

Das Kernstück der Maßnahmen, das permanente Fließgewässer Ottheinrichbach, wirkt vierfach im Untersuchungsgebiet. Zunächst leitet der OHB permanent Wasser in den Auenwald, welches teilweise durch das Gewässerbett versickert und den Grundwasserstand anhebt. Eine Mindestdotations von ca.  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  ist gewährleistet und wurde empirisch als notwendig bestätigt, um auf der gesamten Lauflänge den Fließgewässercharakter zu erhalten. Hierzu führte das Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt gemeinsam mit dem Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt einen Feldversuch durch, bei dem sukzessive jeweils über 24 Stunden der Abfluss von  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$  auf  $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$  reduziert wurde. Dabei wurde festgestellt, dass bei einer Ausleitung von  $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$  ein Fließgewässercharakter auf der gesamten Lauflänge nicht mehr vorlag. Zudem dient der OHB als Umgehung der Staustufe Bergheim und somit als Aufstiegshilfe für wandernde Fische und andere Wasserlebewesen mit drei verschiedenen Anbindungen an die Donau. Diese Verbindung zwischen Donau und Aue durch den OHB dient auch der Quervernetzung, also der Wiederanbindung der Aue an den Fluss und ahmt somit das vor 1830 vorhandene, mehrarmige Gewässer der ehemaligen Donau nach. Schlussendlich stellt der OHB ein Habitat für aquatische Organismen dar und sichert vielfältige Lebensräume mit Wechselwasserzonen sowie die Ausbreitung von Samen, die über das Donauwasser in den Auenbereich gelangen.

Allein wäre die Maßnahme eines permanenten Fließgewässers allerdings nicht ausreichend, da der Ottheinrichbach bei der sehr gleichmäßigen Dotation von im Mittel  $2\text{-}3 \text{ m}^3/\text{s}$  zur Kolmatierung neigt und eine sehr schnelle Festlegung des Gewässerverlaufs – ohne größere Erosions- und Akkumulationsprozesse – in der Aue zu erwarten war. Vor Beginn der Maßnahme

in dieser Form nur zu erahnen, wurde im laufenden Betrieb sichtbar, dass auch die minimalen und maximalen Durchflüsse ( $1 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) zu keinen wesentlichen Änderungen führen. Das führt zu dem Schluss, dass die jährlichen Hochwasser unbedingt das Fließgewässersystem der Aue erreichen müssen, um somit durch „Spülstöße“ Kolmatierung zu verhindern und die notwendige Erosion und Akkumulation auszulösen. Zudem wird durch die Hochwasser eine Überflutung von Auenflächen erreicht, die auch in nicht gefluteten Flächen Schwankungen in der Bodenfeuchte hervorruft, Diasporen transportiert und auch gewässerfernere Flächen erreicht.

Die ökologischen Flutungen unterstützen die Wirkung des OHB essentiell und wirken sich großflächig auf den Auwald und alle Gewässerlebensräume aus. Während De-Kolmatierung sowie Diasporen- und Nährstoffeintrag nicht sofort offensichtlich werden, sind die Auswirkungen von bis zu  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  Wasser im OHB-System und den benachbarten Flutungsflächen unmittelbar nach den im Mittel ca. 2-3 Tage andauernden ÖF erkennbar. Es zeigen sich Uferabbrüche im Prallhangbereich und Kiesbänke an den Gleithängen oder in anderen ruhigeren Bereichen des Gewässers. Die während der Bauphase im Gewässer eingebrachten Kiesdepots wurden über die Jahre hinweg verteilt. Durch die ständigen Veränderungen des Gewässers, besonders im Uferbereich, werden immer wieder glaziale Schotter, die unter dem Auenlehm liegen, mobilisiert. Diese führen in weiten Bereichen des OHB zu einer Kiesauflage im Gewässerbett, wie sie in diesen, durch alpine Flüsse geprägten Bereichen, vor den anthropogenen Eingriffen noch typisch war (Januschke et al. 2023). Durch das gut erhaltene Auenrelief ergeben sich zudem zwei Wirkungen einer ÖF: Es zeigen sich deutliche Gradienten im Bereich von fließendem Wasser und der Bodenfeuchte, aber auch der Morphodynamik, woraus sich ein autotypisches Habitatmosaik ergibt.

Die Planungen zur Dynamisierung verfolgten nicht nur das Ziel mehr Wasser in die Aue zu leiten, sondern auch die Maßnahme zur Grundwasserabsenkung ist für die Erreichung der geplanten ökologischen Ziele von Bedeutung. Die früheren Grundwasserschwankungen von 4-5 m wurden durch den Staustufenbau auf unter 1 m herabgesetzt (Cyffka et al. 2016). Somit erzeugten nicht nur die fehlenden Hochwasserereignisse hydrologisch stabile Verhältnisse im Auwald, sondern auch auf die Grundwasserstände wirkte sich die Stauhaltung egalisierend aus. Die Grundwasserpegelschwankungen konnten in den östlichen Bereichen wieder auf ca. 2,5 m angehoben werden. Diese Dynamik ist nur erreichbar, indem sowohl konstant Wasser in den Auwald eingebracht wird, als auch Hoch- und Niedrigwasserperioden wieder ermöglicht werden. Im Projektgebiet wird das Zusammenspiel der Maßnahmen, und die Bedeutung, die jeder Maßnahme zukommt, deutlich.

Bundesweit gibt es bisher noch keine vergleichbaren Projekte, in denen alle drei Maßnahmen gleichzeitig eingesetzt werden, besonders nicht in staugeregelten Bereichen. Als das größte Dynamisierungsprojekt Bayerns wird dieses sowohl den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie als auch der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie gerecht, welche auch die waserbeeinflussten Umgebungsflächen der Flüsse berücksichtigt.

### 3 MONDAU II – Wiederholungsaufnahmen nach mehr als zehn Jahren

Barbara Stammel und Bernd Cyffka

#### 3.1 Monitoring und Bewertung von Auenökosystemen

Trotz der großen sozioökonomischen sowie ökologischen Bedeutung von intakten Auen wurde die naturschutzfachliche Bewertung des Zustands von Auenökosystemen lange Zeit vernachlässigt und bekam erst in den letzten Jahren sowohl national als auch international stärkere Aufmerksamkeit (Scholz et al. 2009, Erös et al. 2019, BMU & BfN 2021, Kaden et al. 2023). Die Ergebnisse von solchen Evaluationen können dabei als Indikator für das Erreichen politisch gesteckter Ziele (z.B. Biodiversitätsstrategie, FFH-Richtlinie, Wasserrahmenrichtlinie), für den Handlungsbedarf von Renaturierungen oder wie im Beispiel von MONDAU für den Erfolg oder Optimierungsbedarf von Renaturierungsmaßnahmen verwendet werden. Teile des Auenökosystems werden durch das Monitoring der Wasserrahmenrichtlinie (nur der Hauptfluss) oder die Bewertung einzelner Lebensraumtypen nach der FFH-Richtlinie erfasst und bewertet. Weitere wichtige Habitats (z.B. Röhrichte) werden aber nicht vollständig erfasst.

Ein großmaßstäblicher Ansatz ist die bundesweite Bewertung des Auenzustands von 1 km-Auenabschnitten für Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer 1.000 km<sup>2</sup>, die die naturnahe Ausprägung der hydrologischen und morphologischen Standortbedingungen und der Landnutzung berücksichtigt (Günther-Diringer et al. 2021, BMU & BfN 2021). Für die Erfolgskontrolle von einzelnen Renaturierungsvorhaben gibt es derzeit noch keinen etablierten Erfassungs- und Bewertungsstandard (Januschke et al. 2023). Die auentypische, kontinuierliche und dynamische Veränderung in Raum und Zeit, sowohl der abiotischen Standortbedingungen als auch der Artenzusammensetzung stellt dabei eine große Herausforderung für ein solches Verfahren dar. Insbesondere der Aspekt, dass in einem intakten Auenökosystem kein statisches Optimum oder Klimaxstadium erreicht wird. Auch wenn eine Auentypisierung für die großen Flüsse Deutschlands erarbeitet wurde (Koenzen 2005), gibt es wenig naturnahe Auen in Mitteleuropa, die als Referenzauen für diese verschiedenen Auentypen oder deren Arten- oder Habitatzusammensetzung dienen können (Dufour & Piégay 2009). Dem versucht der ebenfalls in 1 km-Auensegmenten arbeitende RESI-Habitatindex über das Vorhandensein von auentypischen Habitats und der abiotischen Ausprägung von Auen (z.B. Konnektivität) zu begegnen (Fischer et al. 2019). Um auch auf Artebene den Zustand von Auen vergleichend bewerten zu können, wurde mit dem Florix für Pflanzen, dem Mollix für Mollusken und dem BioAu-Index für fünf Artgruppen gemeinsam auf der Grundlage von Auenschlüsselhabitats eine erste deutschlandweit anwendbare biozönotische Bewertung von Auen erarbeitet (Stammel et al. 2022, Rumm et al. 2020, Januschke et al. 2023).

Neben diesen Überblicksbewertungen auf Bundes- oder Landesebene wurden in den zahlreichen bislang in Deutschland durchgeführten Auenrenaturierungsprojekten (Ehlert & Natho 2017) auch detaillierte Begleituntersuchungen durchgeführt. Das Monitoring dieser Vorhaben war dabei sehr unterschiedlich. Oftmals wurden nur einzelne Habitats (z.B. Uferbereich oder Altwasser) oder nur einzelne oder wenige Organismengruppen untersucht (Januschke et al. 2017). In einer Metaanalyse zeigten Januschke et al. (2017), dass bislang zwar oft Wiederholungsuntersuchungen (mindestens vor und nach der Renaturierung), jedoch nur selten Langzeituntersuchungen durchgeführt wurden. Stattdessen wurden meist nur kurzfristigen Verän-

derungen und Entwicklungen, die oftmals noch durch die Baumaßnahmen überprägt sind, erfasst. Die wenigen längerfristigen Untersuchungen zeigten jedoch, dass vielversprechende Renaturierungen auenspezifische Lebensgemeinschaften oft nur auf begrenztem Raum oder für begrenzte Zeit fördern können (Steenken et al. 2021). Insbesondere bei Auenrenaturierungen, die über ein angepasstes Management optimiert werden können, ist daher eine wissenschaftliche Begleitung der Entwicklungen des Auensystems unabdingbar. Auf diese Weise kann auch nach der baulichen Umsetzung durch korrigierende Managementmaßnahmen weiterhin der Erfolg des Projekts verbessert und gesichert werden (Stammel et al. 2012). Erfolgskontrollen bieten die Möglichkeit, aus zeitnahen Beobachtungen zu lernen und daraus mögliche Verbesserungsmaßnahmen abzuleiten, z.B. Optimierung der Ausleitungsmengen oder -zeiten.

### 3.2 Monitoring des Dynamisierungsprojekts vor 2022

Für das Dynamisierungsprojekt in den Donauauen wurde vom Projektträger, dem Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt, ein prozessorientiertes Ziel festgelegt: Erhalt und Entwicklung von Auenhabitaten durch die Initiierung von hydromorphologischen Prozessen (Cyffka et al. 2016). Ziel des wissenschaftlichen Begleitprojekts MONDAU I war es, die Auswirkungen der Dynamisierungsmaßnahmen auf ein breites Spektrum relevanter Arten (Vegetation, Auenfauna, aquatische Biodiversität), Prozesse (Morphodynamik, Wasserausbreitung) und hydrologischer, chemischer und physikalischer Parameter zu beobachten und zu analysieren.

MONDAU I war darauf ausgerichtet, die räumlichen und zeitlichen Unterschiede, die für die einzelnen Organismengruppen von Relevanz sind, so zu erfassen, dass beobachtete Unterschiede auch statistisch abgesichert werden können (Cyffka et al. 2016). Dabei wurde der Effekt der Dynamisierungsmaßnahmen (vorher-nachher) berücksichtigt. Aufgrund der Seltenheit und der Komplexität des Auwalds wurden in MONDAU I meist keine Kontrollflächen ohne Renaturierung (sog. BACI-Design: Before, After, Control, Impact) untersucht. Stattdessen wurde der Fokus auf die räumlichen Unterschiede innerhalb des Gebiets (Feuchtegradient, Gewässertypen, Zustand vor der Renaturierung) gelegt. Die unterschiedlichen Organismengruppen (z.B. Fische und Waldvegetation) erlaubten es dabei nicht, gemeinsame Aufnahmeplots anzulegen. Stattdessen wurden für die einzelnen Artgruppen die besten Aufnahmemethoden für spezifische Fragestellungen (z.B. Wiederbesiedelung) angewandt und wenn möglich für verschiedene Artengruppen (Arthropoden, Mollusken, Baumvitalität) gemeinsame Plots angelegt. Im aquatischen Bereich wurden die Fische in Streckenabschnitten für unterschiedliche Fließgewässertypen (Fließgewässer, Altarme, Auentümpel) erfasst. Die Wasser- und Ufervegetation wurde in kleinen (1 m<sup>2</sup>) Plots in den gleichen Abschnitten erfasst, wobei bei der Einteilung auch der Zustand vor der Renaturierung berücksichtigt wurde. Die Wasser- und Ufervegetation wurde zusätzlich auch in Transekten beobachtet, wobei gleichzeitig auch die morphodynamische Entwicklung des Bachbetts erfasst wurde. In den terrestrischen Auengebieten war ein Schwerpunkt des Projekts die Erfassung der Funktion bedeutender Eichenbestände als Habitat für Arthropoden. Dabei wurden verschiedene Feuchtestufen der Aue (direkt am Ufer, von ökologischen Flutungen beeinflusst, Auwald und Brennenstandorte) untersucht. Die Untersuchungen der Mollusken und der Baumartenvitalität erfolgten exakt an den gleichen Standorten. Die Waldvegetation beobachtete ähnliche Feuchtestufen, allerdings auf größeren Flächen. Da die Untersuchung aber auch Waldstandorte ohne Eichen abdecken sollte, musste hier eine größere Flächenzahl beobachtet werden als bei den Arthropoden/Mollusken. Gleichzeitig wurden auch wichtige hydrologische Parameter entlang der Ge-

wässer und an ausgewählten Standorten erfasst, so dass durch eine Modellierung die Grundwasserstände für das gesamte Gebiet zur Verfügung standen. So konnten neben Arten und Habitaten auch die stetigen räumlichen und zeitlichen Veränderungen, die bedeutenden abiotischen Bedingungen (hydrologische Konnektivität, Morphodynamik) und die ökologischen Prozesse berücksichtigt werden (Thoms 2003, Erös et al. 2019).

Tab. 1: Übersicht über die im Dynamisierungsprojekt durchgeführten Monitoringuntersuchungen und ihr Bezug zu MONDAU I und II; Ges.: Gesamtes Gebiet.

Parameter	Anzahl Messstellen / Plots	Aufnahmezeit MONDAU I	Weitere Aufnahmezeitpunkte	MONDAU II
<b>Hydrologie</b>				
- Permanente Gewässerpegel	18	2010-2014	2015-2023	9
- Temporäre Gewässerpegel	30	2010-2014	-	-
- Grundwasserpegel	25	2010-2014	2015-2023	8
- Überflutungsflächen	Ges.	2011-2013	-	Ges.
- Bodenfeuchte-Stationen (3 Sensoren)	30	2012	-	12
- Querprofile	33	2010-2013	2016/18	33
- Kartierung von Strukturelementen	2	2010, 2011	-	1
- Wasserparameter	51	2010-2013	-	51
<b>Vegetation</b>				
- Wasser- und Ufervegetation (DBF)	99	2010-2013	2014/19	99
- Wasser- und Ufervegetation (Transekte)	19	2009-2013	2014/19/20/21	19
- Waldvegetation	117	2008/11/12/13	2014/16/19	72
- Habitatkartierung	1	2007	-	1
<b>Vitalität Waldbaumarten</b>				
- Alteichenbestände	20	2009/13	-	-
- Bergahorn-Eschenbestände	15	2009/2013	-	-
Arthropoden (Käfer, Zikaden, Wanzen)	20	2007-2012	2013-2016	20
Mollusken	20	2009/10, 2012	-	20
Vögel	50	2007/08; 2012/13	-	-
Amphibien	20	-	2021	-
<b>Aquatische Biodiversität</b>				
- Fische	43	2010-2013	-	58
- Makrozoobenthos	43			58
- Makrophyten	43			58

Die Effekte in der ersten Phase von 2010 bis 2013 zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Organismengruppen Fische, Vögel, Mollusken, Arthropoden und Pflanzen (Müller et al. 2016): mobile Arten wie die Fische oder Vögel reagierten sehr schnell (innerhalb von Monaten) auf die Renaturierung, aber auch weniger mobile Artgruppen wie die Mollusken zeigten zwei Jahre nach der Renaturierung schon positive Trends. Die Pflanzen reagierten heterogen: während die Vegetation der durch Wasser beeinflussten Standorte schnell (innerhalb der ersten Jahre) reagierten, zeigten die trockeneren Waldstandorte kaum Veränderungen. Die

Arthropoden dagegen reagierten zunächst negativ auf die Baumaßnahmen, einzelne Artgruppen begannen sich aber bereits in den ersten Jahren nach der Renaturierung wieder zu erholen. Bereits vor und auch nach dem geförderten Beobachtungszeitraum von 2009 bis 2013 führten das Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt und die Technische Universität München weitere Untersuchungen durch. Einen Überblick über alle bisher erfolgten Monitoringaktionen gibt Tab. 1.

### 3.3 Aufbau Versuchsdesign MONDAU II

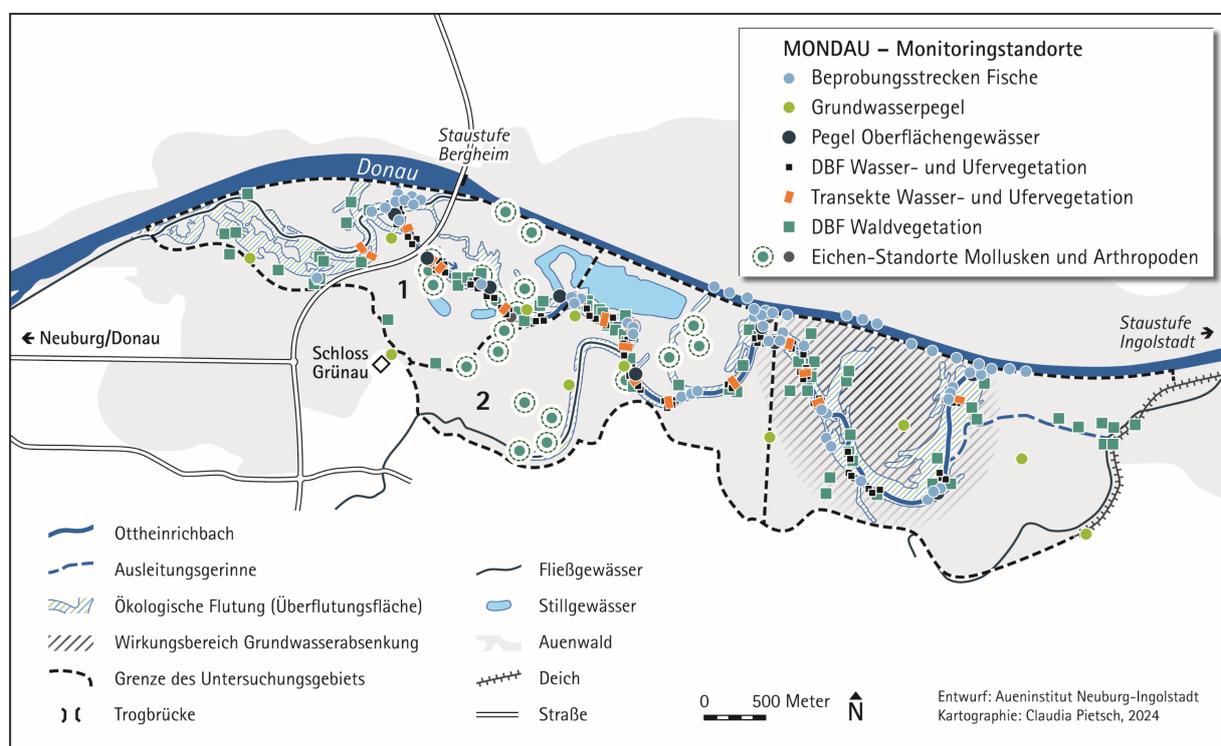


Abb. 6: Überblick über die Lage der Monitoringstandorte für die verschiedenen Organismengruppen im gesamten Projektgebiet (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Mit dem kurzfristigen Monitoring der ersten dynamischen Phase von 2009 bis 2013 (MONDAU I) konnte gezeigt werden, dass die Maßnahmen qualitativ die Hydrodynamik verbessern, und es zu einer Zunahme auentypischer Arten für verschiedene Artengruppen kommt (Müller et al. 2016). In der sich anschließenden Konsolidierungsphase, in der ein neuer Gleichgewichtszustand erreicht wird, werden weiterhin Veränderungen, aber weniger dynamische Entwicklungen angenommen. Erfahrungen in anderen Projekten zeigen, dass bereits nach wenigen Jahren die anfangs positiven Effekte von (Bau-)Maßnahmen bei fehlender hydraulischer Dynamik wieder verschwinden können (u.a. Bauer et al. 2018b, Januschke et al. 2014, Modrak et al. 2017). Für eine aussagekräftige Erfolgskontrolle von hydromorphologischen Maßnahmen in Fließgewässern wird daher nach den intensiveren Monitoringaufnahmen in den ersten Jahren eine erneute Untersuchung nach zehn Jahren nach Maßnahmenumsetzung empfohlen (Pander & Geist 2013, Kollmann 2019, Pottgiesser et al. 2020). Die erneute gemeinsame Untersuchung der gleichen Organismengruppen in MONDAU II zum gleichen Zeitpunkt zwölf Jahre nach der Umsetzung sollte daher die mittelfristigen Effekte und die räumlichen Unterschiede beschreiben und damit wertvolle Hinweise für die langfristigen Entwicklungen zukünftiger Auenrenaturierungen liefern.

Im Grundsatz wurde das in MONDAU I angewandte Untersuchungsdesign (Abb. 6) verwendet. Jedoch wurden einzelne Parameter (Vögel, Baumartenvitalität), für die eine sehr geringe Veränderung erwartet wurde, nicht wiederholt (siehe Abb. 7). Basierend auf den Ergebnissen in MONDAU I wurde für andere Parameter der ursprüngliche Untersuchungsaufwand reduziert. Bei der Waldvegetation wurde eine große Zahl an nicht gefluteten Waldflächen bereits seit 2016 nicht mehr aufgenommen (Reduktion von 117 auf 72 Flächen), bei den Wasserorganismen wurde auf die detaillierte Untersuchung des Makrozoobenthos und der Makrophyten verzichtet. Zusätzlich wurden bei der Auswertung nicht nur die Ergebnisse von MONDAU I und die Aufnahmen von 2022 verglichen, sondern teilweise auch die in der Zwischenzeit (siehe Tab. 1) vom Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt und der Technischen Universität München erhobenen Daten integriert.

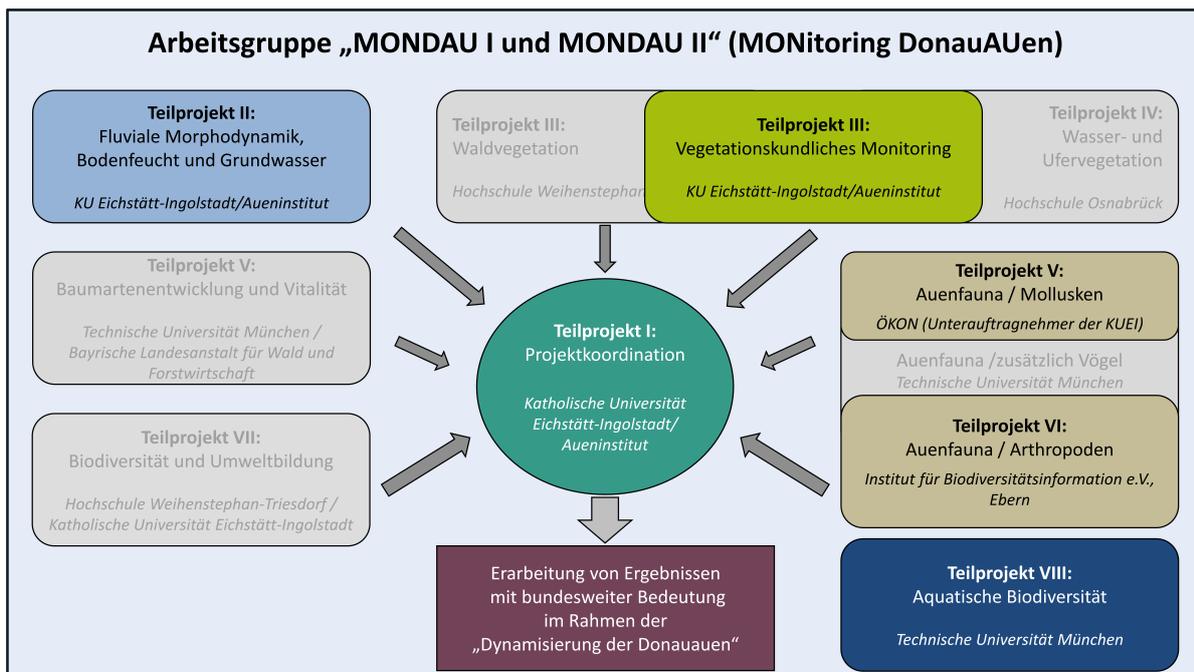


Abb. 7: Reduktion des Untersuchungsaufwands zwischen MONDAU I und MONDAU II. In grau sind die nur bei MONDAU I beteiligten Teilprojekte und Institutionen dargestellt, in Farbe die Teilprojekte, die in beiden Vorhaben bearbeitet wurden (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Trotz des unterschiedlichen Aufnahmedesigns war bereits in MONDAU I eine gemeinsame Auswertung durch die Bildung von Straten und Zeiträumen möglich. So konnten im ersten Monitoring verschiedene Ökosystemkomponenten von Primärproduzenten (terrestrische und aquatische Vegetation) über Primärkonsumenten (Mollusken, Arthropoden, Fische) bis hin zu Konsumenten höherer trophischer Stufen (Arthropoden, Fische, Vögel) sowie bedeutende abiotische Umweltfaktoren (z.B. Bodenfeuchte und Grundwasserstände) gemeinsam ausgewertet werden. Dies lieferte wertvolle Erkenntnisse für die Gesamtbewertung der Maßnahmen (Müller et al. 2016). So führte beispielsweise die Erhöhung des Wasserstandes und der Wasserstandsschwankungen im Untersuchungsgebiet kurz nach der Renaturierung zur Zunahme der Artenvielfalt und der auentypischen Arten. In MONDAU II wurden zwei verschiedene Bereiche (Abb. 6) zu den drei Zeitpunkten vor der Renaturierung, kurz nach der Renaturierung (2013: MONDAU I) und mittelfristig nach der Dynamisierung (2022: MONDAU II) miteinander verglichen (siehe Kapitel 9).

## 4 Abiotische Standortparameter: Prozesse und Strukturen

Tim Borgs und Bernd Cyffka

### 4.1 Einleitung

Die abiotischen Standortparameter wurden im Teilprojekt II „Fluviale Morphodynamik, Bodenfeuchte und Grundwasser“ untersucht. Übergeordnetes Ziel war die Erfassung und Beschreibung von Prozessen und hydrologisch sowie geomorphologisch relevanten Strukturen, welche die Entwicklung der Auen zwischen Neuburg an der Donau und Ingolstadt mit ihrem neu angelegten Umgehungsgewässer Ottheinrichbach maßgeblich beeinflussen. Damit diese komplexen Prozesse und Strukturen und die daraus folgenden raum-zeitlichen Veränderungen am Fließgewässer und im Auensystem umfassend dokumentiert und analysiert werden konnten, wurde eine Kombination aus unterschiedlichen Methoden gewählt. Die wichtigsten Ergebnisse aus dem ersten Untersuchungszeitraum (2010-2013) werden, gegliedert in die Teilbereiche **Fluviale Morphodynamik**, **Oberflächengewässer** sowie **Grundwasser und Bodenfeuchte**, nach Cyffka et al. (2016) zusammengefasst aufgeführt.

Der Teilbereich **Fluviale Morphodynamik** umfasste die Dokumentation und die Analyse der strukturellen Veränderungen im Bereich des Gewässerbettes und der Ufer des OHB. Für ein vollumfassendes Monitoring dieser Veränderungen wurde ein Methodenmix, bestehend aus Terrestrischem Laserscanning (TLS), Querprofilvermessungen (QP) und einer Gewässerstrukturtkartierung (GSK), verwendet. Am TLS-Standort Prallhang „1. Rückleitung“ (Abb. 8 und Kapitel 2, Abb. 3) konnte innerhalb der ersten zweieinhalb Jahre (2011-2013) eine Hangrückverlagerung/Seitenerosion von 12 m mit einem Erosionsvolumen von 481,4 m<sup>3</sup> festgestellt werden. Diese starke morphologische Dynamik ist allerdings ein Einzelfall und konnte nicht im gesamten Untersuchungsgebiet dokumentiert werden. Die Analyse der 33 QP-Vermessungen zeigte auf, dass die Intensität der morphologischen Veränderungen je nach Standort sehr heterogen ausfallen kann. Mit der Kartierung von Gewässerstrukturelementen in den ersten 2,5 km des neu angelegten OHB konnte zudem die Entwicklung und Differenzierung neuer Habitate erfasst werden. Eine steigende Totholzdynamik (Anzahl der im Gerinne liegenden Baumstämme) hat sich dabei als wesentlicher Strukturbildner herausgestellt.



Abb. 8: Prallhang an der „1. Rückleitung“, 7 Jahre nach Eröffnung des Ottheinrichbachs (Foto: Peter Fischer 2017)

Der Teilbereich **Oberflächengewässer** umfasste die Dokumentation und Analyse der im Projektgebiet gemessenen Wasserstände im Normalbetrieb (1-5 m<sup>3</sup>/s), sowie die Kartierung von Überflutungsflächen bei ÖF (ÖF, 30 m<sup>3</sup>/s) und bei der Natürlichen Flutung 2013 (über 30 m<sup>3</sup>/s). Durch die Wiederanbindung und Reaktivierung alter Flutrinnen und den Bau des Umgehungs-gewässers konnte die laterale Konnektivität zwischen Donau und Aue teilweise wiederherge-stellt werden. Die Kombination der Maßnahmen (vgl. Kapitel 2) führte zu einer Dynamisierung der Wasserstände in Altwässern, Altarmen, temporären Auentümpeln sowie im Grundwasser. Extremereignisse wie ÖF oder Natürliche Flutungen (NF) verstärkten diesen Effekt. Generell konnte ein Anstieg des Wasserspiegels von über 0,5 m in den größeren Stillgewässern aufge-zeichnet werden. Die Steuerung des Abflusses beeinflusst die lokale Dynamik der Wasser-stände, sowohl im Normalbetrieb als auch während ÖF, über weite Strecken des 8 km langen Fließgewässers. Die Limitierung auf maximal 30 m<sup>3</sup>/s führte dazu, dass der Wasserstand in den Oberflächengewässern unabhängig von der Dauer einer ÖF nicht mehr weiter stieg. Die Kar-tierung der Ausdehnung der Flutungsflächen hat gezeigt, dass die hydrologischen Verhältnisse wesentlich komplexer sind als in den erstellten Modellen angenommen. Die berechneten Prognosen in Bezug auf die Ausdehnung der Flutungsflächen wurden in vielen Bereichen, be-sonders im ersten Teilstück des OHB, stark überschätzt (RMD Consult 2004). Zudem wurde der Einfluss der Donau bzw. der Rückstauprozesse bei einem Abfluss >900 m<sup>3</sup>/s unterschätzt. Die Flutungsflächen im Bereich der „Mündung“ des OHB in die Donau waren bei größeren ÖF und NF wesentlich ausgedehnter als prognostiziert.

Der Teilbereich **Grundwasser und Bodenfeuchte** umfasste die Dokumentation und Analyse der im Projektgebiet gemessenen Grundwasserstände und der Bodenfeuchte. Mit 25 instal-lierten Pegeln wurden die Grundwasserschwankungen und somit die Dynamik erfasst. Nach der Inbetriebnahme des OHB konnten, im Vergleich zur Grundwasserdynamik im Zentimeter-bereich vor der Wiederherstellung der lateralen Konnektivität, Schwankungen von mehreren Metern (während ÖF) nachgewiesen werden. Auch im Normalbetrieb des OHB wurde eine gestiegene Intensität der Grundwasserdynamik, besonders in fließgewässernahen Bereichen, festgestellt. Auf Grundlage der in MONDAU I erhobenen Daten konnte zudem über eine GIS-Analyse eine flächenhafte Modellierung der Grundwasserstände bzw. der Grundwasserflur-abstände realisiert werden.

Für die Erfassung des volumetrischen Wassergehalts im Boden wurde, verteilt auf das ge-samte Projektgebiet, ein Bodenfeuchtemessnetz mit 30 Loggerstandorten (jeweils 3 Senso-ren) installiert. Eine unmittelbare Reaktion auf hydrologische Veränderungen konnte lediglich bei größeren Abflussschwankungen (ÖF) dokumentiert werden. Zudem konnten jahreszeitli-che Effekte und lokale Unterschiede in Bezug auf die Reaktion der Bodenfeuchte während und nach einer ÖF nachgewiesen werden: eine ÖF in den Sommermonaten verzögerte den jahres-zeitlichen Abfall der Bodenfeuchte, während eine ÖF in den Herbst- und Wintermonaten zu einem längerfristigen Anstieg der Bodenfeuchte führte.

Die Untersuchungsergebnisse von MONDAU I zeigten bereits, wie stark die Prozesse und Strukturen, welche die Entwicklung der Donauauen maßgeblich beeinflussen, von der Steue-rung und Durchführung der einzelnen Dynamisierungsmaßnahmen abhängen. Die Entwick-lungen laufen dabei mit ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Unterschieden ab und kön-nen nicht pauschalisiert auf das ganze Auensystem übertragen werden. Inwieweit die Hydro-logie und die fluviale Morphodynamik als wichtige Elemente der Habitatentwicklung auch 12

Jahre nach der Maßnahmenumsetzung erhalten bleiben, wurde im Rahmen der Wiederholungsaufnahme MONDAU II untersucht. Folgende Fragestellungen sollten dabei geklärt werden:

### **Fluviale Morphodynamik**

- Wie hat sich nach 11 Jahren und 29 ökologischen Flutungen der Neubauabschnitt im Gesamtprofil morphologisch entwickelt? Kann sich die morphodynamische Entwicklung der Ottheinrichbachaue ungehindert vollziehen und welches sind die maßgeblichen Steuer- und Limitierungsfaktoren?
- Welche Empfehlungen für die Ausgestaltung von naturnahen Umgebungsflächen lassen sich aus den Untersuchungen seit 2010 treffen?
- Gibt es eine Verschiebung der hochdynamischen Zonen? Lassen sich Unterschiede in den einzelnen Fließgewässerabschnitten erkennen? Gibt es eine Veränderung der Dynamik seit 2010?

### **Oberflächengewässer**

- Hat sich die Lage und das Ausmaß der Flutungsflächen während der ökologischen Flutungen nach 11 Jahren verändert?
- Wie lange und unter welchen Voraussetzungen bleiben Flächen überstaut?

### **Grundwasser und Bodenfeuchte**

- Wie beeinflussen die ökologischen Flutungen den Grundwasserstand?
- Wie verhält sich die Konnektivität zwischen Donau, Grundwasser und OHB?
- In welchen räumlichen Distanzen zur Wasseroberfläche des OHB (Normalbetrieb und ökologische Flutungen) wird die Bodenfeuchte beeinflusst?

## **4.2 Klima**

Das Untersuchungsgebiet zwischen Neuburg an der Donau und Ingolstadt hat eine gemäßigt subkontinentale Klimatönung. Die mittlere Jahrestemperatur der Klimastation Karlshuld von 1994 bis zum ersten Untersuchungszeitraum (2012) liegt bei 8,8 C°. Von Mitte 2013 bis Mitte 2015 liegen keine Daten vor. Im Vergleich zum Zeitraum von 1994 bis 2012 ist die durchschnittliche Temperatur der letzten Jahre (2016 bis 2022) um 0,8 C° auf 9,6 C° gestiegen. Betrachtet man das langjährige Mittel (1994 bis 2022), liegt der Durchschnitt bei 9,1 C° (Abb. 9, oben). Die niedrigsten Monatsmittel mit -0,4 C° treten im Januar auf, die höchsten Monatsmittel mit 18,7 C° werden im Juli erreicht (1994 bis 2022). Die höchste mittlere Jahrestemperatur wurde 2022 (10,3 C°) gemessen.

Die durchschnittlichen Jahresniederschlagsmengen liegen im Zeitraum 1994 bis 2012 bei 707 mm. Von 2016 bis 2022 wird nur noch ein Mittel von 644 mm erreicht. Die Jahre 2018 und 2019 waren mit 559 mm und 551 mm im Vergleich recht trocken. Besonders im dritten Quartal dieser Jahre ist, im Vergleich zum langjährigen Mittel, wesentlich weniger Niederschlag gefallen (Abb. 9, unten). Betrachtet man den Gesamtzeitraum (1994 bis 2022), liegt der Durchschnitt bei 690 mm pro Jahr. Die niedrigsten Monatsmittel mit 37 mm treten im Februar auf, die höchsten Monatsmittel mit 92 mm werden im Juni erreicht (1994 bis 2022). Generell ist das Maximum der Niederschläge im Sommerhalbjahr, im Herbst und Winter tritt vermehrt Nebel auf.

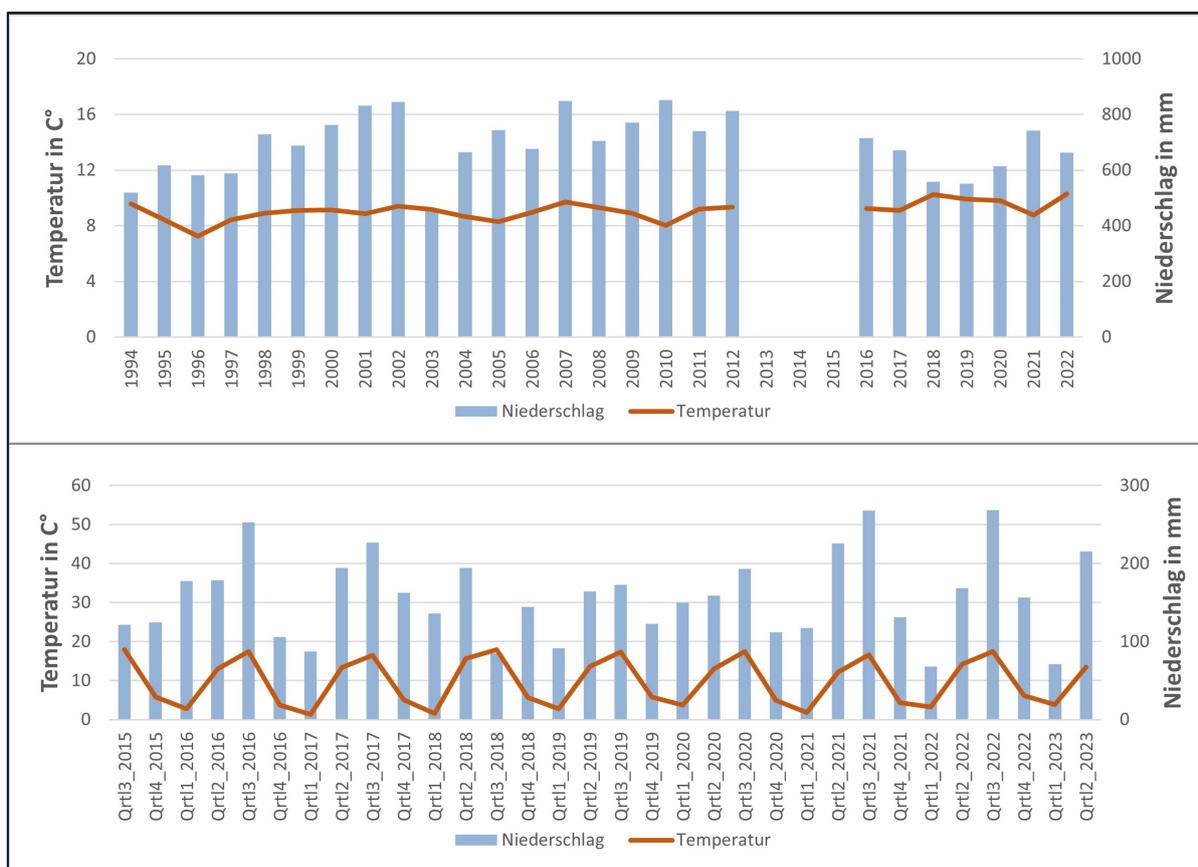


Abb. 9: Summierter Niederschlag (blau) und durchschnittliche Temperatur (rot) der Wetterstation Karlshuld. Oben für die Jahre 1994 bis 2022. Für die Jahre 2013 bis 2015 liegen keine Daten vor. Unten: für die Jahre 2015 bis 2023 (Quelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern 2023, Grafik: Tim Borgs).

### 4.3 Fluviale Morphodynamik

#### 4.3.1 Methoden

Um die strukturellen Veränderungen der Gewässermorphologie und die dafür verantwortlichen Prozesse zu erfassen, wurde sowohl mit modernen Vermessungsmethoden wie der luftbildgestützten Photogrammetrie und dGPS als auch mit der Methodik der Querprofilvermessung mittels Nivelliergeräts gearbeitet. Einen Schwerpunkt bilden dabei die Aufnahmen mit einer Drohne, welche als Basis für eine 3D-Modellierung diente und somit Oberflächenveränderungen im Gewässerbett und den Ufern des OHB aufzeigte. Die luftbildgestützte Photogrammetrie oder auch Structure from Motion (SfM) wird seit einigen Jahren in den Umweltwissenschaften und für verschiedene Fragestellungen an Fließgewässern eingesetzt (Calle et al. 2018, Haas 2019, Hamshaw et al. 2019, Langhammer 2019, Backes et al. 2020). Es ist eine Messtechnologie, welche durch Triangulation gleicher Punkte aus verschiedenen Bildern die Geometrie und Lage von Objekten rekonstruieren kann. Für eine Georeferenzierung wurden zusätzlich noch markante Strukturen (z.B. Brücken, größere Steine, o.ä.) mit einem dGPS eingemessen und in das Modell übertragen (Eltner et al. 2016).

In Abb. 10 ist die Lage der photogrammetrischen Detailaufnahme im Bereich der „1. Rückleitung“ dargestellt. Die Datenverarbeitung und -auswertung (Rekonstruktion der Geometrie und Lage, Vermessung und Massenbilanzierung) erfolgte mit der Software Agisoft Metashape Professional Version 2.0.1 (Agisoft LLC 2023).

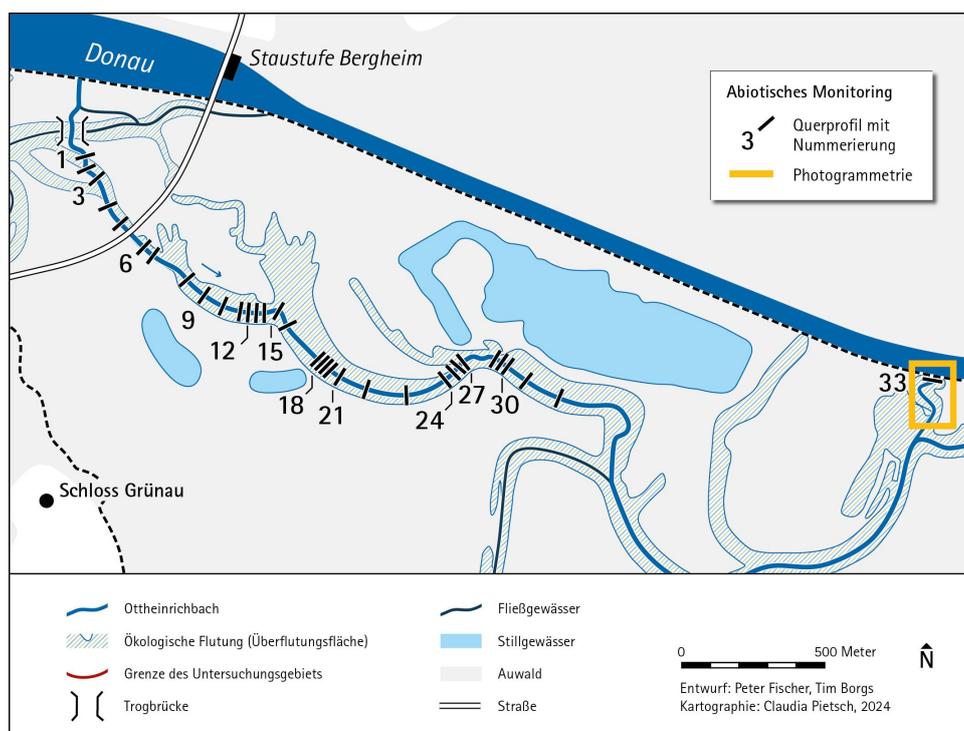


Abb. 10: Lage der 33 Querprofilmessstellen (nummerierte Balken) und der photogrammetrischen Detailaufnahme (roter Kasten) an der „1. Rückleitung“ des OHB (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die Auswertung erfolgte dabei sowohl zweidimensional, um Verlagerungsprozesse zu identifizieren, als auch dreidimensional, um durch Erosions- und/oder Akkumulationsprozesse veränderte Strukturen zu bilanzieren. Dabei wurden die georeferenzierten 3D-Modelle (Punktwolken) in digitale Höhenmodelle (Rasterformat) umgewandelt und miteinander verrechnet. Das Ergebnis kann dann in  $m^3$  (negatives Ergebnis = Erosion und positives Ergebnis = Akkumulation) angegeben werden. Für die Analyse standen photogrammetrische Daten aus den Jahren 2018, 2019, 2020 und 2022 zur Verfügung.

Als Ergänzung zur photogrammetrischen Erfassung und Analyse morphologischer Veränderungen wurde die klassische Methode der Querprofilvermessung mittels Nivelliergerät (Kahmen 2005, Roni & Quimby 2005) herangezogen. Mit diesem Verfahren können auch Bereiche untersucht werden, die auf Grund ihrer Standortparameter (z.B. dichte Vegetation, Gewässertiefe  $>50$  cm, hohe Schwebstoffkonzentration etc.) mit einer Drohne nicht erfasst werden können. Die Daten der 33 QP-Standorte (Abb. 10) wurden von MONDAU I übernommen und auch vor dem aktuellen Untersuchungszeitraum (2022) in den Jahren 2016 und 2018 vermessen. Sie stehen somit für eine fortlaufende Analyse zur Verfügung. Die Auswahl der Standorte im Jahr 2010 erfolgte dabei nach diversen Strukturmerkmalen (Prallhänge, Kiesbänke, gerade Fließstrecken, Pools, unterschiedliche Ufersubstrate und Ufervegetation), um die heterogene Morphologie des OHB umfassend darstellen zu können (Cyffka et al. 2016).

Neben den zwei Vermessungsverfahren wurde noch eine klassische Kartierung von Strukturelementen in Anlehnung an die flächendeckende Habitatkartierung von Barth & Gumpinger (2008) durchgeführt. Als Basis für eine GIS-gestützte Kartierung dient ein durch SfM generiertes Orthofoto, wodurch die Hauptarbeiten am Computer und nicht im Gelände stattfanden. Strukturen, welche durch das Orthofoto nicht identifiziert werden konnten, wurden bei einer abschließenden Geländebegehung nachgetragen.

## 4.3.2 Ergebnisse

### 4.3.2.1 Photogrammetrie

In der Gegenüberstellung der in den zwei Jahren (2018 und 2022) kartierten Wasserflächen im Gerinneabschnitt der „1. Rückleitung“ (Abb. 11) sind deutliche Veränderungen zu erkennen. Besonders im Bereich des letzten Prallhangs vor der Mündung des OHB in die Donau (Abb. 11, A) sind die dynamischen strukturellen Veränderungen durch Erosionsprozesse stark ausgeprägt. Kleinere Uferrückverlagerungen lassen sich auch am ersten Prallhang und dem vorgelagerten Pool identifizieren (Abb. 11, B). Neben der Erosion sind im Bereich der Gleithänge auch kleinere Akkumulationszonen zu sehen (Abb. 11, C). Ebenfalls auffällig ist die intensivere Ausdehnung und Verlagerung der beiden großen Kiesinseln (Abb. 11, D), welche von der lokalen Geschiebezufuhr durch Seitenerosion an den Prallhängen profitieren.

Diese strukturellen Veränderungen spiegeln sich auch in der quantitativen Analyse wider. Die berechnete Wasserfläche hat sich von 1700 m<sup>2</sup> im Jahr 2018 auf 1502 m<sup>2</sup> im Jahr 2022 verkleinert, was hauptsächlich auf die Vergrößerung der Kiesinseln zurückzuführen ist. Diese haben sich durch eine zunehmende Vegetationsbedeckung und längeren Phasen ohne ÖF (vor allem in den Jahren 2022 und 2023) stabilisiert und wurden durch die zu geringe Abflussdynamik im Normalbetrieb nicht mehr verändert.

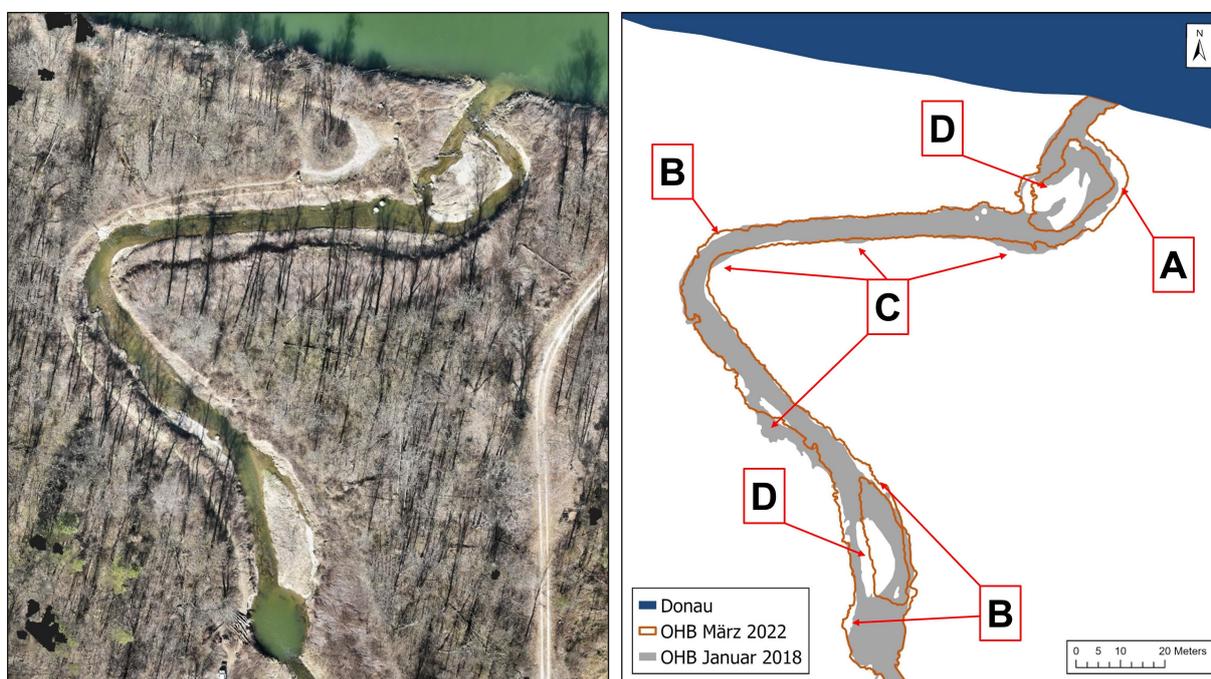


Abb. 11: Links: Orthofoto der 1. Rückleitung des OHB (März 2022); rechts: Uferverlagerung des OHB in diesem Bereich von Januar 2018 (graue Fläche) bis März 2022 (braune Linie) (Quelle: Tim Borgs).

Der am intensivsten untersuchte Abschnitt in MONDAU I war der letzte Prallhang an der „1. Rückleitung“ zur Donau (Abb. 12). In den ersten zweieinhalb Jahren nach Eröffnung des OHB konnte an diesem Prallhang mit einem terrestrischen Laserscanner eine Uferrückverlagerung von über 12 m mit einem Erosionsvolumen von 481,4 m<sup>3</sup> erfasst werden. Dieses Volumen be-

zieht sich allerdings nur auf den Bereich oberhalb der Wasseroberfläche, da mit zunehmendem Wasserstand die scanbare Fläche kleiner wird. Die Laserstrahlen können den Unterwasserbereich nicht abbilden.

Die fortschreitende Uferrückverlagerung konnte auch für den Zeitraum Januar 2018 bis März 2022 dokumentiert werden, wobei die Intensität mit knapp 2 m und einem Erosionsvolumen von 165 m<sup>3</sup> in gut vier Jahren stark nachgelassen hat. Bezogen auf das Erosionsvolumen ist zu erwähnen, dass durch den Methodenwechsel (photogrammetrische Erfassung) auch die Bereiche unterhalb der Wasseroberfläche mit in die Bilanzierung einfließen. Zusätzlich ist zu erkennen, dass die Erosionsraten pro Jahr nicht konstant waren. Vergleicht man die einzelnen Rückverlagerungsraten mit der Anzahl der Tage mit einer ÖF in den jeweiligen Zeitschritten, ist die starke Abhängigkeit zwischen Erosion und erhöhter Abflussdynamik deutlich zu erkennen. Mit steigender Anzahl der Tage mit einer ÖF steigt auch die Intensität der Uferrückverlagerung bzw. das Erosionsvolumen (Abb. 12, rechts).

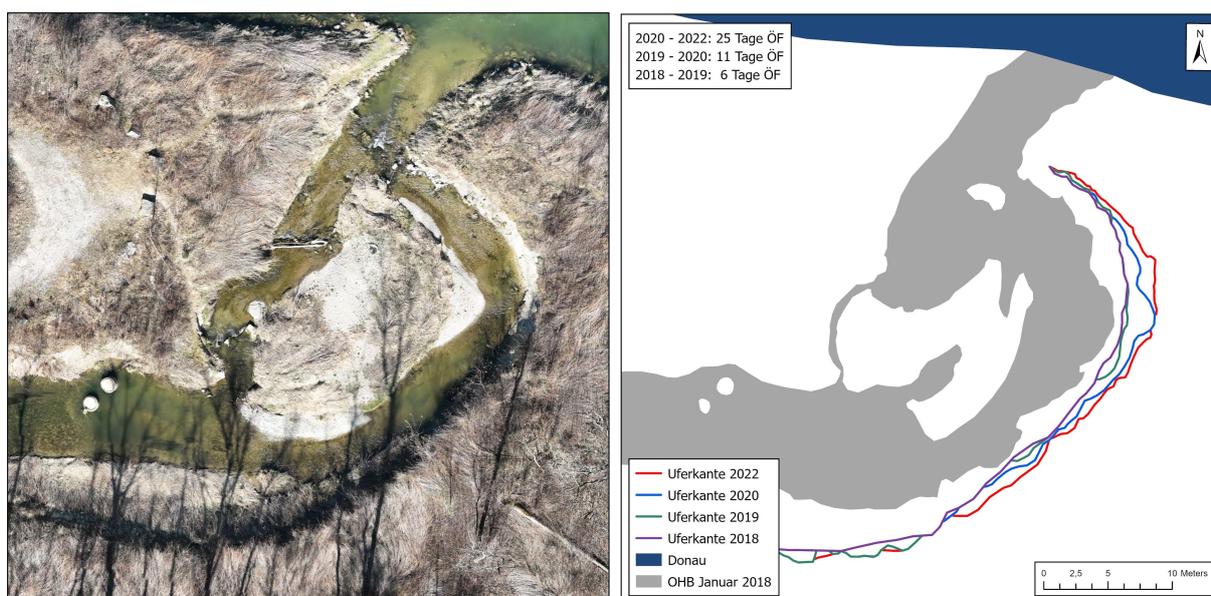


Abb. 12: Links: Orthophoto des letzten Prallhangs der „1. Rückleitung“ des OHB (März 2022); rechts: Uferverlagerung dieses Bereichs vor der Mündung in die Donau von Januar 2018 bis 2019, 2020 und 2022 (Quelle: Tim Borgs).

#### 4.3.2.2 Querprofilvermessung

Exemplarisch zeigen die drei sehr unterschiedlichen Querprofiltypen in Abb. 13 die fortschreitenden Veränderungen im Gewässerbett des OHB. Querprofil Nr. 3 liegt im Abschnitt des neu angelegten Gerinnes kurz hinter dem Ausleitungsbauwerk des OHB. Signifikante Veränderungen der Gerinnestruktur können auch nach zwölf Jahren in diesem Bereich nicht identifiziert werden.

Bei Querprofil Nr. 18 hingegen ist deutlich zu erkennen, dass die eigendynamische Entwicklung im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum zugenommen hat. Die gestiegene Seiten- und Tiefenerosion führte zu einer Verlagerung des Prallhangs zum gegenüberliegenden Ufer.

Querprofil Nr. 33 zeigt den in Kapitel 4.3.2.1 bereits erwähnten Prallhang im Bereich der „1. Rückleitung“ (vgl. Abb. 13). Neben der photogrammetrischen Analyse zeigte auch die Querprofilvermessung eine fortschreitende eigendynamische Entwicklung, die sich im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum in ihrer Intensität abgeschwächt hat.

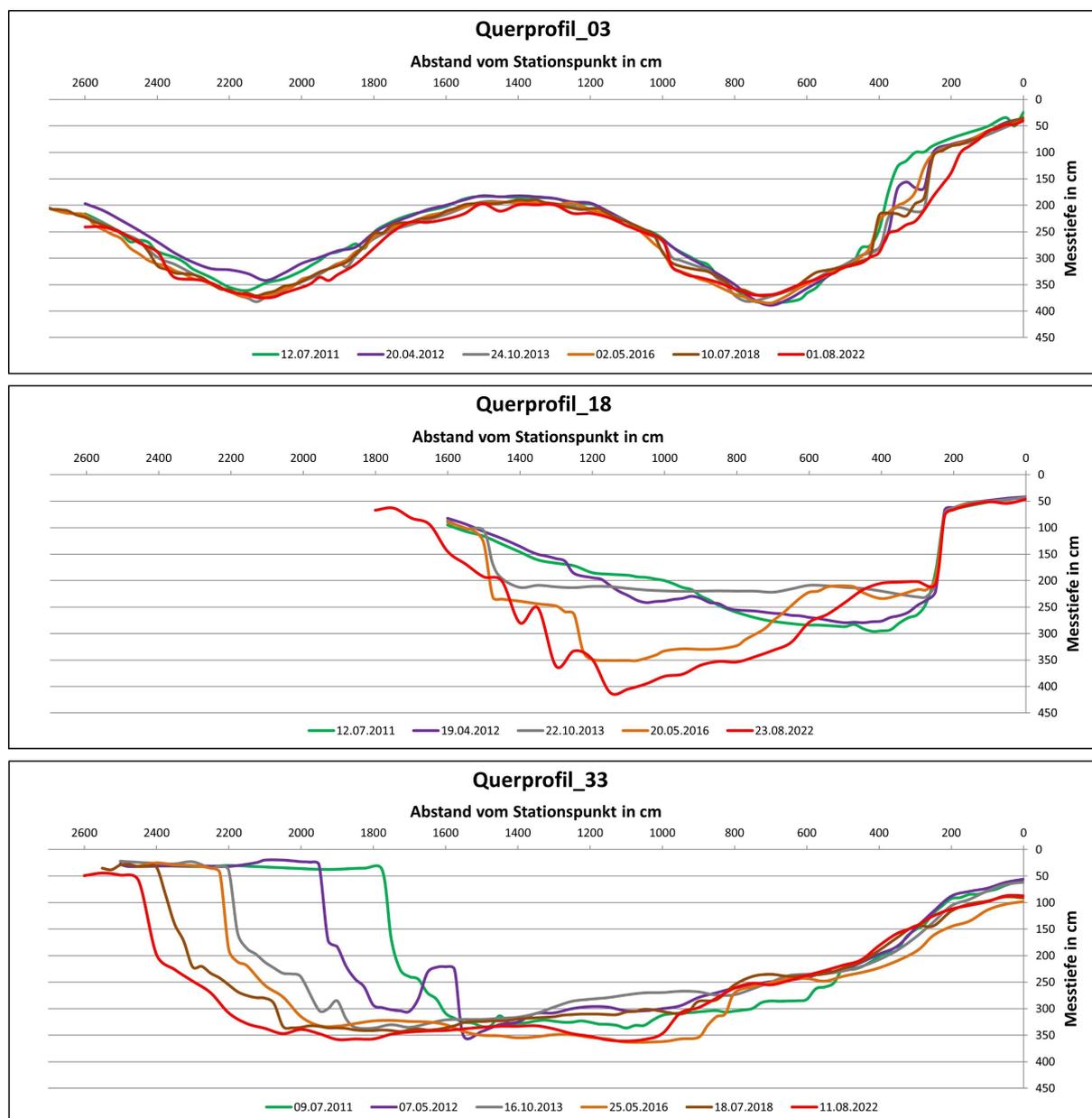


Abb. 13: Querprofile des Ottheinrichbachs. Oben: Querprofil 3 aus dem ersten Bereich mit gerader Fließstrecke und stabilen Verhältnissen; Mitte: Querprofil 18 aus dem zweiten Bereich mit Verlagerung des Prallhangs und fortschreitender Seiten- und Tiefenerosion; unten: Querprofil 33 im Mündungsbereich der 1. Rückleitung des OHB in die Donau (vgl. Abb. 11) mit fortschreitender Seitenerosion am Prallhang (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

#### 4.3.2.3 Kartierung von Strukturelementen

Der Vergleich zwischen der Kartierung aus dem ersten Untersuchungszeitraum mit der aktuellen (Abb. 14) zeigt, dass die Differenzierung und Entstehung neuer Habitats fortlaufende Prozesse sind, welche durch die eigendynamische Entwicklung (z.B. Verlagerung von Kiesbänken, Entstehung von Prallhängen u.a.) begünstigt werden. Besonders auffällig ist die enorm

gestiegene Anzahl an Totholzstämmen (März 2011: 32 Totholzstämmen und März 2022: 238 Totholzstämmen) im Gerinne des OHB und die Reduktion von Kiesbänken (März 2011: 26 Kiesinseln und März 2022: 17 Kiesinseln).

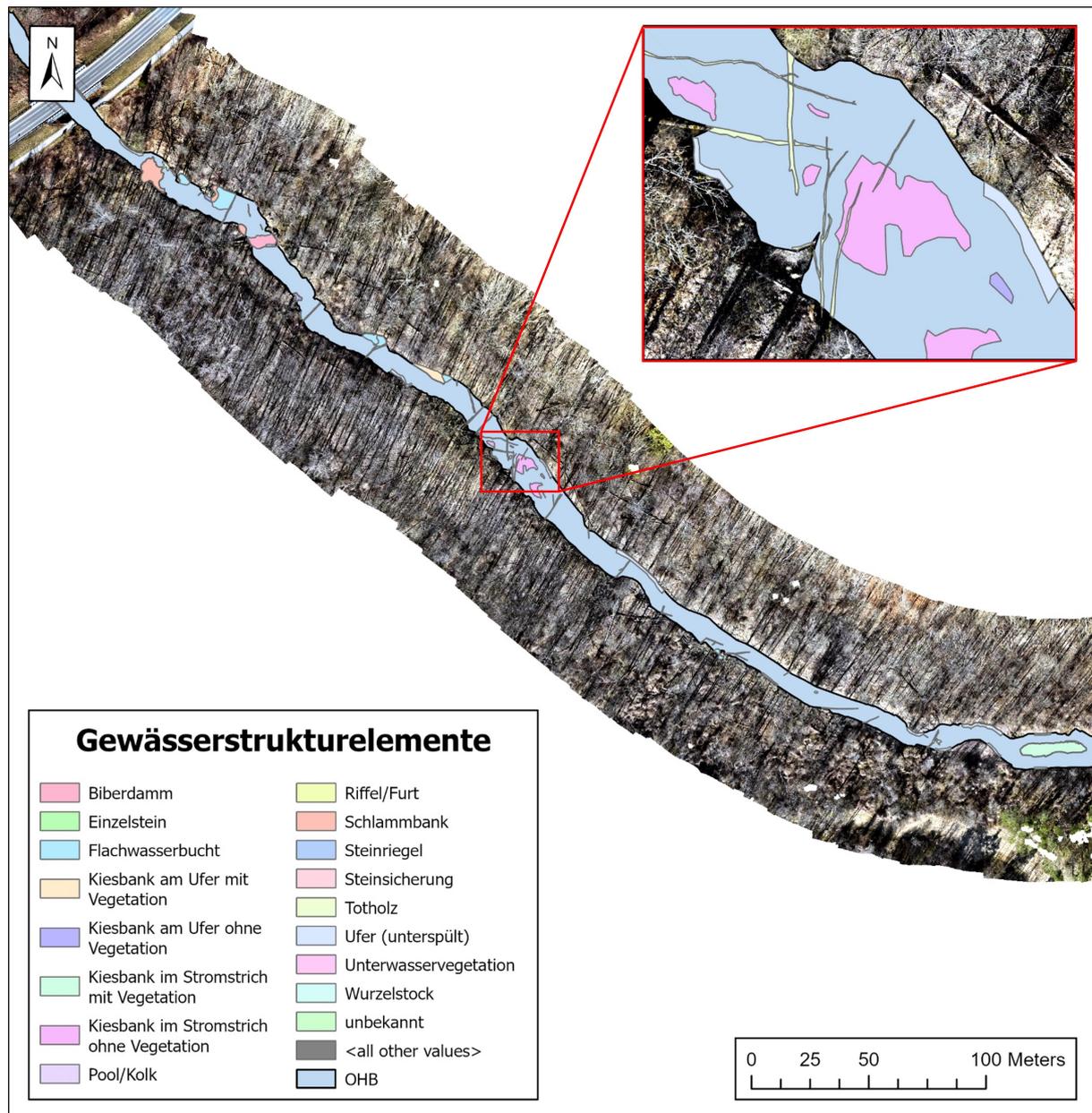


Abb. 14: Kartierung von Strukturelementen auf der Basis eines Orthophotos von März 2022 (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

### 4.3.3 Diskussion

In Bezug auf die fluviale Geomorphologie konnte die bereits in MONDAU I beobachtete eigen-dynamische Fließgewässerentwicklung an einigen Stellen weiterhin nachgewiesen werden. Besonders die ÖF führen mit ihrer größeren Abflussdynamik zu den gewünschten Störungen und Umlagerungsprozessen. Im Bereich der „1. Rückleitung“ ist die starke Abhängigkeit hoher Erosionsraten von ÖF deutlich zu erkennen (Abb. 11). Die hohe Intensität der morphologischen Veränderungen im ersten Untersuchungszeitraum ist in den letzten Jahren allerdings zurückgegangen bzw. wird lokal von anderen Parametern, wie z.B. durch Totholz, beeinflusst.

Besonders der erste Kilometer des OHB weist auch nach 12 Jahren fast keine morphologischen Veränderungen auf. Mögliche Gründe sind der breite Querschnitt und ein recht flaches Ufer, welches bei ÖF schnell überflossen wird. Die für Erosionsprozesse nötige Schubspannung und Scherkraft wird bei diesen Gegebenheiten nicht erreicht. Die Fließstrecke wurde so gestaltet, da gewährleistet werden musste, dass der OHB keine zu große Eigendynamik entwickelt und eine Brücke an der Staatsstraße 2043 dauerhaft sicher durchflossen wird.

Die Kartierung von Strukturelementen hat gezeigt, dass vor allem die Totholzdynamik stark zugenommen hat. Dazu gehören auch größere lagestabile Sturzbäume mit einem Durchmesser  $> 0,5$  m und einer Länge  $> 10$  m. Diese Strukturgeber führen durch die Verkleinerung des Gerinnequerschnitts und einer Veränderung der Strömungsverhältnisse zu lokal erhöhten Erosions- und Umlagerungsprozessen. Im Bereich des ersten Kilometers Fließstrecke ist, wie oben beschrieben, eine eigendynamische Entwicklung nicht erwünscht und somit fehlt dort Totholz in größeren Mengen, da der Wald in weiten Teilen der Fließstrecke einen größeren Abstand zum Gewässer hat. Im weiteren Verlauf des OHB unterstützen das Totholz und die dadurch induzierte Veränderung der Strömungsverhältnisse aber die eigendynamische Entwicklung und fördern eine naturnahe Gewässermorphologie (Kail 2005, Engels et al. 2017, Patt 2018). Dieser Effekt ist deutlich am Querprofil 18 in Abb. 13 zu erkennen. Neben der gestiegenen Seiten- und Tiefenerosion hat sich der Prallhang von der einen auf die andere Uferseite verlagert.

In den meisten Fällen werden diese Strukturen dem Gerinne in Form von umgestürzten Bäumen durch Seitenerosion oder durch Transport aus anderen Gebieten zugeführt (Patt 2018). Im Projektgebiet zwischen Neuburg und Ingolstadt ist diese Erklärung allerdings nicht ausreichend. Einerseits ist die Seitenerosion, in Bezug auf die hohe Anzahl der im Gerinne liegenden Baumstämme, nicht so stark ausgeprägt und andererseits wird die Zufuhr von Totholz aus der Donau durch das Ausleitungsbauwerk verhindert. Totholzzugaben oder -entnahmen sind noch nicht vorgesehen. Auch die eigendynamische Entwicklung des OHB wird noch für einige Jahre nur beobachtet. Eine mögliche Erklärung für die geschilderte Totholzdynamik könnte das im Projektgebiet auftretende Eschentriebsterben (Eisen et al. 2022) und die rege Aktivität des Bibers sein. Die genauen Ursachen für die gestiegene Totholzdynamik ist allerdings noch nicht ausreichend untersucht und sollte in weiteren Studien geklärt werden.

Im Gegensatz zum gestiegenen Vorkommen an Totholzelementen ist die Anzahl an Kiesbänken zurückgegangen. Besonders kleinere, vegetationslose Kiesbänke wurden durch ÖF und den damit verbundenen höheren Fließgeschwindigkeiten aufgerissen und abtransportiert. Für die Neubildung solcher Strukturelemente ist die Geschiebenachlieferung durch Seitenerosion in den meisten Bereichen des Untersuchungsgebiets zu gering und es fehlt die Zuführung von Geschiebe aus der Donau.

Auch die Dynamik der noch vorhandenen Kiesbänke ist in den letzten Jahren, aufgrund der Stabilisierung durch Vegetationsbewuchs, zurückgegangen. Besonders lange Phasen ohne ÖF, z.B. Juli 2021 bis Mai 2023, führten zu diesem Effekt. Ein Aufreißen und somit eine dynamische Entwicklung dieser Kiesbänke kann mittlerweile selbst bei ÖF nicht mehr festgestellt werden. Für die Neubildung und eine fortschreitende Dynamik von Kiesbänken sollte zum einen über ein Geschiebemanagement, z.B. Zufuhr von Kies im Oberlauf des OHB, und zum anderen über eine Intensivierung der Abflusssdynamik nachgedacht werden.

## 4.4 Oberflächengewässer

### 4.4.1 Methoden

Für die Erfassung der Wasserstandsdynamik in den Fließgewässern (OHB, Donau und Zeller Kanal) und dem größten Oberflächengewässer (Albenschüttweiher) konnten Daten von insgesamt zehn permanent verbauten Pegeln (Diver Datalogger, Pegel Neuburg an der Donau) ausgewertet werden (Abb. 15). Im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum ist das Monitoring der Wasserstände durch das Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt reduziert worden. Gründe dafür sind zum einen das fehlende Material (die meisten Logger aus dem ersten Untersuchungszeitraum sind nicht mehr betriebsfähig) und zum anderen war eine signifikante Veränderung der Wasserstandsdynamik (im Normalbetrieb) aufgrund der Steuerung des Abflusses von  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  bis maximal  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  nicht zu erwarten. Eine Weiterführung des Monitorings in diesem Bereich ist hinsichtlich auftretender Extremereignisse (ÖF und NF) trotzdem relevant. Der erste Untersuchungszeitraum hat gezeigt, dass die ÖF nicht homogen sind und je nach Abfluss der Donau und Dauer der Flutung unterschiedlich ausgeprägt sein können. Die meisten Pegel sind an Brückenbauwerken fest installiert und loggen in einem Intervall von 30 Minuten. Für die Analyse der Wasserstandsdynamik wurden Tagesmittelwerte verwendet (Zeitreihe von Juni 2010 bis April 2023).

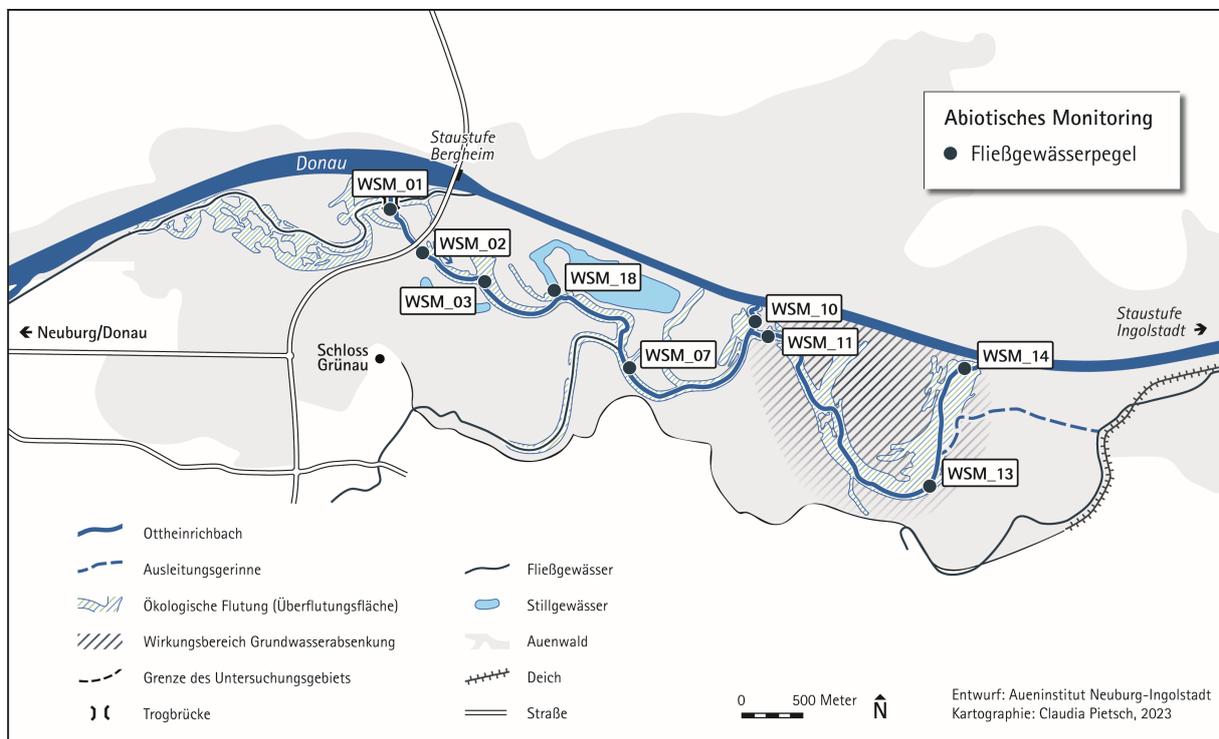


Abb. 15: Lage der permanenten Fließgewässerpegel im Projektgebiet mit Pegelbezeichnung (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Für die Dokumentation der flächenhaften Ausdehnung der ÖF im Mai 2023 wurde eine Drohnenbefliegung vom „Ausleitungsbauwerk der ökologischen Flutung“ bis zur „1. Rückleitung“ durchgeführt. Die aufgenommenen Bilder wurden im Anschluss mit der Software Agisoft Metashape zu einem georeferenzierten Orthophoto prozessiert (Abb. 16). Die Kartierung der überfluteten Flächen konnte dann im Nachgang digital mit der Software ArcGIS Pro vorgenommen werden. Eine flächendeckende Kartierung war aufgrund des teilweise vollständigen

Kronenschlusses über dem Fließgewässer und den temporär angebotenen Rinnen nicht möglich. Ein Vergleich von Teilbereichen der ÖF des ersten Untersuchungszeitraums (2010-2014) und der Flutung vom Mai 2023 konnte dennoch durchgeführt werden. Als Grundlage dienten die kartierten Überflutungsflächen von zehn ÖF und einer NF aus dem ersten Untersuchungszeitraum. Für eine bessere Einordnung wurden diese Flächen zusätzlich noch nach ihrer Intensität und flächenhaften Ausdehnung in sechs Stufen klassifiziert (Tab. 2, Cyffka et al. 2016).

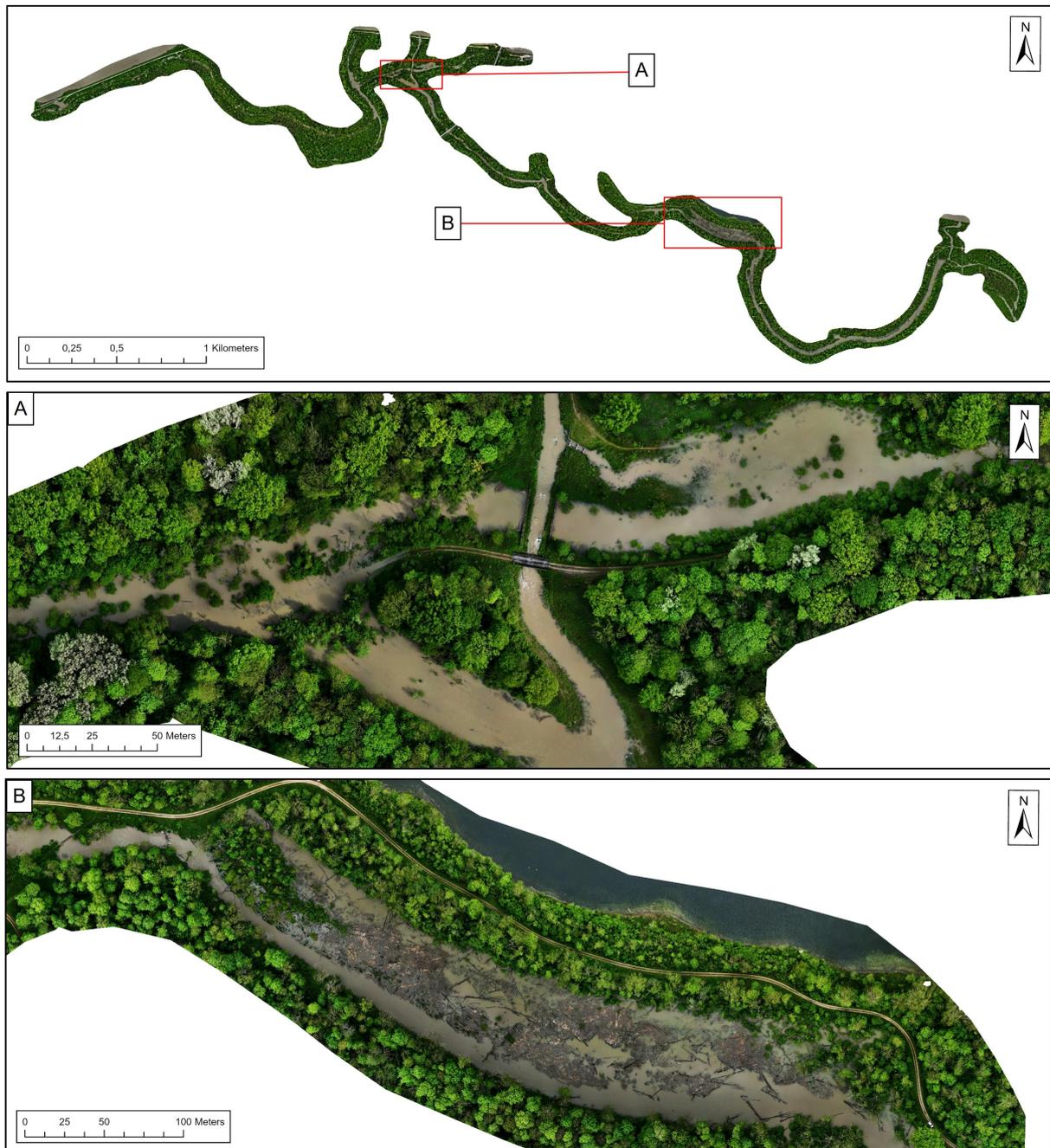


Abb. 16: Orthophoto vom „Ausleitungsbauwerk der ökologischen Flutung“ bis zur „1. Rückleitung“ während der ökologischen Flutung am 12.05.2023. A: Überflutungsfläche des Längenmühlbachs im Bereich des „Ausleitungsbauwerks OHB“. B: Überflutungsfläche des OHB südlich des „Albenschüttweihers“ (Quelle: Tim Borgs).

Tab. 2: Einteilung der ökologischen Flutungen (ÖF) und Hochwasser in Stufen und Wasserflächen (in ha) bei ÖF (kartiert) im Vergleich zu den Überflutungsflächen beim HQ<sub>10</sub> (kartiert) und den berechneten Überflutungsflächen (RMD 2004); verändert nach Cyffka et al. (2016).

Stufe	Einteilung der Flutungen nach Ausmaß und Intensität	Wasserfläche in ha
1	Erhöhte Wasserführung in den Fließgewässern (keine Ausuferung)	50,2
2	Erhöhte Wasserführung bis hin zum bordvollen Abfluss in den Fließgewässern, erste kleine Ausuferungen mit mäßigem Anstieg in direkt benachbarten Auengewässern und schwachem Anstieg in weiter entfernten Auengewässern	70,7
3	Bordvoller Abfluss und kleinräumige Ausuferung mit starkem Anstieg in benachbarten Auengewässern und mäßigem Anstieg in weiter entfernten Auengewässern	86,9
4	Durch Rückstau der Fließgewässer (insbesondere Donau) verursachte flächenhafte Überflutung und weiträumige Ausuferung sowie sehr starker Anstieg der Pegel in sämtlichen Auengewässern	92,7
5	Großflächige Überflutung (HQ <sub>1</sub> 7 Tage mit ca. 1.000 m <sup>3</sup> /s)	
6	Natürliches Hochwasser HQ <sub>10</sub> (1500 m <sup>3</sup> /s am 04.06.2013)	176,8
	Überflutungsfläche prognostiziert (HQ <sub>1</sub> 7 Tage mit ca. 1.000 m <sup>3</sup> /s, nach RMD 2004)	138,4

## 4.4.2 Ergebnisse

### 4.4.2.1 Wasserstände der Gewässerpegel

Seit Fertigstellung des OHB wurden insgesamt 30 ÖF durchgeführt. Im Durchschnitt kam es zu 2,3 ÖF pro Jahr mit einer Dauer von 3,6 Tagen. Die Häufigkeit und die Dauer der einzelnen Flutungen ist allerdings sehr heterogen und lässt sich durch den Durchschnitt nicht gut abbilden. Die Anzahl der ÖF pro Jahr variiert von 0 (in den Jahren 2014 und 2022) bis zu 6 (in den Jahren 2012 und 2016). Auch die Ausdehnung bzw. Dauer der Flutungen ist sehr unterschiedlich. Insgesamt 9 der 30 ÖF hatten nur eine Dauer von einem Tag, wogegen die zwei längsten Flutungen (2021) 12 und 13 Tage andauerten (Abb. 17).

In Abb. 18 ist die Zeitreihe von Juni 2010 bis April 2023 für die Fließgewässerpegel WSM\_01, WSM\_03, WSM\_10, WSM\_13 und für die Donau (Messstelle Neuburg an der Donau) dargestellt. Der Einfluss, den ÖF auf die Wasserstandsdynamik haben, ist in den diversen Ganglinien (größere Ausschläge nach oben) deutlich zu erkennen.

Der Fließgewässerpegel WSM\_01 (Abb. 18, braun) liegt im Bereich des „Ausleitungsbauwerks OHB“ und ist im Verlauf des OHB der erste Pegel. Die Amplitude zwischen minimalem und maximalem Wasserstand ist im Vergleich zu anderen Standorten sehr gering. Dies liegt am fehlenden Einfluss der ÖF, welche dem Gerinne erst kurz nach dieser Messstelle zugeführt wird. Dementsprechend zeigt diese Ganglinie den gesteuerten Verlauf des OHB im Normalbetrieb (1 m<sup>3</sup>/s bis 5 m<sup>3</sup>/s) an, da dort auch bei einer ÖF nur 5 m<sup>3</sup>/s ausgeleitet werden.

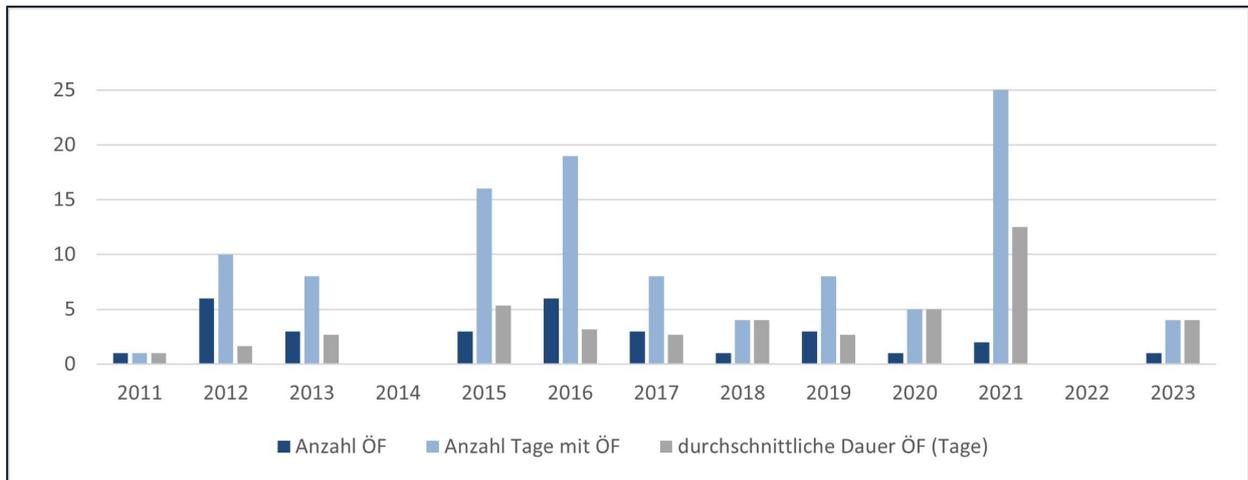


Abb. 17: Dokumentation der ökologischen Flutungen (ÖF). Dunkelblau: Anzahl der ÖF pro Jahr, hellblau: summierte Anzahl der Tage mit einer ÖF pro Jahr, grau: durchschnittliche Dauer einer ÖF in Tagen pro Jahr (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Unterhalb des Pegels WSM\_01 wird das Wasser bei einer ÖF über den Längenmühlbach in den OHB geleitet. Ein Teil fließt parallel zum OHB durch eine Flutrinne und wird dem Hauptgerinne erst nach ca. 1 km über eine Furt zugeführt. Ab dieser Stelle ist die komplette Wassermenge einer ÖF im Gerinne des OHB und beträgt in der Regel 30 m<sup>3</sup>/s. Der Fließgewässerpegel WSM\_03 (Abb. 18, grün) ist kurz unterhalb dieses Standorts installiert und bildet die ÖF bei maximaler Wassermenge gut ab. Die Wasserstandsamplitude liegt an dieser Stelle je nach Ausprägung der ÖF zwischen 1,6 m und 1,9 m. In Jahren ohne ÖF kann diese mit 0,99 m (2014) und 0,76 m (2022) wesentlich geringer ausfallen (Abb. 19, links).

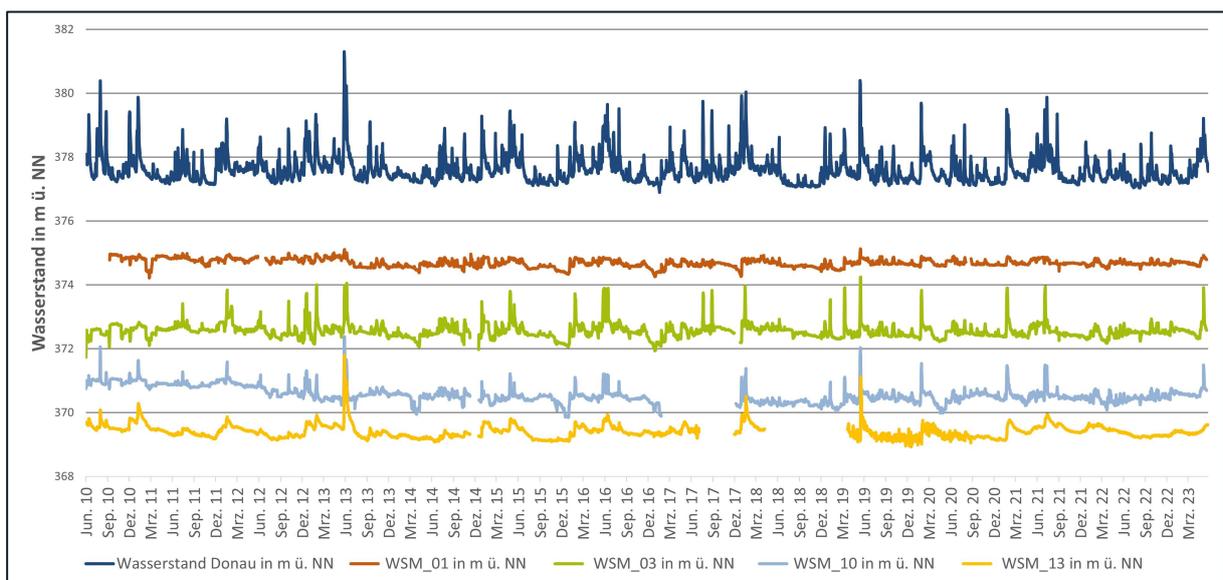


Abb. 18: Ganglinien (Tagesmittelwerte) der Fließgewässerpegel WSM\_01, WSM\_03, WSM\_10 und WSM\_13 im OHB und der Donau (Messstelle Neuburg an der Donau) in m über NN für den Zeitraum Juni 2010 (Öffnung des OHB) bis Mai 2023 (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Pegel WSM\_10 (Abb. 18, blau) ist im Bereich der „1. Rückleitung“ installiert und wird durch die Zweiteilung des Gerinnes nur noch mit etwa der halben Wassermenge beschickt. Der reduzierte Abfluss führt dementsprechend zu einer geringeren Wasserstandsdynamik.

Ein Sonderfall ist Fließgewässerpegel WSM\_13 (Abb. 18, gelb) im Bereich des „Ausleitungsbauwerks Grundwasserabsenkung“. Bei durchschnittlichen ÖF mit einem Donauabfluss zwischen  $600 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $900 \text{ m}^3/\text{s}$  reagiert dieser Pegel im Vergleich zu anderen Standorten eher gedämpft. Die Wasserstandsamplitude liegt im Mittel bei 1 m. In Jahren ohne ÖF kann diese mit 0,37 m (2014) und 0,47 m (2022) noch geringer ausfallen (Abb. 19, rechts). Dies liegt sowohl an der verringerten Wasserführung des OHB (Zweiteilung des Gerinnes) als auch am sehr breiten Fließquerschnitt in diesem Bereich. Steigt der Abfluss der Donau jedoch über  $900 \text{ m}^3/\text{s}$  kommt es zu Rückstauwirkungen, welche sich deutlich in der Ganglinie ablesen lassen. Die maximale Amplitude konnte 2013 mit einer Höhe von 2,68 m gemessen werden.

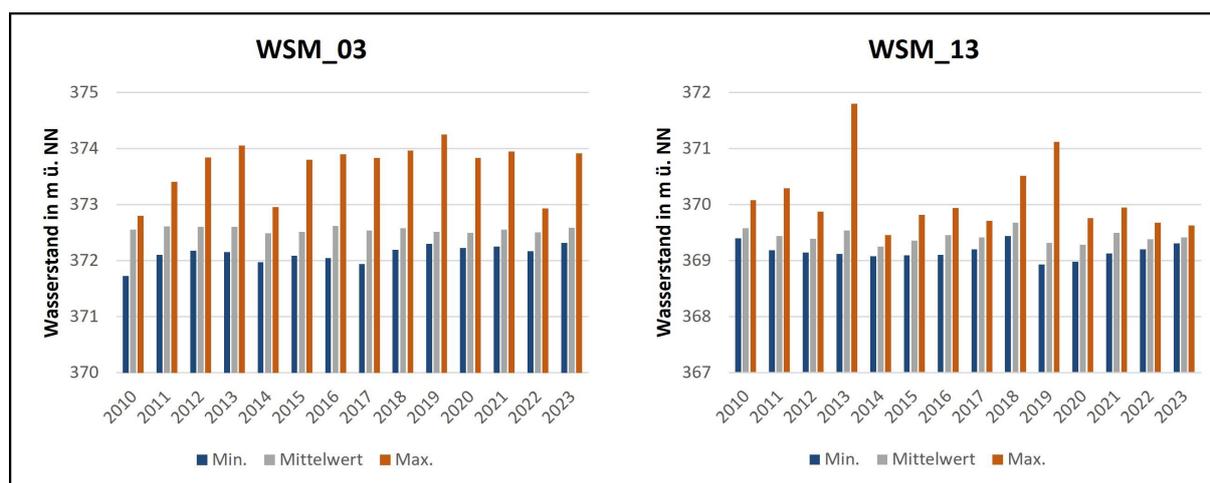


Abb. 19: Wasserstandsamplitude zweier Fließgewässerpegel. Links: Wasserstandsamplitude des Fließgewässerpegels WSM\_03 (Radwegbrücke) in Meter über NN für die Jahre 2010 bis 2023; rechts: Wasserstandsamplitude des Fließgewässerpegels WSM\_13 (Alte Donau) in Meter über NN für die Jahre 2010 bis 2023; blau: minimaler Wasserstand, grau: mittlerer Wasserstand, orange: maximaler Wasserstand (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Zusammengefasst ist Ausmaß und Intensität der Wasserstandsdynamik je nach Pegelstandort unterschiedlich stark ausgeprägt. Die Wasserstandsamplitude nimmt im Normalbetrieb und während einer durchschnittlichen ÖF im Verlauf des OHB ab, wogegen sie bei einer NF und einer ÖF mit einem Donauabfluss  $>900 \text{ m}^3/\text{s}$  durch auftretende Rückstauwirkungen zunimmt. Größere Abweichungen in Bezug auf die Wasserstandsdynamik zu den Ergebnissen des ersten Untersuchungszeitraums konnten nicht festgestellt werden.

#### 4.4.2.2 Kartierung von Überflutungsflächen

Exemplarisch für die Entwicklung der Überflutungsflächen ist in Abb. 20 ein Orthophoto des OHB und des Längenmühlbachs während der ÖF im Mai 2023 dargestellt. Diese ÖF kann nach der Klassifizierung aus dem ersten Untersuchungszeitraum in die Stufe 2 eingeordnet werden (s. Tab. 2). Es ist deutlich zu erkennen, dass in Teilbereichen (Abb. 20, A) die Klassifizierung und die dazugehörige flächenorientierte Kartierung nicht mehr zusammenpassen. In hellblau ist die Flutungsfläche der Klasse 2 nach MONDAU I dargestellt. Die überflutete Fläche war

2023 (dunkelblau), wenn auch nur marginal, größer. Ein möglicher Grund dafür ist die gestiegene Totholzdynamik im Verlauf des OHB. Totholzansammlungen (Abb. 20, B) können für Rückstauereffekte und somit lokal für veränderte Überflutungsflächen verantwortlich sein. Diese lokalen Erscheinungen konnten allerdings weder mit den Fließgewässer- noch mit den Grundwasserpegeln nachgewiesen werden.



Abb. 20: Orthofoto des OHB und des Längenmühlbachs während der ökologischen Flutung im Mai 2023. A: Kartierte Überflutungsfläche (dunkelblau) der Stufe 2 (Klassifizierung aus MONDAU I) und Überflutungsfläche einer Stufe 2 Flutung (hellblau) im Jahr 2023. B: Verkläuerung unterhalb der Staatsstraße 2043 (Quelle: Tim Borgs).

#### 4.4.3 Diskussion

Die Erkenntnisse bzgl. der Abflussdynamik und der Ausdehnung von Überflutungsflächen aus dem ersten Untersuchungszeitraum konnten auch in MONDAU II bestätigt werden (Cyffka et al. 2016). Auf Grund der limitierten Abflussmenge von 1 bis 5 m<sup>3</sup>/s im Normalbetrieb und maximal 30 m<sup>3</sup>/s bei ÖF (Planfeststellungsbeschluss) waren größere Veränderungen in Bezug auf die Abflussdynamik allerdings nicht zu erwarten. Die Prognosen der hydraulischen Berechnungen des Planfeststellungsverfahrens, eine Flutungsfläche von bis zu 120 ha, wurden weiterhin nicht erreicht.

Größere morphologische Veränderungen des Gerinnes, welche einen Einfluss auf die Überflutungsflächen hätten (z.B. Anhebung der Gewässersohle durch Verlagerung von Geschiebe),

konnten nicht festgestellt werden. Lediglich die gestiegene Totholzdynamik und daraus entstehende Rückstaueffekte scheinen zumindest lokal für kleinflächige Überflutungen zu sorgen, welche minimal von den kartierten Flächen aus dem ersten Untersuchungszeitraum abweichen (Abb. 20). Die gewünschten weiträumigen Überflutungen konnten allein durch die gestiegene Totholzdynamik nicht erreicht werden. Das ausgeleitete Wasser fließt immer noch „zu schnell“ über den Umgehungsbach und die entsprechenden Rückleitungen wieder zurück in die Donau.

Die ausgeleiteten  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  bei ÖF konnten zudem durch Abflussmessungen im Gerinne noch nie nachgewiesen werden. Der durchlässige Kieskörper im Auwald und der Rück- und Aufstaubereich um den Längenmühlbach führen zu Wasserverlusten, die das Wasserregime des OHB stark beeinflussen (Winter et al. 1998, Hancock et al. 2005). Ohne eine Erhöhung der Ausleitungsmenge bei ÖF werden die gewünschten Überflutungsflächen auch zukünftig nicht erreicht werden.

Bezogen auf die fluviale Morphodynamik konnte im Kapitel 4.3 der Zusammenhang zwischen Erosionsraten und Tagen mit ÖF dargelegt werden. Besonders lange Phasen ohne erhöhte Abflussdynamik wiesen nur noch geringfügig morphologische Prozesse auf bzw. behindern diese sogar (Stabilisierung von Kiesbänken). Eine höhere Abflussdynamik auch im Normalbetrieb wäre dementsprechend wünschenswert, erscheint aber aufgrund des Planfeststellungsbeschlusses derzeit als nicht realisierbar.

## 4.5 Grundwasser und Bodenfeuchte

### 4.5.1 Methoden

Für die Erfassung der Grundwasserdynamik konnten Daten von insgesamt acht permanent verbauten Pegeln (HOBO U20L) ausgewertet werden (Abb. 21). Diese Pegelstandorte wurden bis Ende 2021 vom WWA Ingolstadt betreut und danach an das Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt übergeben. Auf Grund der Installation eines neuen Messsystems sind in dieser Zeit an einigen Pegeln kleinere Datenlücken aufgetreten. Ansonsten ist die Zeitreihe von 2006 bis heute lückenlos. Im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum ist das Monitoring der Grundwasserstände ebenfalls reduziert worden. Die in MONDAU I bereits verwendete flächenorientierte Modellierung der Grundwasserstände und des Grundwasserflurabstands konnte auf Grundlage der neuen Daten verfeinert werden. Dazu wurde im Aueninstitut ein Grundwassermodell (GWM) entwickelt. Ziel des GWM ist es, aus einzelnen Messpunkten (Grundwasser und Oberflächengewässer) flächige Grundwassermodelle zu generieren.

Als Grundlage diente ein von Betz und Fischer trainiertes Random-Forest-Modell des Untersuchungsgebiets, das mithilfe des R-Pakets CAST erstellt wurde. Für die Interpolation der einzelnen Grundwasserdaten wurden sowohl zeitliche als auch räumliche Parameter berücksichtigt. Die zeitlichen Parameter waren hierbei unter anderem der Abfluss der Donau und des OHB, sowie das Datum und der Tag des Jahres. Die räumlichen Parameter waren die horizontale und vertikale Distanz zwischen Messpunkt und Donau. Mithilfe des von Betz und Fischer entwickelten R-Pakets GroundwatermodelR (<https://github.com/fbetz-geo/GroundwatermodelR>) kann zudem automatisiert für jeden Tag ein Modell gerechnet werden. Anwendung findet dieses Modell zum Beispiel in Kapitel 5 zur Charakterisierung diverser Vegetationsplots.

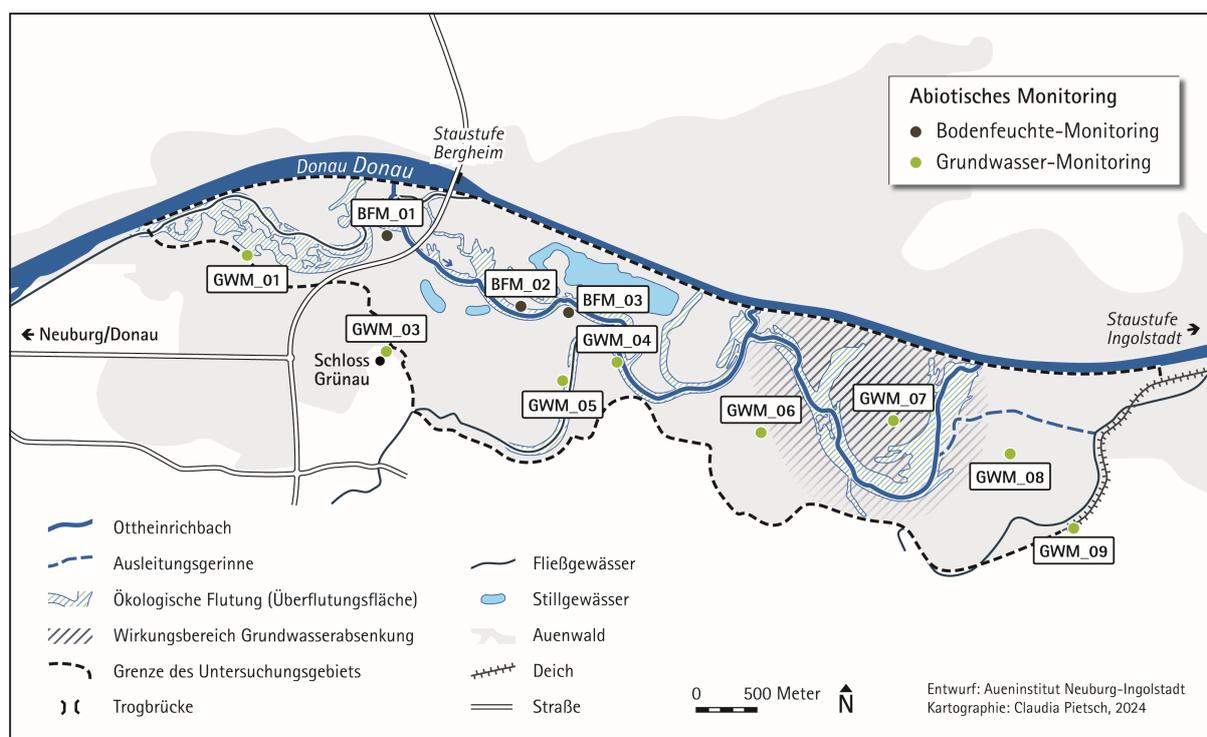


Abb. 21: Lage der acht permanenten Grundwasserpegel (grüne Punkte) GWM\_01 und GWM\_03 bis GWM\_09 und der drei Bodenfeuchtemessstellen (blaue Punkte) BFM\_01 bis BFM\_03 im Projektgebiet (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

In MONDAU I wurde zur Erfassung des volumetrischen Wassergehalts ein Bodenfeuchtemessnetz mit 30 über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilten Loggerstandorten mit jeweils drei Sensoren verwendet. Dieses System musste altersbedingt allerdings abgebaut werden. Für MONDAU II wurde dementsprechend 2021 ein neues und verkleinertes Messsystem der Firma Hobo mit einer geänderten Standortverteilung installiert. Dieses System beschränkt sich auf drei Standorte (zwei Standorte liegen direkt am Gerinne des OHB, ein Standort liegt an einer temporär überfluteten Fläche) mit jeweils vier Datenloggern und 3 Sensoren (Abb. 21). Die Logger sind dabei in Transekten mit einem Abstand von 5 m zwischen den einzelnen Datenloggern angeordnet (Abb. 22, links). Die Sensoren wurden vertikal mit Hilfe eines Nivelliergerätes im Bodenprofil gesetzt (Abb. 22, rechts). Dabei liegt der erste Sensor 30 cm oberhalb des Wasserstands einer durchschnittlichen ÖF, der zweite Sensor 50 cm über Sensor 1 und der dritte Sensor 25 cm unterhalb der Geländeoberfläche. Die Funktionsweise des Messsystems (FDR-Verfahren) hat sich im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum nicht geändert. Die Ermittlung des Wassergehalts im Boden erfolgte über die Dielektrizität ( $\epsilon$ ) des Mediums. Dabei wird die Ladezeit des Kondensators bestimmt, der durch die Elektroden und die Dielektrizität des Bodens (Dielektrikum) gebildet wird. Da  $\epsilon$  von Wasser ( $\sim 80$ ) um ein Vielfaches größer ist als von Boden ( $\epsilon \sim 3-5$ ) oder Luft ( $\epsilon \sim 1$ ), bewirkt die Veränderung des Wassergehaltes eine Veränderung der Dielektrizität und kann dann in  $\text{m}^3/\text{m}^3$  umgerechnet werden (Cyffka et al. 2016).



Abb. 22: Links: Bodenfeuchtetranssekt; Mitte: Orthophoto eines Bodenprofils mit Maßstab, rechts: vertikale Anordnung der Bodenfeuchtesensoren im Bodenprofil mit Datenlogger (oben) (Fotos: Tim Borgs).

## 4.5.2 Ergebnisse

### 4.5.2.1 Wasserstände der Grundwasserpegel

In Abb. 23 ist die Zeitreihe von August 2006 bis Juni 2023 für die Grundwasserpegel GWM\_01, GWM\_03, GWM\_04, GWM\_07, GWM\_08 und für die Donau (Messstelle Neuburg an der Donau) dargestellt. Am Verlauf der Ganglinien ist der deutliche Unterschied zwischen dem Zeitraum vor Maßnahmenbeginn (2010) und danach zu erkennen. Besonders die ÖF (stärkere Ausschläge in den Ganglinien) führen zu einer gestiegenen Grundwasserdynamik an allen Grundwasserpegeln. Dies belegt die gute hydraulische Konnektivität zwischen Oberflächen- und Grundwasser über die durchlässigen Kieskörper im Untersuchungsgebiet, auch an Standorten mit einer Entfernung von über 800 m zum Gerinne (GWM\_03).

Außerhalb der ÖF wird die Grundwasserdynamik der einzelnen Pegelstandorte von den nächstgelegenen Fließgewässersystemen geprägt. GWM\_01 steht zum Beispiel unter dem Einfluss des Längenmühlbachs, welcher einen recht homogenen Abfluss aufweist. Dementsprechend ist auch die Grundwasserdynamik dieses Pegels relativ gering. GWM\_03 bis GWM\_08 spiegeln eher die Abflussdynamik des OHB wider, wobei GWM\_03 und GWM\_08 aufgrund der größeren Entfernung zum Gerinne etwas abgedämpft und verzögert reagieren. Größere Abweichungen in Bezug auf die hydraulische Konnektivität im Vergleich zu den Ergebnissen des ersten Untersuchungszeitraums konnten nicht festgestellt werden.

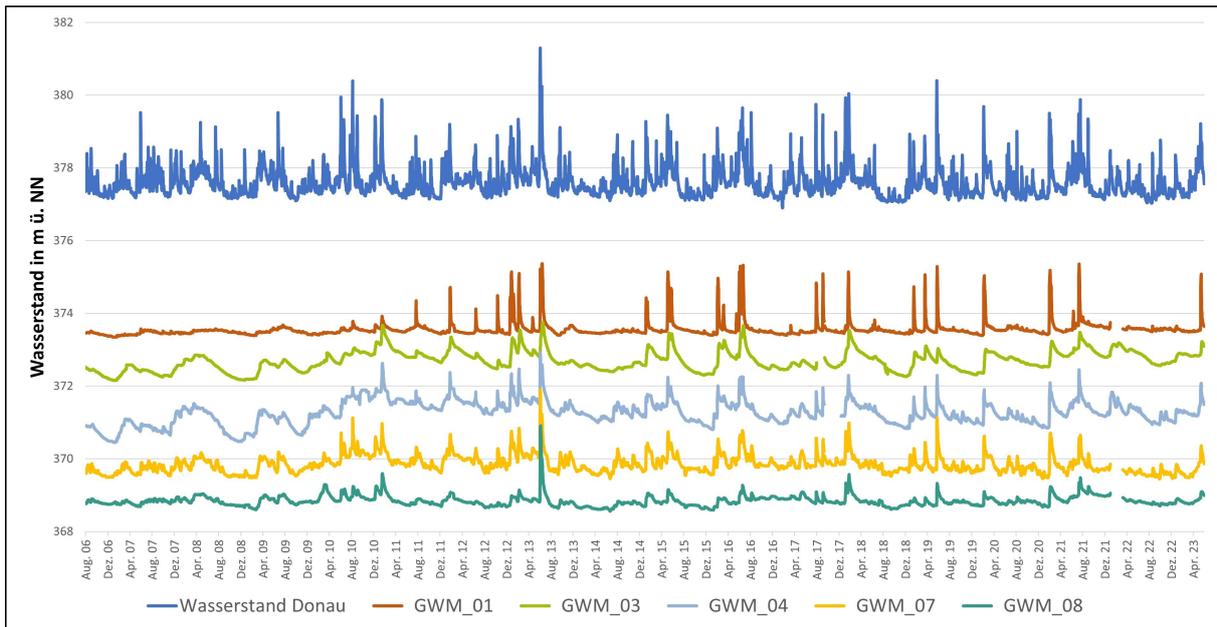


Abb. 23: Ganglinien (Tagesmittelwerte) der permanenten Grundwasserpegel GWM\_01, GWM\_03, GWM\_04, GWM\_07 und GWM\_08 und dem Fließgewässerpegel der Donau (Messstelle Neuburg an der Donau) in m über NN für den Zeitraum August 2006 (Öffnung des OHB im Juni 2010) bis Mai 2023 (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Um den Einfluss der ÖF noch deutlicher zu zeigen, ist in Abb. 24 die Wasserstandsamplitude pro Jahr für die Pegel GWM\_01 und GWM\_04 dargestellt. Besonders auffällig sind die Jahre ohne ÖF. Bei Pegel GWM\_01 fällt die Amplitude von durchschnittlich 1,8 m pro Jahr auf 0,14 m (2014 und 2022). Dies entspricht ziemlich genau dem Wert von vor der Maßnahme. Auch bei GWM\_04 ist dieser Effekt, wenn auch in abgeschwächter Form, deutlich zu erkennen. Die Amplitude fällt hier von durchschnittlich 1,3 m auf 0,56 m (2014) und 0,91 m (2022).

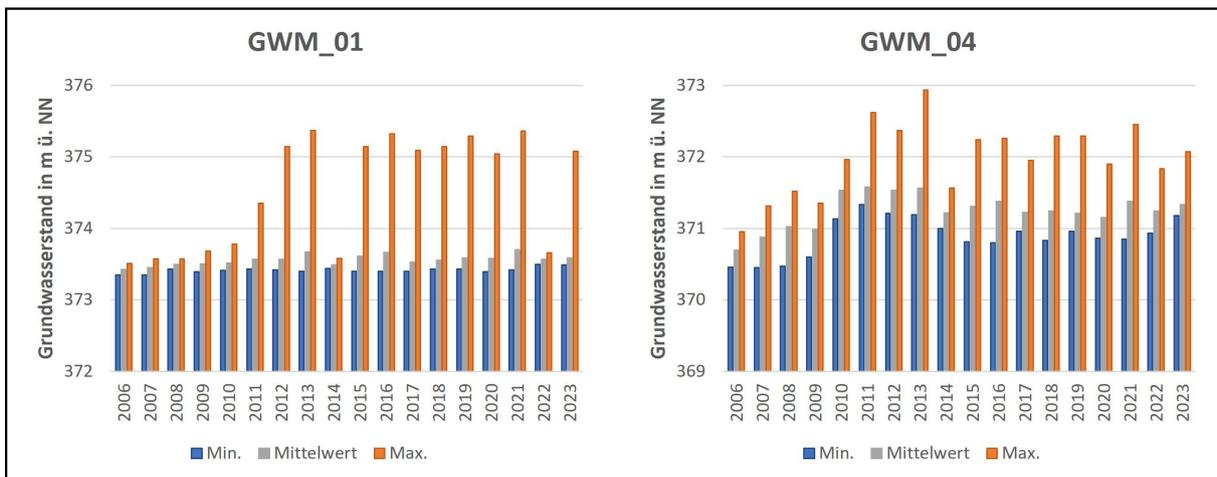


Abb. 24: Wasserstandsamplitude zweier Grundwasserpegel, links: Wasserstandsamplitude des Grundwasserpegels GWM\_01 (großer Abstand zum OHB) in Meter über NN für die Jahre 2006 bis 2023; rechts: Wasserstandsamplitude des Grundwasserpegels GWM\_04 (geringer Abstand zum OHB) in Meter über NN für die Jahre 2006 bis 2023; blau: minimaler Wasserstand, grau: mittlerer Wasserstand, orange: maximaler Wasserstand (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

### 4.5.2.2 Bodenfeuchte

In Abb. 25 ist der Verlauf der Bodenfeuchte am Standort BFM\_02\_01 in  $\text{m}^3/\text{m}^3$  und der Grundwasserstand des nächstgelegenen Pegels GWM\_04 in m über NN für den Zeitraum April bis August 2021 exemplarisch dargestellt. Die bisher längste ÖF mit 13 Tagen (09.07.21 bis 21.07.21) ist in diesem Zeitraum inkludiert. Der Abstand der Sensoren zur Gewässeroberfläche der ÖF nimmt von BFM\_02\_01\_01 bis BFM\_02\_01\_03 zu.

Für die gewässernäheren Sensoren 1 und 2 ist zu erkennen, dass mit steigender Entfernung zur Gewässeroberfläche die Bodenfeuchte abnimmt. Zusätzlich scheint die Dynamik dieser beiden unteren Sensoren parallel zu den Wasserstandsschwankungen des OHB zu verlaufen. Der oberflächennahe Sensor (25 cm unterhalb der Geländeoberfläche) reagiert hingegen stark sensitiv auf Niederschlagsereignisse (Abb. 26). Eine direkte Verbindung zum Wasserstand des OHB kann hier nicht nachgewiesen werden. Besonders deutlich wird dieser Effekt bei ÖF. Während die beiden unteren Sensoren parallel zum steigenden Wasserstand reagieren, ist der Verlauf des oberflächennahen Sensors gegenläufig.

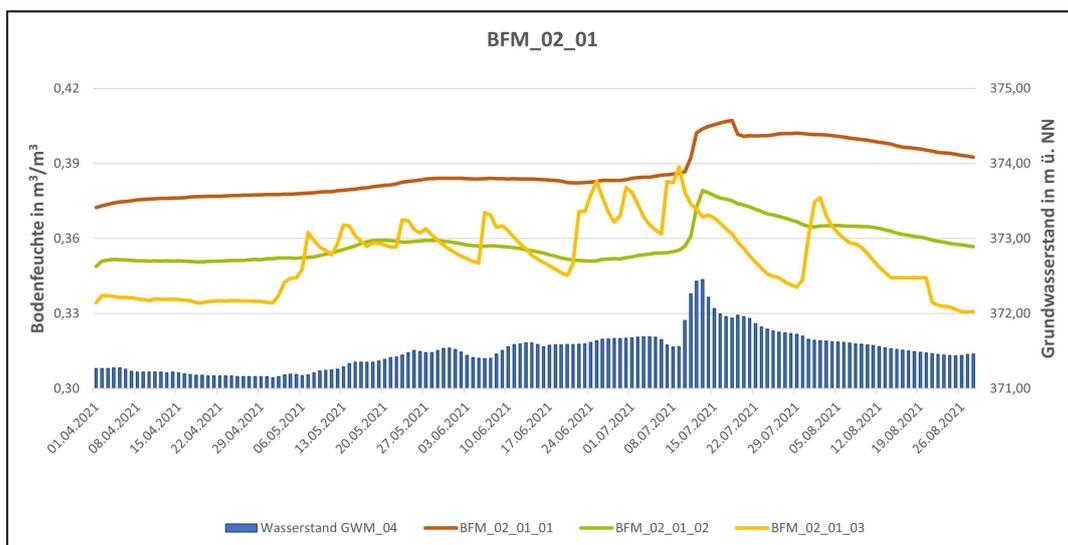


Abb. 25: Bodenfeuchte in  $\text{m}^3/\text{m}^3$  der Bodenfeuchtesensoren BFM\_02\_01\_01 bis BFM\_02\_01\_03 am Standort BFM\_02 und Wasserstand des Grundwasserpegels GWM\_04 in m über NN inklusive einer ökologischen Flutung (09.07. bis 21.07.2021) im Zeitraum April 2021 bis August 2021 (Quelle: Tim Borgs).

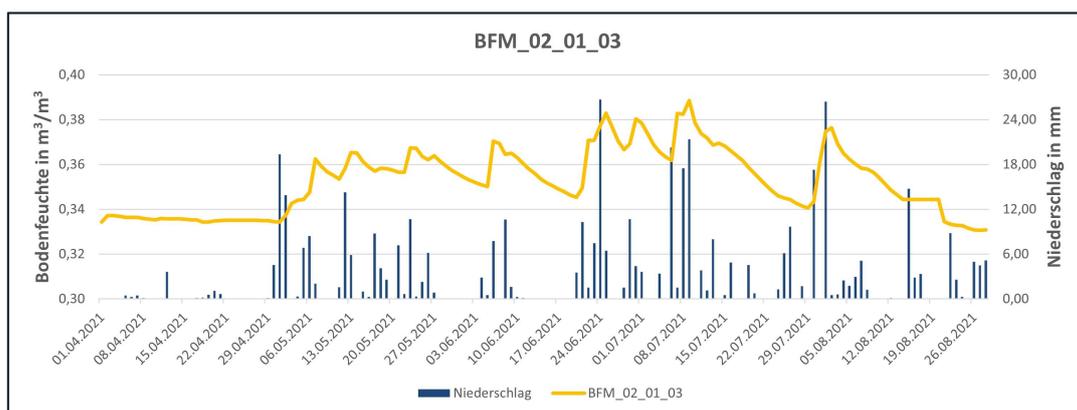


Abb. 26: Bodenfeuchte in  $\text{m}^3/\text{m}^3$  des bodennahen (-25 cm) Sensors BFM\_02\_01\_03 und Niederschlag in mm pro Tag der Wetterstation Karlshuld (Quelle: Tim Borgs).

### 4.5.3 Diskussion

Wie bereits bei der Abflussdynamik des OHB konnten auch bei der Grundwasserdynamik keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den Ergebnissen des ersten Untersuchungszeitraums dokumentiert werden. Auf Grund der limitierten Abflussmenge von 1 bis 5 m<sup>3</sup>/s im Normalbetrieb und maximal 30 m<sup>3</sup>/s bei ÖF waren größere Veränderungen unwahrscheinlich.

Bezogen auf die Grundwasseramplitude konnte das im Jahr 2022 fortgesetzte Langzeitmonitoring die Relevanz von ÖF für die Dynamik vertiefter Erkenntnisse generieren. So unterscheiden sich die Phasen ohne ÖF bei fließgewässerfernen Grundwasserpegeln fast gar nicht und bei fließgewässernahen Pegeln nur geringfügig von der Situation vor der Maßnahme. Ein angehobener Grundwasserspiegel und eine etwas intensivere Grundwasserstandsschwankung ist außerhalb von ÖF, aufgrund der permanenten Wasserführung des OHB und der Wasserstandsdynamik im Normalbetrieb (1-5 m<sup>3</sup>/s), dennoch zu erkennen.

Festzuhalten ist, dass durch die Wiederherstellung der lateralen Konnektivität positive Effekte in Zeiten mit geringem Abfluss der Donau eingetreten sind. Durch die permanente Wasserzufuhr durch den OHB in die Aue wird der Grundwasserspiegel auch in „Trockenphasen“ auf einem stabilen Niveau gehalten. Der Wasserstand der Donau ist zum Beispiel im Jahr 2022 aufgrund des geringen Abflusses (Minimum 81,3 m<sup>3</sup>/s am Pegel Ingolstadt) stark gefallen, ein Abfall des Grundwasserspiegels war hingegen nicht festzustellen. Der Begriff „Trockenphase“ bezieht sich hier lediglich auf den Abfluss der Donau und nicht auf das lokale Niederschlagsgeschehen. Der summierte Niederschlag im dritten Quartal 2022 lag in unserem Untersuchungsgebiet auf einem normalen, wenn nicht sogar leicht erhöhtem Niveau (Abb. 9).

Die beiden unteren Bodenfeuchtesensoren reagieren bei ÖF parallel auf die Änderung der Abflussdynamik des OHB. Der obere Sensor (25 cm unterhalb der Geländeoberfläche und 5 m Entfernung zum OHB) hingegen scheint lediglich von der Niederschlagsintensität beeinflusst zu werden. Der kapillare Aufstieg wird unterbrochen. Ein möglicher Grund sind die dokumentierten Sandlinsen, welche aufgrund ihres größeren Porendurchmessers diesen Aufstieg verhindern (Becher 2001). Zusätzlich könnte auch ein größeres Porenvolumen des Oberbodens zu diesem Effekt führen. Dies zeigt auch die geringe Verweildauer des Wassers nach Niederschlagsereignissen in dieser Schicht. Die hier dargestellten Messungen haben eindeutig gezeigt, dass selbst bei sehr langen ÖF die oberen Bodenschichten, die insbesondere für die Bodenvegetation von Bedeutung ist, nicht von einer gestiegenen Grundwasserdynamik profitieren können. Nur eine größere Ausdehnung der Überflutungsflächen durch mehr Abflussdynamik und somit eine Vernässung des Oberbodens können dem entgegenwirken. Ein kapillarer Aufstieg ist dann nicht mehr notwendig.

### 4.6 Fazit

Das Teilprojekt II „Abiotische Standortparameter: Prozesse und Strukturen“ dokumentiert und analysiert die Intensität der fluvialen Morphodynamik, der Wasserstandsdynamik (Grund- und Oberflächenwasser) und den Effekt von ÖF auf die Bodenfeuchte. Übergeordnetes Ziel war, wie in MONDAU I, die Erfassung und Beschreibung von Prozessen und hydrologisch sowie geomorphologisch relevanten Strukturen, welche die Entwicklung der Auen zwischen Neuburg an der Donau und Ingolstadt mit ihrem neu angelegten Umgehungsgewässer OHB maßgeblich beeinflussen. Ein besonderer Fokus lag dabei auf den möglichen Unterschieden der Intensität und der flächigen Ausdehnung der genannten Prozesse und Strukturen im Vergleich zum ersten Untersuchungszeitraum.

Bezogen auf die Fluviale Morphodynamik haben die Untersuchungen gezeigt, dass die hohe Intensität der morphologischen Veränderungen durch Erosions- und Akkumulationsprozesse (z.B. Uferrückverlagerungen, Kiesbankdynamik etc.) in Bezug zum ersten Untersuchungszeitraum in den letzten Jahren zurückgegangen ist bzw. lokal durch andere Parameter, wie z.B. Totholz, beeinflusst wurden. Die große Abhängigkeit zwischen ÖF und der Erosionsrate konnte bei einer detaillierten Analyse an der „1. Rückleitung“ nachgewiesen werden. Besonders lange Phasen ohne ÖF führen nur noch zu geringen morphologischen Prozessen bzw. verringern diese sogar, z.B. in Form von der Stabilisierung von Kiesbänken.

Die Erkenntnisse zur Abflusssdynamik und zur Ausdehnung der Überflutungsflächen aus dem ersten Untersuchungszeitraum konnten auch in MONDAU II bestätigt werden. Aufgrund der limitierten Abflussmenge zwischen 1 und 5 m<sup>3</sup>/s im Normalbetrieb und maximal 30 m<sup>3</sup>/s bei ÖF waren größere Veränderungen allerdings nicht zu erwarten. Die Prognosen der hydraulischen Berechnungen des Planfeststellungsverfahrens, eine Flutungsfläche von bis zu 120 ha, werden weiterhin nicht erreicht. Lediglich die gestiegene Totholzdynamik und daraus entstehende Rückstaueffekte scheinen zumindest lokal für kleinflächige Überflutungen zu sorgen, welche minimal von den kartierten Flächen aus dem ersten Untersuchungszeitraum abweichen.

Wie bereits bei der Abflusssdynamik des OHB konnten auch bzgl. der Grundwasserdynamik, im Vergleich zu den Erkenntnissen des ersten Untersuchungszeitraums, keine nennenswerten Veränderungen dokumentiert werden. Dennoch wurde durch das Langzeitmonitoring die Abhängigkeit zwischen Abflusssdynamik des OHB und der Grundwasserdynamik intensiver beleuchtet. So hat die Analyse der Bodenfeuchte gezeigt, dass der Wassergehalt im Boden während einer ÖF fast parallel zum Wasserstand ansteigt. Lediglich die obere Bodenschicht (25 cm) scheint, durch eine Unterbrechung des kapillaren Aufstiegs, nicht von der gestiegenen Abflusssdynamik beeinflusst zu werden.

Festzuhalten ist, dass alle untersuchten Teilbereiche von einer Erhöhung der Abflusssdynamik sowohl im Normalbetrieb als auch bei ÖF profitieren würden, um größere morphologische Veränderungen und die Ausdehnung der Flutungsflächen zu erreichen. Eine Anpassung der Ausleitungsmenge sowohl im Normalbetrieb als auch bei ÖF sind dementsprechend notwendig, um die gewünschten naturnahen dynamische Prozesse im Projektgebiet dauerhaft zu verbessern.

## 5 Auenvegetation

Veronika Ullmann und Barbara Stammel

### 5.1 Wasser- und Ufervegetation

#### 5.1.1 Einleitung

Natürliche Auen bestehen aus einem Mosaik an verschiedenen Lebensräumen, die miteinander vernetzt sind und unterschiedliche Funktionen erfüllen. Die räumliche Anordnung von Lebensräumen sowie die Verteilung von Arten entlang eines Flusses und innerhalb der Flussaue werden vor allem durch geomorphologische sowie hydrologische Prozesse gesteuert. Im Gewässer selbst besiedeln Wasserpflanzen verschiedene Habitats und Strukturen in Abhängigkeit von Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und Bodensubstrat (Gurnell et al. 2016, Harvdová et al. 2023). Sie bieten damit aquatischen Lebewesen eine Vielzahl an Lebensraumbedingungen, z.B. zur Aufzucht, für Nahrung oder Schutz. Das anschließende Ufer wird von eng miteinander verknüpften Habitattypen wie Wechselwasserzonen, Röhricht, Weichholzaunen und Hartholzaunen besiedelt (Januschke et al. 2023). Aufgrund der vielen unterschiedlichen Standortbedingungen stellen Auen einen Hotspot der Biodiversität für Gefäßpflanzen dar (Stammel et al. 2017). Die Ufervegetation ist dabei das funktionale Bindeglied zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen und besteht aus einem Komplex aus verschiedenen Vegetationseinheiten entlang des Gewässers (Naimann et al. 1993). So stabilisiert die Ufervegetation durch ihre Wurzeln das Ufer und schützt es dadurch vor Erosion. Uferbereiche können Nährstoffe wie Nitrat und Phosphor durch biochemische oder physikalische Prozesse aus dem Wasser filtern oder auch deren Eintrag aus der Umgebung in das Wasser verhindern, liefern gleichzeitig aber auch Laub als Nahrung für verschiedene aquatische Lebewesen. Die Uferzone stellt für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten einen Lebensraum dar, der Aufwuchshabitats bietet und zur Erhaltung von Populationen beiträgt (Riis et al. 2020).

Auf eine naturnahe Uferzone wirken viele Einflüsse ein, wodurch sie eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität mit deutlichen Feuchte- und Störungsgradienten aufweist. Dabei beeinflussen sowohl menschliche als auch natürliche hydrologische und morphodynamische Prozesse die Entwicklung (Naimann et al. 1993). Eine natürliche Wasser- und Ufervegetation ist in dynamischen Flüssen häufigen Wasserstandschwankungen ausgesetzt. Dadurch kommt es auch regelmäßig durch periodische Überflutungen und morphologische Veränderungen zum Verschwinden von Pflanzenarten und zur Wiederbesiedlung durch neue Arten (Stammel et al. 2021). Durch kurze Vegetationszyklen, eine dauerhafte Samenbank (Schwab & Kiehl 2017) und angepasste Ausbreitungsstrategien (Vogt et al. 2004, Schwab et al. 2018) sind die Vertreter dieser hochdynamischen Zone an die dortigen wechselnden Bedingungen angepasst (Harvdová et al. 2023). Werden die Ufer verbaut, wie beispielsweise 80% der Ufer der deutschen Bundeswasserstraßen (Symmank et al. 2020), so beeinflusst das sowohl die ökologische Funktionalität als auch die Artenzusammensetzung zahlreicher aquatischer, semi-aquatischer und terrestrischer Gruppen (Fischenich 2003, Florsheim et al. 2008, Reid & Church 2015).

Im Dynamisierungsprojekt wurden die Ufer des Ottheinrichbachs naturnah angelegt. Der Verlauf wurde teilweise so gestaltet, dass morphodynamische Prozesse gefördert werden. Andere Bereiche waren bereits naturnah ausgeprägt und wurden durch das Projekt nicht weiter verändert. Drei Jahre nach Abschluss der Baumaßnahmen konnte so auch in allen untersuchten Abschnitten eine positive Entwicklung festgestellt werden. Die Artenzahlen der Wasser-

und Ufervegetation sind in MONDAU I insgesamt angestiegen, wobei sich vor allem die Zielarten der Gewässer und Wechselwasserzone positiv entwickelt haben, darunter viele Arten der Roten Liste Bayerns. Am stärksten ist die Artenzahl in den ehemals trockenen Altarmen gestiegen. Es wurde aber auch eine beschleunigte Ansiedlung von Neophyten in den Untersuchungsgebieten beobachtet. Die Ergebnisse des kurzfristigen Monitorings (Schwab & Kiehl 2016) zeigten, dass im direkten Einflussbereich des Umgebungsgewässers der durch Eindeichung und Staustufenbau hervorgerufene negative Trend der Vegetationsentwicklung (Margaraf 2004) gestoppt werden konnte. Allerdings sollten die Dynamisierungsmaßnahmen noch weiter optimiert werden und großflächigere Überschwemmungen sowie eine stärkere Morphodynamik erreicht werden, um mittel- bis langfristig und vor allem großflächig auentypische Pflanzenarten zu fördern.

Folgende Fragestellungen sollten im Projekt MONDAU II geklärt werden:

- Hat sich die Wasser- und Ufervegetation im Projektgebiet seit 2013 verändert und konnten sich die in MONDAU I beobachteten Entwicklungen fortsetzen?
- Haben unterschiedliche hydrologische Ausgangsbedingungen auch 12 Jahre nach der Dynamisierungsmaßnahme noch einen Einfluss auf die Wasser- und Ufervegetation?
- Werden auentypische Arten durch die Maßnahmen gefördert und zeigen verschiedene Indikatorgruppen (Zeiger der Weichholzaue, Hartholzaue, Röhrichtarten, Wasserwechselarten, Makrophyten, nicht-auentypische Arten) unterschiedliche Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen?
- Wie verändert sich die flächige Ausdehnung verschiedener Vegetationstypen zwischen 2007 und 2022 in vier Abschnitten des Ottheinrichbachs?

### 5.1.2 Methodik

#### 5.1.2.1 Untersuchungsdesign

Für die Erfassung der Wasser- und Ufervegetation wurden drei verschiedene Aufnahmemethoden, die bereits von anderen Bearbeitern zu unterschiedlichen Zeiten vor und/oder kurz nach der Maßnahmenumsetzung durchgeführt worden waren, wiederholt und miteinander kombiniert (Abb. 29). Dazu wurde das Untersuchungsgebiet von Schwab & Kiehl (2016) entsprechend der hydrologischen Ausgangsbedingungen (vor der Dynamisierung) in sechs verschiedene Abschnitte unterteilt, die in Abb. 27 im Projektgebiet eingezeichnet sind. Die Abschnitte 1 und 2 waren früher trockene Altarme, durch die im Rahmen der Dynamisierungsmaßnahmen der Ottheinrichbach gelegt wurde. Dabei fanden intensive Baumaßnahmen statt. Im Abschnitt 1 kommt zudem der Längenmühlbach vor, der jedoch nicht von den Baumaßnahmen betroffen war. Abschnitt 3 und 5 waren ehemals temporäre Gewässer, die wechselnde Wasserstände aufwiesen. Diese sind nun Teil des Ottheinrichbachs. Nicht beeinflusst durch Baumaßnahmen wurden die ehemaligen Altwässer in Abschnitt 4 und 6. Diese ehemaligen permanenten Stillgewässer werden heute vom Ottheinrichbach durchflossen, haben aber aufgrund ihrer Breite weiterhin einen starken Stillgewässercharakter. Alle diese Abschnitte werden durch den Ottheinrichbach sowie durch die ökologischen Flutungen beeinflusst. Zusätzlich wirkt in den Abschnitten 5 und 6 die Grundwasserabsenkung (Schwab & Kiehl 2016). Charakteristische Bilder für die sechs Abschnitte sind in Abb. 28 dargestellt.

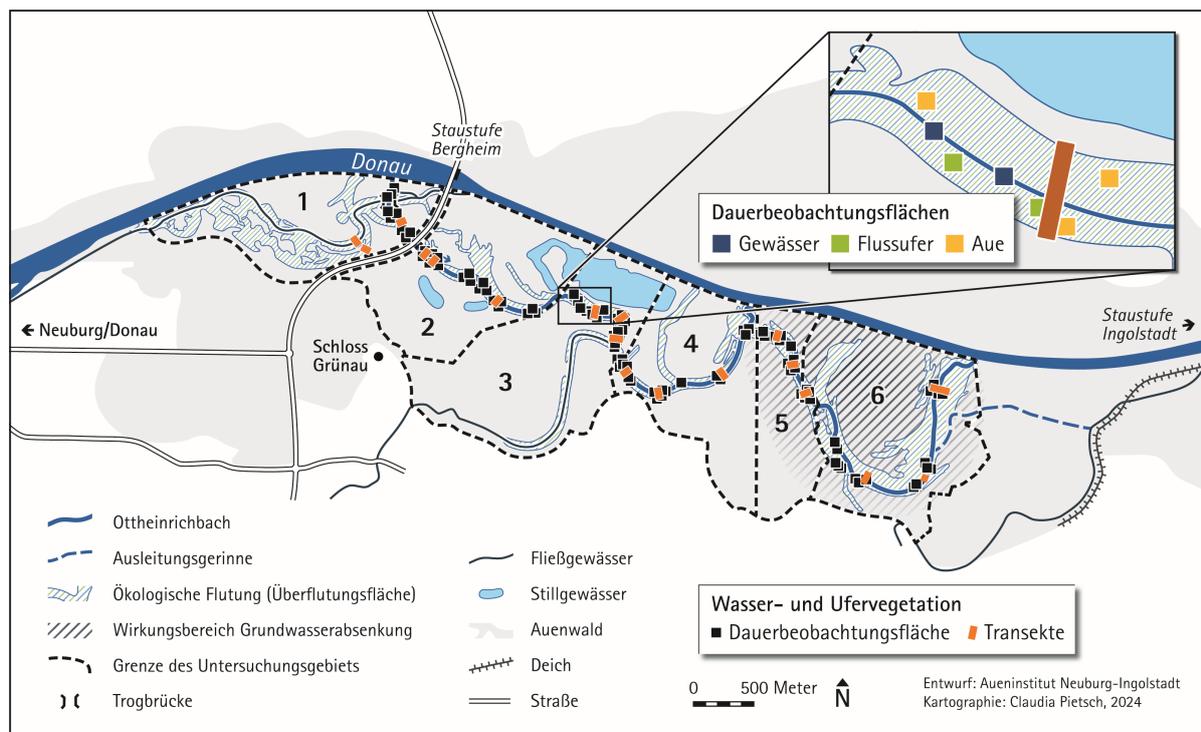


Abb. 27: Unterteilung des Untersuchungsgebietes in sechs Abschnitte auf der Grundlage der hydrologischen Ausgangsbedingungen, Lage der Transekte und der Dauerbeobachtungsflächen (unterteilt in Gewässer, Flussufer und Aue) (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

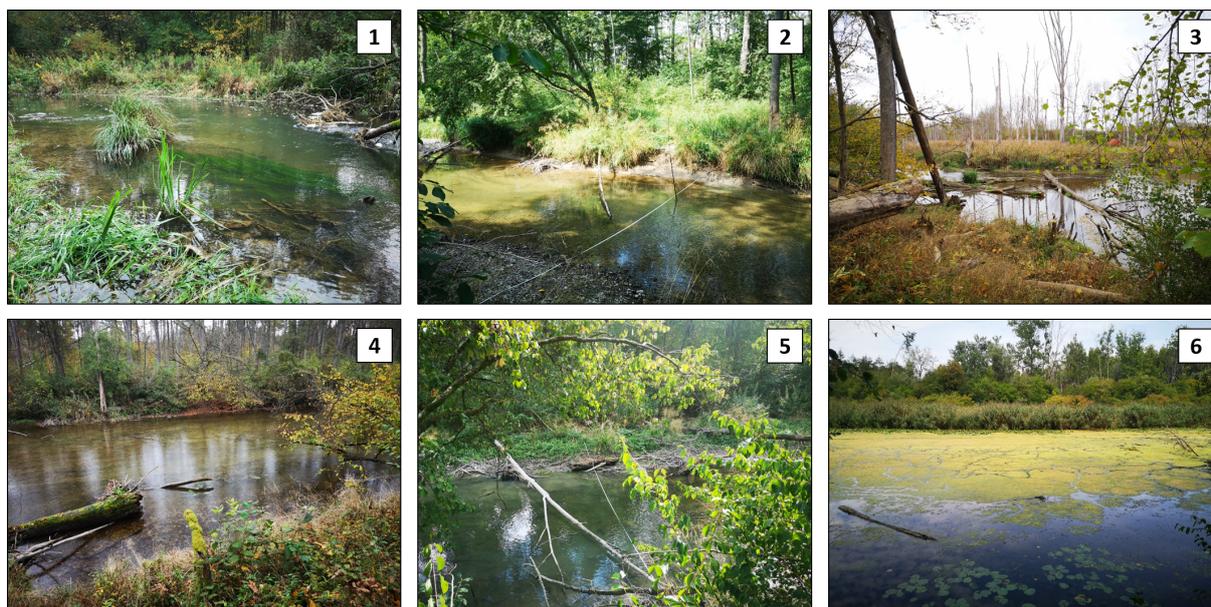


Abb. 28: Fotos der sechs Abschnitte (Nummer des Abschnitts im Bild) im Sommer 2022 (Fotos: Veronika Ullmann).

Die drei verwendeten Methoden (Abb. 29) waren 1. Transektaufnahmen, 2. zufällig verteilte Vegetationsquadrate als Dauerbeobachtungsflächen (DBF) und 3. eine Vegetationskartierung entlang des Ottheinrichbachs, die nur die Abschnitte 3 bis 6 umfasst. Diese drei Methoden ergänzen sich gegenseitig und ergeben ein ganzheitliches Bild der Wasser- und Ufervegetation.

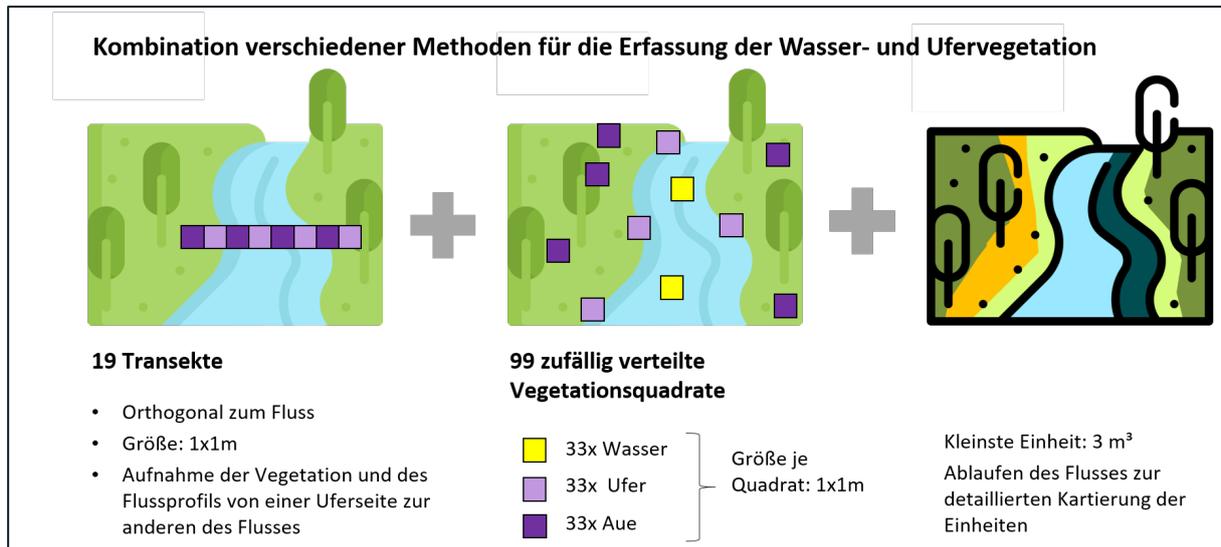


Abb. 29: Überblick über die verwendeten Methoden zur Erfassung der Wasser- und Ufervegetation (Quelle: Veronika Ullmann und flaticon.com).

Um die längerfristige, flächenhafte Veränderung der Vegetation seit der Umsetzung der Maßnahme zu erfassen, wurde die im Jahr 2007 durchgeführte Vegetationskartierung (Eckert 2008) im Jahr 2022 wiederholt (Löffler 2022). Als räumlicher Rahmen dienten dabei die Abschnitte 3 bis 6 (siehe Abb. 27), da nur für diese auch die Ausgangskartierung zur Verfügung stand. Die Abgrenzung der Kartiereinheiten 2007 basierte auf dominanten Arten (z.B. Schilfröhricht) und konnte 2022 größtenteils übernommen werden. Teilweise mussten aber neue Kartiereinheiten beschrieben werden (z.B. Pfeilkraut-Bestand). Als Mindestkartiergröße wurden drei Quadratmeter festgelegt.

Zur Beobachtung der Morphodynamik naturnaher Ufer mit nur schwer vorhersehbaren räumlichen und zeitlichen Veränderungen der Wasser- und Ufervegetation (Lang et al. 2013), wurden bereits ab 2007 im Untersuchungsgebiet 19 Transekte angelegt. Die Transekte verliefen orthogonal zum Bach und deckten dabei in einer Breite von 27 bis 109 m mindestens den Bereich ab, der regelmäßig von ökologischen Flutungen beeinflusst wird. Oftmals wurden die Transekte an der Hangkante gestartet und dort mit Holzpfosten markiert. Entlang einer Linie zwischen diesen beiden Pfosten erfolgte eine lückenlose Vegetationsaufnahme in 1 m x 1 m großen Quadraten. Die Vegetationsdeckung einzelner Arten in einer Aufnahmefläche wurde nach der Skala von Londo (1976) geschätzt, die einzelnen Schichten (Anteile des Rohbodens, der Mooschicht, Krautschicht und des Totholzes) in Prozentschritten. Zusätzlich wurden Standortdaten (Wassertiefe, Beschattung) aufgenommen (siehe Schwab & Kiehl 2016). Nach den jährlichen Untersuchungen in den Jahren 2009 bis 2014 wurde die gleiche Aufnahmemethode 2022 erneut wiederholt. Zwischen 2014 und 2021 erfolgte die Aufnahme in Teilen im Rahmen verschiedener Abschlussarbeiten. Diese Aufnahmen wurden für diese Studie jedoch nur unterstützend zur Bewertung der Veränderung herangezogen. Der Fokus hier liegt stattdessen auf der erneuten vollständigen Aufnahme aller Transekte im Jahr 2022.

Durch die räumliche Abhängigkeit der einzelnen Aufnahmequadrate der Transektaufnahme war die statistische Auswertung der Einzelplots der Transekte nur bedingt möglich. Daher wurden zusätzlich 99 gleichgroße Quadrate (1 m x 1 m) zufällig in den drei Straten „Gewässer“ (permanent fließendes Wasser), „Flussufer“ (Übergang vom Bach zum Land) und „Aue“ verteilt. „Aue“ beschreibt dabei den direkt angrenzenden, durch den Ottheinrichbach und die

ökologischen Flutungen deutlich beeinflussten Bereich. Die Vegetationsaufnahmen in den Dauerbeobachtungsflächen erfolgte nach der gleichen Methode wie die Transektaufnahmen. Diese Flächen wurden in den Jahren 2010, 2011, 2012, 2013 für das kurzzeitige Monitoring aufgenommen. Im Jahr 2014 erfolgte eine weitere Aufnahme, die die Entwicklung nach dem Hochwasserereignis 2013 widerspiegelt und im Jahr 2022 wurden die Flächen für das mittelfristige Monitoring untersucht. Sowohl die Dauerbeobachtungsflächen als auch die Beginn- und Endpunkte der Transekte wurden in MONDAU I mit Magneten im Boden markiert, ihre Lage beschrieben und in eine Karte eingetragen. Dennoch konnten von den 99 statistischen Vegetationsflächen etwa ein Drittel der Flächen nicht wiedergefunden werden. In diesem Fall wurde zufällig in räumlicher Nähe eine neue Fläche in der jeweiligen Kategorie als Ersatz festgelegt und markiert.

### 5.1.2.2 Analyse der Daten

Der BioAu-Index ist eine biozönotische Auenbewertung (Januschke et al. 2023), der flussauentypspezifisch Artvorkommen miteinander anhand verschiedener Kenngrößen (Tab. 3) vergleicht und bewertet. Die Donauauen werden dabei dem Flussauentyp 11 „Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen (Kies/Schotter)“ zugeordnet. Zur Berechnung der BioAu-Kenngrößen wurden die Daten der Jahre 2010, 2012 und 2022 herangezogen. Es wurden alle Arten verwendet, die in den jeweiligen Jahren sowohl in den Transektaufnahmen als auch in den Dauerbeobachtungsflächen der Wasser- und Ufervegetation gefunden wurden. Für die Berechnung der Rote Liste-Arten (K3) wurde statt der bundesweiten Liste die Rote Liste Bayern (BayLfU 2003) und für die Kenngröße Z3 statt der Arten für wechselfeuchtes Grünland die für Weichholzauwälder verwendet.

Tab. 3: Ausgewählte Kenngrößen des BioAu-Index nach Januschke et al. (2023). Kenngrößen, deren Artenlisten auenabschnittstypspezifisch (hier Flussauentyp 10) sind, sind fett geschrieben.

Kenngrößen-Code	Name und Beschreibung der Kenngröße
<b>K1</b>	Auenabschnittstypspezifische Arten: Arten, die aufgrund ihrer Autökologie in prägenden und häufigen Schlüsselhabitaten des Auenabschnittstyps vorkommen.
<b>K2</b>	Indikatorarten mit starker Auenbindung: Arten, die generell, also unabhängig von einer auentypspezifischen Habitatausstattung eine starke Bindung an Auen aufweisen.
K3	Rote Liste-Arten: nach der Roten Liste Deutschlands gefährdete Arten mit Rote Liste-Status 1-3 und Arten der Vorwarnliste
Z1	Gesamtartenzahl
<b>Z2</b>	Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen
<b>Z3</b>	Indikatorarten für Weichholzauwälder
Z4	Gesetzlich geschützte Arten nach § 1 Bundesartenschutzverordnung
Z5	Natura 2000 Arten: Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie
Z6	Stromtalarten: Arten, die eine besondere Bindung an große Auen haben; nur für Gefäßpflanzen relevant

Die erfassten Arten wurden auf der Grundlage ihrer pflanzensoziologischen Zuordnung nach Oberdorfer (2001) (in Ellenberg et al. 1992) von Schwab & Kiehl (2016) zu verschiedener Auenhabitaten zugeordnet. Die fünf definierten Zielartengruppen sind die Arten der Fließ- und Stillgewässer, Arten der Wechselwasserzone sowie nährstoffarmer Flut- und Pionierrasen, Arten der Röhrlichtzone und Hochstaudenfluren, Arten der Weichholzaunenwälder und Arten der feuchten Hartholzaunenwälder. Um die Veränderung der auentypischen Zielarten einzelner Habitattypen zwischen den Monitoringjahren zu analysieren, wurde die Deckung sowie Artenzahl dieser Zielartengruppen pro Jahr als Mittelwert zusammengefasst. Die Veränderung der Pflanzenartenzusammensetzung und der Arten-Turnover zwischen verschiedenen Zeitabschnitten wurde mithilfe des Sørensen Index (Sørensen 1948) und durch die Analyse der konstanten Arten, der hinzugekommenen Arten und der verschwundenen Arten dargestellt. Der Sørensen-Index gibt an, wie stark sich die Artenzusammensetzung zwischen zwei Jahren verändert. Ein Wert von 1 zeigt an, dass keine Veränderung stattgefunden hat und die Artenzusammensetzung gleichgeblieben ist. Im Gegensatz dazu weist ein Wert von 0 darauf hin, dass sich die Artenzusammensetzung gänzlich verändert hat. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden jeweils zwei Bereiche derselben Ausgangssituation zusammengefasst: Die Ausgangssituation „trockener Altarm“ trifft auf die Bereiche 1 und 2 zu, die Bereiche 3 und 5 spiegeln die „temporären Gewässer“ wider und die Bereiche 4 und 6 repräsentieren die „Altwässer“. Der Sørensen-Index wurde einmal für den Zeitschritt vom ersten Monitoringjahr bis zum Jahr vor dem Hochwasser (von 2010 auf 2012) berechnet und soll damit die kurzfristige Veränderung darstellen. Die mittelfristige Entwicklung wird für den Zeitraum von 2010 bzw. 2012 bis 2022 wiedergegeben. Alle Vergleichsdaten wurden mithilfe des Kruskal-Wallis-Tests und einem anschließenden Dunn's-Test inklusive Bonferroni-Korrektur für die verschiedenen Zeitschritte, aber auch die verschiedenen Abschnittstypen mit dem Programm SPSS (Version 29.0.0.0) verglichen (Signifikanzniveau  $p < 0,05$ ). Um den Zusammenhang zwischen Flussprofil und Vegetation interpretieren zu können, wurden Transektgrafiken aus den Transektaufnahmen erstellt. Für diese wurden die Deckungen der definierten Zielarten der Krautschicht pro Quadratmeter in einem Säulendiagramm dargestellt und das Querprofil des Bachbetts mit dem Wasserstand von 2022 darunter platziert.

Zur Analyse der räumlichen Verteilung der Habitattypen wurden für die Vegetationskartierungen der Jahre 2007 und 2022 verschiedene Diversitätsindizes und Landschaftsstrukturmaße berechnet. Landschaftsstrukturmaße setzen die Größe oder die Anzahl von einzelnen Elementen der Landschaft in mathematische Funktionen um, die die Struktur und Anordnung der Landschaftselemente beschreiben (Lausch & Herzog 2002, Pietsch & Richter 2008). Während die sogenannte Mittlere Größe der Landschaftselemente (MGL), sowie die Anzahl der Landschaftselemente (AL) auf die Landschaftskomposition eingehen, betrachten die Indizes Contagion Index (CONTAG) und Interspersion and Juxtaposition Index (IJI) die Konfiguration der Landschaft. Um zusätzlich Informationen zur Veränderung der Diversität der Landschaft zu erhalten, wird der Simpson's Diversity Index (SIDI) herangezogen. Zur Berechnung der Indizes und Landschaftsstrukturmaße wurde die Software FRAGSTATS 4.2 verwendet (McGarigal et al. 2012). Das Programm, das mit Rasterdaten arbeitet, berechnete die oben genannten Strukturmaße auf Basis der zugeschnittenen Abschnittskarten für 2007 und für 2022. Für die Bearbeitung der Daten wurden die Layer der Abschnitte mit ArcGIS Pro in Rasterdaten mit einer Zellengröße von 2,2 m umgewandelt.

### 5.1.3 Ergebnisse

#### 5.1.3.1 Mittelfristige Entwicklung der Wasser- und Ufervegetation

Die Auswertung des BioAu-Index zeigt für alle Kenngrößen eine ähnliche Tendenz (Abb. 30). Im Vergleich zum Ausgangszustand steigt die Artenzahlen der Kenngrößen K1, K2, K3, Z1 und Z3 direkt nach der Maßnahmenumsetzung (2012) zunächst an. Nach weiteren zehn Jahren nimmt die Artenzahl jedoch in allen Kategorien wieder ab und ist sogar geringer als im Ausgangszustand. Die Anzahl der Indikatorarten der vegetationsarmen und vegetationsfreien Uferzonen (Z2) bleibt nach Umsetzung der Maßnahme zwar zunächst gleich wie im Ausgangszustand, nimmt aber bis 2022 um acht Arten ab.

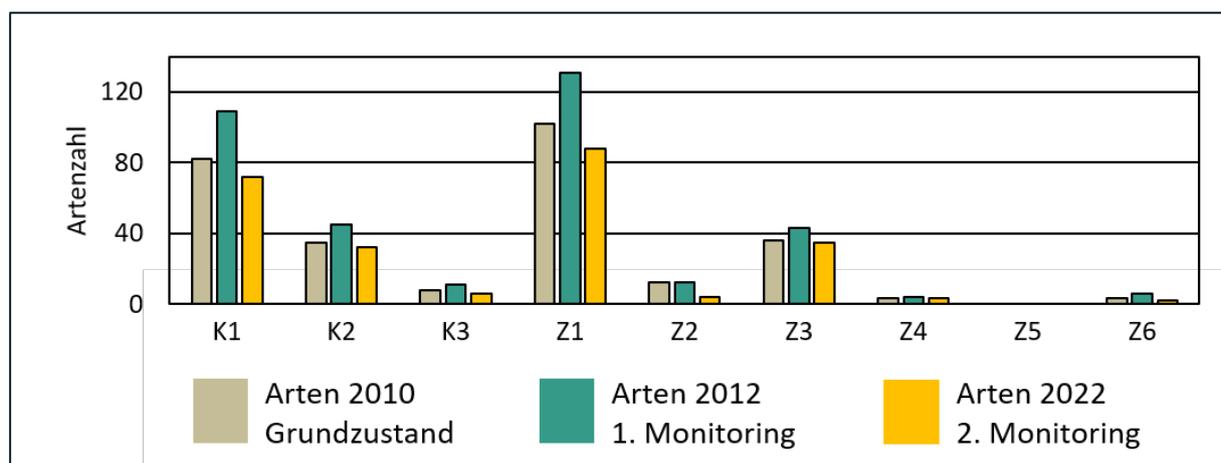


Abb. 30: Vergleich der Kenngrößen des BioAu-Index für die Wasser- und Ufervegetation zwischen dem Grundzustand (2010), 2 Jahre (2012) und 12 Jahre (2022) nach der Dynamisierung. Erklärung der Kenngrößen K1-K3 und Z1-Z6 siehe Tab. 3 (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die längerfristige Entwicklung der Arten in den Dauerbeobachtungsflächen wird in Abb. 31 für die sechs Abschnitte getrennt nach den drei Ausgangssituationen abgebildet. Im allgemeinen Vergleich ist die Artenzahl der ehemals trockenen Flussschlingen höher als in allen anderen Abschnitten. Vor allem ist dies auf die höhere Anzahl nicht-auenotypischer Zielarten zurückzuführen, die zwischen 2011 und 2012 besonders hoch war und sich zwischen 2013 und 2022 um mehr als die Hälfte reduzierte. Die Zielarten der Wasser- und Röhrlichtzone etablierten sich bereits nach kurzer Zeit und blieben bis 2022 erhalten, während die Arten der Wechselwasserzone zwischen 2014 und 2022 verloren gingen. Der Anstieg und Verlust von nicht-auenotypischen Zielarten ist in deutlich schwächerer Form auch in den anderen Abschnitten zu beobachten. Im Jahr 2014, nach dem natürlichen Hochwasser 2013, kommt es in allen Bereichen zu einem Rückgang der Artenzahl der Zielarten der Wechselwasserzone. Nur in den ehemals temporären Gewässern bleibt die Wechselwasservegetation auch 2022 erhalten. Im Gegensatz dazu erhöht sich die Artenzahl der Wasservegetation vor allem im Abschnitt 1 und 4.

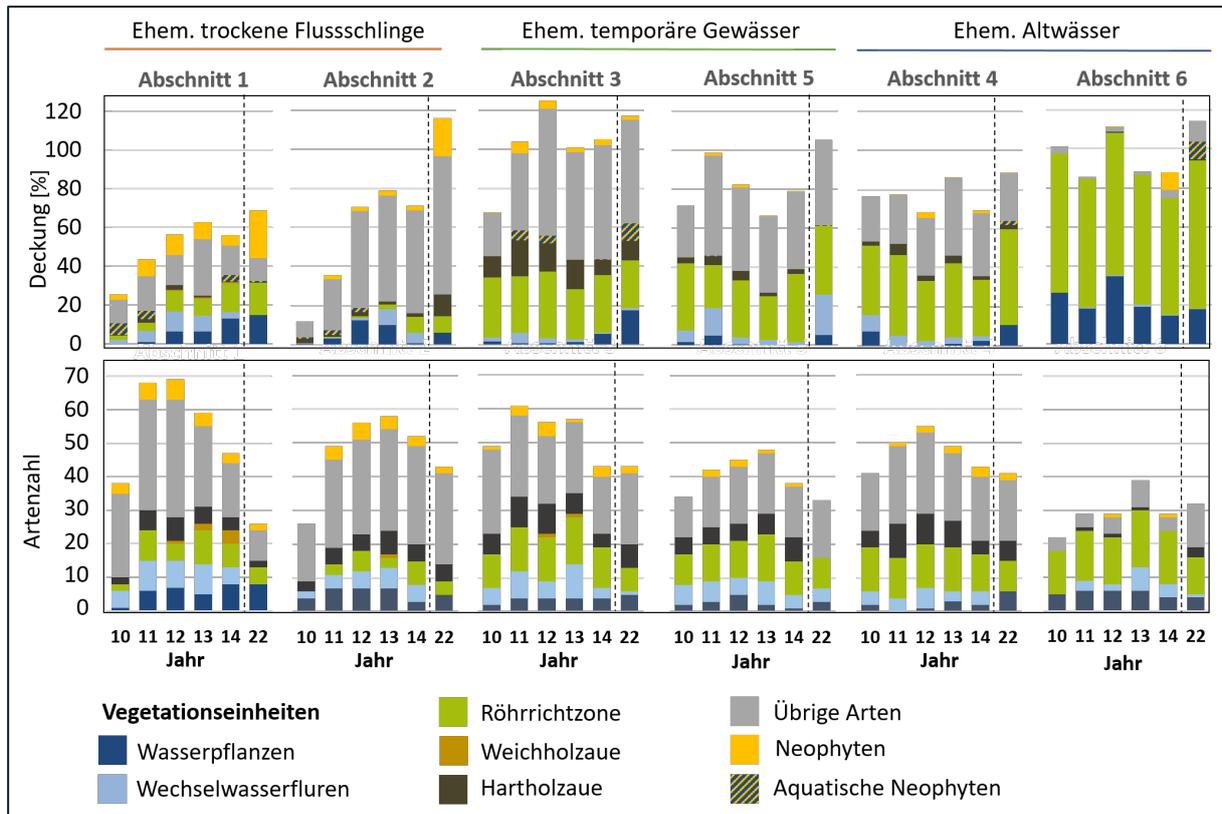


Abb. 31: Darstellung der Veränderung der Vegetationsbedeckung und der Artenzahl der verschiedenen Vegetationseinheiten in den Dauerbeobachtungsflächen zwischen den Jahren 2010 bis 2022 (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die Vegetationsbedeckung nimmt über den gesamten Monitoringzeitraum im Vergleich der drei Abschnittstypen am stärksten in den ehemals trockenen Altarmen zu. Dort entwickelten sich bereits nach kurzer Zeit Röhrrichte, deren Deckung bis 2022 stabil blieben. Während die Deckung der Wechselwasservegetation bis 2022 geringer wurde, nahm die Deckung der Makrophyten in diesem Bereich zu. Einen besonders großen Anteil der Deckung machen jedoch die vielen nicht-auen-typischen Zielarten und Neophyten (in diesem Fall vor allem die Goldrute) aus. In den anderen Abschnittstypen unterliegen die Deckungen der Röhrrichtzone zwar natürlichen Schwankungen, bleiben jedoch bis 2022 relativ stabil. Auffällig sind zudem zwei Entwicklungen in den temporären Gewässern: einerseits ein Anstieg der Deckung der Wasservegetation im Abschnitt 3, andererseits ein Anstieg der Deckung der Wechselwasservegetation in Abschnitt 5. Obwohl die Deckung der Wechselwasserarten in den meisten Abschnitten bis 2022 abnimmt, nimmt sie in Abschnitt 5 um circa 22% zu.

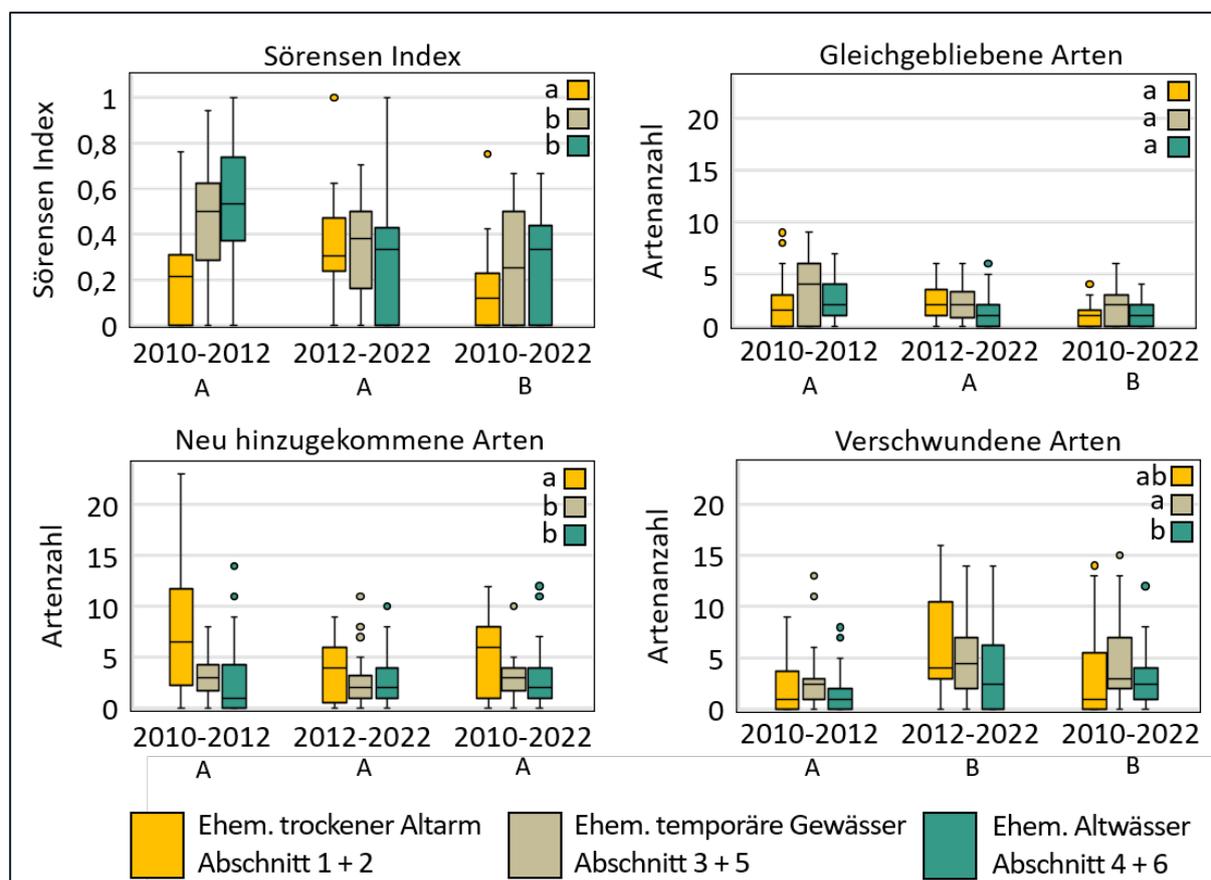


Abb. 32: Boxplots des Sørensen-Index, der konstanten Arten, der im jeweiligen Zeitabschnitt neu hinzugekommenen und verschwundenen Arten zwischen den drei Ausgangssituationen in drei verschiedenen Zeitschritten. Gleiche Buchstaben zeigen keinen signifikanten Unterschied zwischen den Zeitabschnitten (Großbuchstaben) oder den Abschnittstypen (Kleinbuchstaben) auf. Der Boxplot zeigt die mittleren 50% der Daten, der Balken den Median, die Antennen das 1,5-Fache des Interquartilsabstands, die Kreise die Ausreißer (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die größten Veränderungen der Artenzusammensetzung, also die niedrigsten Sørensen-Indices (0,2), sind in den ehemaligen trockenen Altarmen, insbesondere in den ersten Jahren nach der Renaturierung zu beobachten (Abb. 32). Für die ehemals temporären Gewässer und die ehemaligen Altwässer dagegen ist die Veränderung in den ersten Jahren deutlich schwächer (0,5), für die Jahre 2012-2022 aber ähnlich zu den ehemals trockenen Altarmen (0,3). Die Sørensen-Indices in den ehemaligen trockenen Altarmen verändern sich in den ersten beiden Jahren des Monitorings sehr stark, was vor allem auf die Zunahme der neu hinzugekommenen Arten zurückzuführen ist. Zwischen 2012 und 2022 findet ebenfalls eine Veränderung der Artenzusammensetzung statt, allerdings ist diese geringer und es kommen im Mittel nur 2 Arten hinzu während 8 Arten verschwinden. Das Artenvorkommen der ehemals temporären Gewässer verändert sich in den ersten Jahren weniger als im zweiten Beobachtungszeitraum. Während in den ersten Monitoringjahren viele Arten gleichbleiben, nehmen die konstanten Arten zwischen 2012 und 2022 ab und eine große Zahl an Arten geht verloren. Eine ähnliche Entwicklung wie bei den ehemals temporären Gewässern zeigen auch die ehemaligen Altwasserabschnitte 4 und 6. Der Sørensen-Index ist im Zeitraum 2010 bis 2012 signifikant höher als im Zeitraum 2012 bis 2022. Während kurzfristig einige Arten hinzukommen, gehen in der mittelfristigen Entwicklung deutlich mehr Arten wieder verloren, was in einigen Vegetationsplots zu

einer starken Veränderung der Artenzusammensetzung führt. Die größten Veränderungen der Artenzusammensetzung finden über den gesamten Monitoringzeitraum betrachtet in den Abschnitten der trockenen Altarme statt. Vorherige Hartholzauwaldarten mussten zugunsten von Makrophyten weichen. Insgesamt findet ein Artenwandel statt, bei dem viele neue Arten hinzukommen und Arten, die sich nicht etablieren konnten, wieder verschwinden.

### 5.1.3.2 Veränderung der Zielarten in den Transekten

Die Ergebnisse der Transektaufnahmen zeigen den Einfluss der Ausgangssituation auf die räumliche und zeitliche Veränderung sowohl des Bachprofils als auch der Wasser- und Ufervegetation. Die Entwicklung der einzelnen Transekte ist dabei sehr unterschiedlich, dennoch lassen sich Muster erkennen. In den ersten beiden Abschnitten ist das Bachbett des Ottheinrichbachs sehr kiesig und die Fließgeschwindigkeit hoch. Die dort gelegenen Transekte sind 2022 lückig mit Zielarten der Wasservegetation (*Ranunculus fluitans*, *Ceratophyllum submersum*) bewachsen. Nach der Umsetzung der Dynamisierungsmaßnahmen nahm bis zum Jahr 2013 die Deckung der Wasserpflanzen, Wechselwasserarten und der Röhrichtarten im Transekt 1c (Abb. 33) zu. Die 2014 vorkommenden Wechselwasserarten des linken Uferlandes und des Inselbereiches (hauptsächlich *Agrostis stolonifera*, aber auch *Berula erecta*, *Potentilla reptans*, *Rumex conglomeratus* und *Carex hirta*) wurden bis zum Jahr 2022 durch nicht-auenartige Zielarten und Neophyten (v.a. *Solidago gigantea*) ersetzt. Zudem konnten sich einzelne Weiden (*Salix purpurea*, *Salix fragilis*, *Salix purpurea*), die 2014 am linken Ufer kartiert wurden, nicht durchsetzen und waren 2022 wieder verschwunden. Da die Deckung dieser Arten sehr gering ist, sind diese nicht gut sichtbar im Diagramm. Das Transekt 1c spiegelt somit die starke Veränderung der Arten, wie sie auch in Abb. 31 dargestellt wurde, sowie den Artenwechsel in der ehemaligen trockenen Flusschlinge wider.

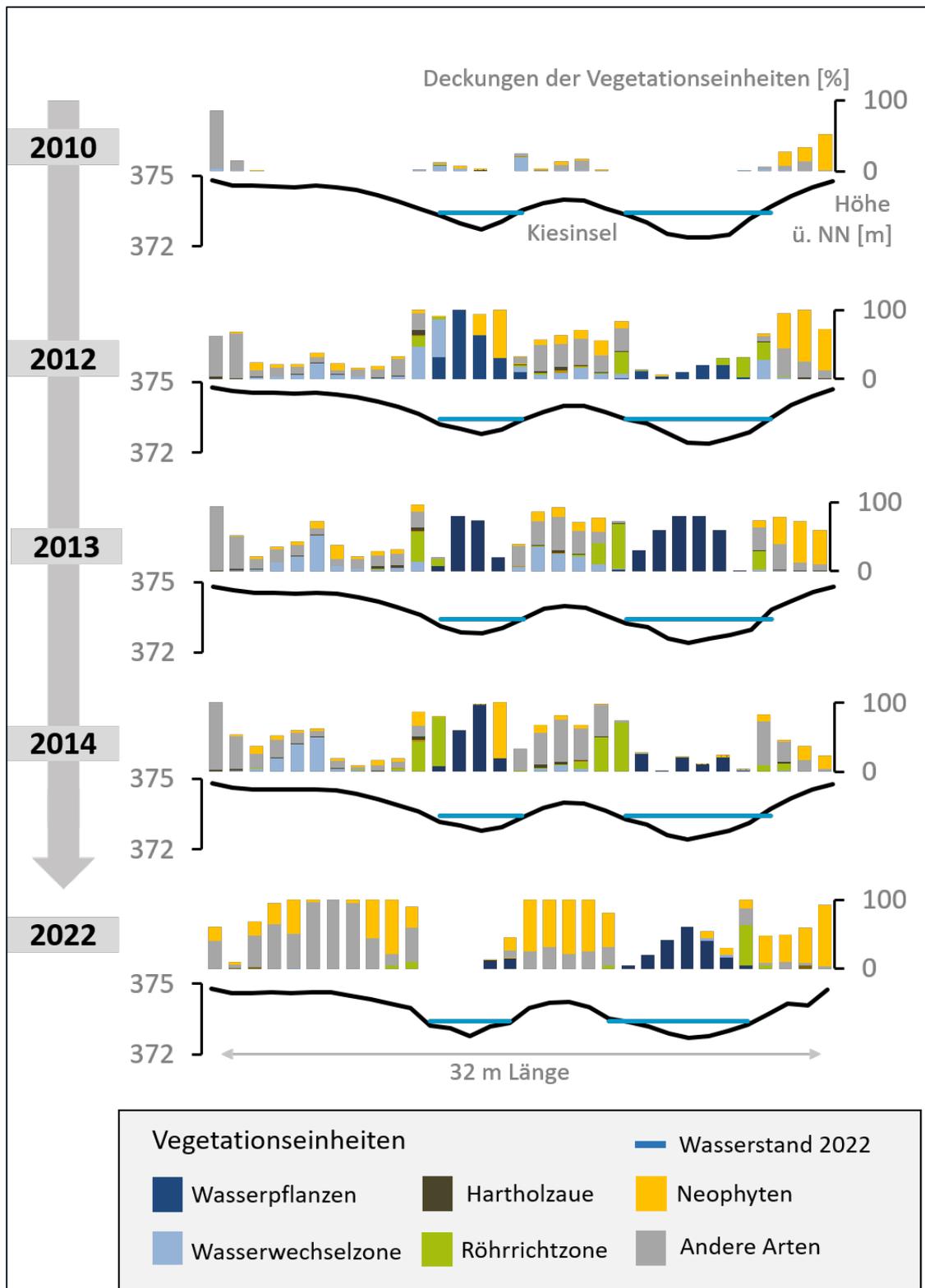


Abb. 33: Transektaufnahmen (2010-2022) von Transekt 1c. Das jeweils obere Diagramm zeigt die Deckungen der Vegetationseinheiten in Prozent und der untere Graph das Flussprofil sowie den Wasserstand (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

In den Abschnitten der ehemals temporären Gewässer gibt es mehr flach überströmte, vernässte sowie strömungsberuhigte Bereiche als in den übrigen Abschnittstypen. Dies führt dazu, dass sich beispielsweise im Transekt 3a im Jahr 2014 eine Wechselwasservegetation im Übergangsbereich zwischen der Sohle und der Röhrlichtzone ausbildete. Diese entwickelte sich auf der flachen Uferseite, während die Vegetation auf der steileren, rechten Uferseite sehr schnell von Wasserpflanzen zu übrigen Arten wechselt (Abb. 34). In der Abbildung ist auch die 40m lange Röhrlichtzone zu erkennen, in der vor allem *Phragmites australis* auf sehr schlammigem, periodisch überflutetem Untergrund wächst.

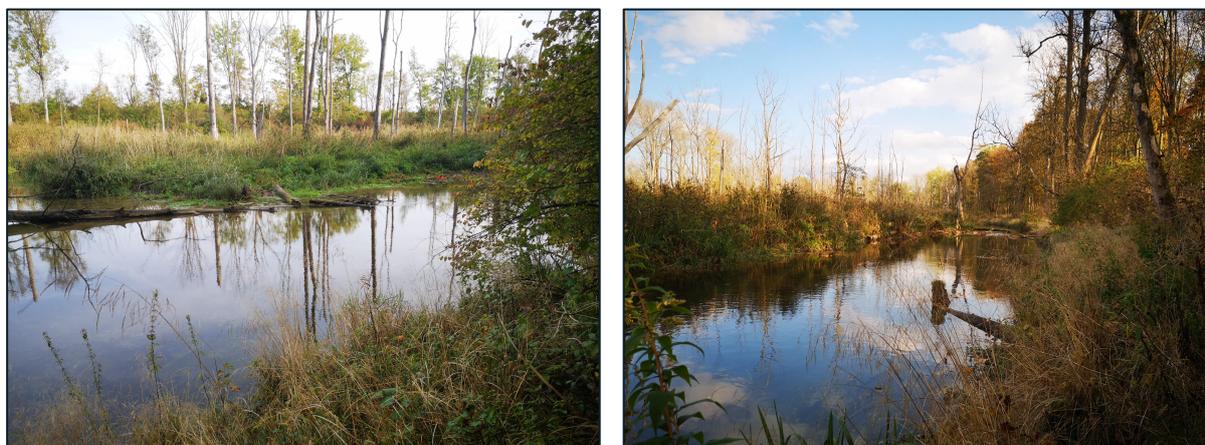


Abb. 34: Die beiden Uferseiten des Ottheinrichbach im Transekt 3a. Wechselwasservegetation befindet sich auf der flachen Uferseite, auf der steileren Uferseite beginnt die terrestrische Vegetation (Fotos: Veronika Ullmann).

In einen 45m breiten Bachabschnitt der ehemaligen temporären Gewässer liegt südlich des Albenschüttweiher das Transekt 3b (Abb. 35). Die Transektaufnahme zeigt den durch die feuchteren Bedingungen verursachten Artenwechsel. Die zu Beginn des Projektes vorkommenden, vielen nicht-auen-typischen Arten und Arten der Hartholzaue nehmen zu Gunsten der Röhrlichtarten ab. Das Hochwasserereignis im Jahr 2013 reduzierte die Deckung der Wasserpest im Vergleich zu den einheimischen Wasserpflanzen sehr stark. Im Folgejahr ohne ökologische Flutung erholte sich die Makrophytenvegetation wieder und nahm bis 2022 in ihrer Deckung zu. Dieser Bachabschnitt ist mit sieben Wasserpflanzenarten (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *Najas minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Vallisneria spiralis*) durch seine Breite und sein Struktureichtum im Vergleich zu den anderen Bachabschnitten besonders divers. Im Jahr 2014 begann zudem die flach überspülte Uferbank linksseitig länger zu werden und es entwickelte sich darauf eine Wasserwechselvegetation mit *Butomus umbellatus*, *Mentha aquatica*, *Myosotis scorpioides* und *Nasturtium officinale*, die auch bis 2022 erhalten blieb. Diese flachen, langgezogenen Uferflächen sind vor allem in den ehemals temporären Gewässern vorhanden. Sowohl im breiten Abschnitt 3 als auch im schmalen Abschnitt 5 fördern sie die Etablierung der Wechselwasservegetation. Auf der rechten Flussseite des Transekts 3b befindet sich ein sonniger, flacher, wenig durchströmter Altarm, in dem sich die Wasserpest (*Elodea nuttallii* und *E. canadensis*) im Zeitraum zwischen 2014 und 2022 deutlich ausgedehnt hat. Diese Standortbedingungen scheinen auch in zahlreichen anderen Abschnitten unabhängig von der Ausgangssituation die Wasserpest zu fördern.

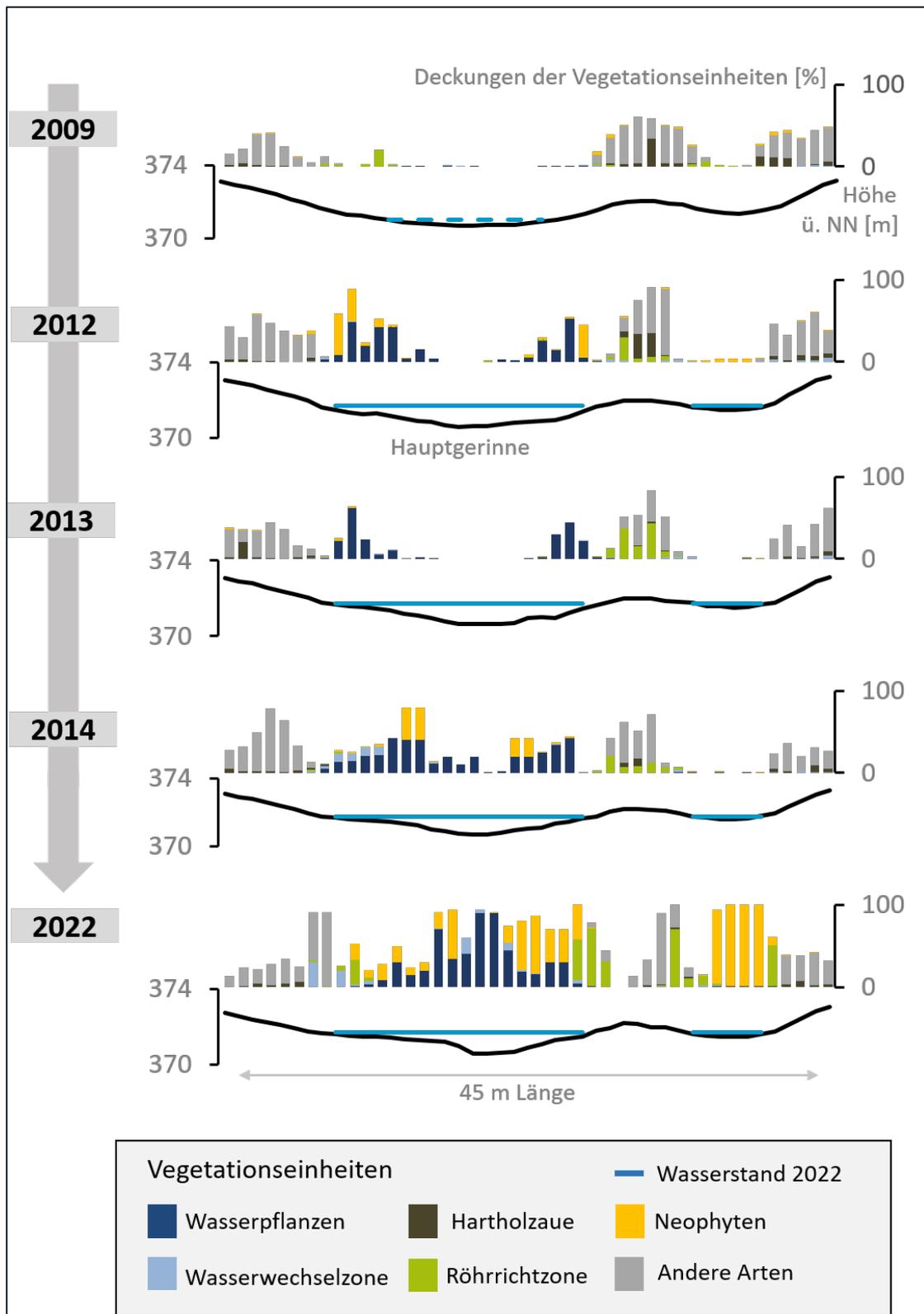


Abb. 35: Transektaufnahmen (2009-2022) von Transekt 3b. Das jeweils obere Diagramm zeigt die Deckungen der Vegetationseinheiten in Prozent und der untere Graph das Flussprofil sowie den Wasserstand (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

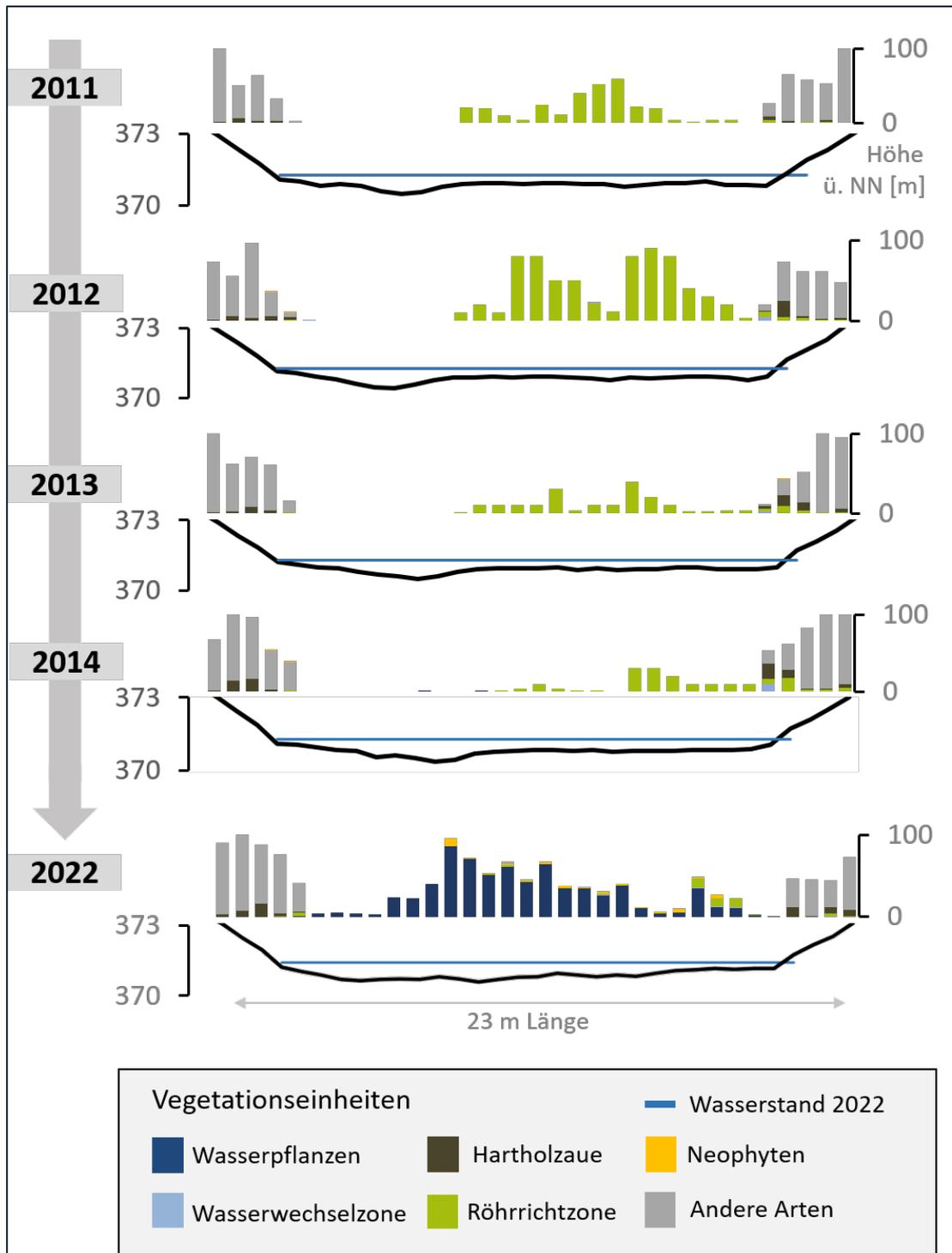


Abb. 36: Transektaufnahmen (2011-2022) für das Transekt 4a. Das jeweils obere Diagramm zeigt die Deckungen der Vegetationseinheiten in Prozent und der untere Graph das Flussprofil sowie den Wasserstand (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Insgesamt zeigen die Transektaufnahmen, dass häufig in den kontinuierlich unter Wasser stehenden Flachwasserzonen die Zielarten der Röhrichtzone gefördert werden. Obwohl Röhrichtzonen in allen Abschnitten und insbesondere in den Abschnitten 3 bis 6 flächig vorkommen, kann sich ihre so stabil scheinende Lage über einen längeren Zeitraum verändern. Im

Transekt 4a (Abb. 36) nimmt die Deckung der Arten der Röhrichtzone im seichten Gewässerprofil in den ersten Monitoringjahren zu. Durch das Hochwasser 2013 geht die Deckung deutlich zurück und erholt sich im darauffolgenden Jahr nicht mehr. Acht Jahre später hat sich die Flachwasserzone mit dem Röhrichtbestand bis auf wenige Meter an das Ufer zurückgezogen, da sich auch das Flussprofil eingetieft hat. Zwischen 2014 und 2022 haben sich acht Wasserpflanzenarten angesiedelt, die überwiegend in der Flussmitte hohe Deckungen erreichen, darunter zahlreiche auentypische Zielarten wie *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus* sowie die Schwimmpflanze *Lemna minor*. Das Ufer von Transekt 4a ist eine typische Uferform für die Abschnitte der ehemaligen Altwässer. Es fällt beidseitig steil ab und die Vegetation wechselt von Wasserpflanzen im Flussbett zu übrigen Arten und Hartholzauwaldarten am Ufer. Die Wechselwasservegetation ist daher nur sehr gering ausgeprägt.

### 5.1.3.1 Flächige Veränderung der Wasser- und Ufervegetation

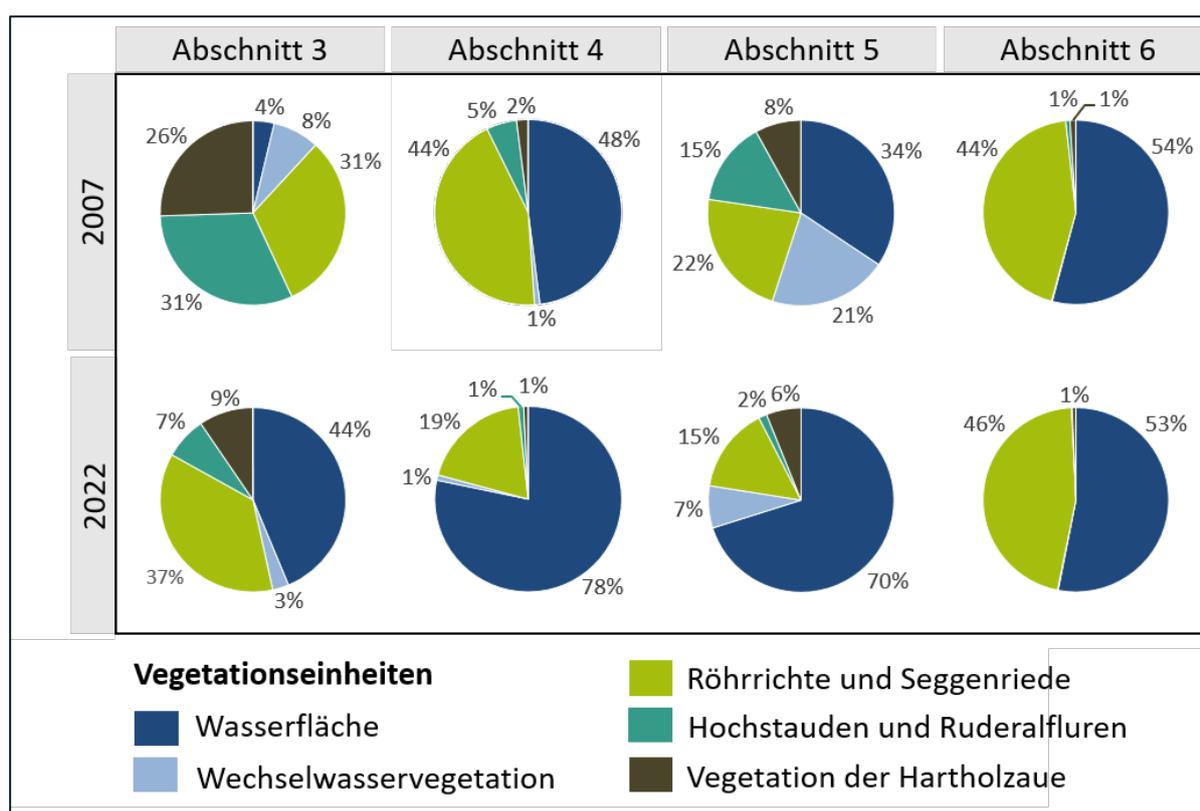


Abb. 37: Prozentuale Anteile zusammengefasster Vegetationseinheiten der flächigen Wasser- und Ufervegetationskartierung (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die aktuelle Verteilung der Vegetationseinheiten im Jahr 2022 wird in den Karten im Anhang A.1 dargestellt. Der Vergleich der Deckung der Einheiten für die verschiedenen Abschnitte zeigt, dass in den ehemals temporären Gewässern und Abschnitt 4 die Wasservegetation zunimmt (3: 40%, 4: 30%, 5: 36%). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Wasserfläche durch die Dynamisierungsmaßnahmen erweitert wurde und nun mehr Lebensraum für die Wasservegetation zur Verfügung steht (Abb. 37). Alle weiteren Vegetationseinheiten nehmen bis 2022 ab. Während die Röhrichtzone trotz einer Abnahme immer noch einen Flächenanteil von mindestens 15% behält, nehmen die Flächenanteile der Wechselwasservegetation und Hochstauden und Ruderalfluren sehr stark ab. Auch die Vegetation der Hartholzaue wird zurückge-

drängt. Die Bodenvegetation der Hartholzaue sowie Neophyten (v.a. *Solidago gigantea*, *Impatiens glandulifera*) wachsen hauptsächlich auf höher gelegenen Standorten oder selten überschwemmten Inseln. Insgesamt betrachtet weisen die ehemaligen Altwasserstandorte (Abschnitt 4, 6) bereits vor den Dynamisierungsmaßnahmen überwiegend Röhrichtarten und Wasserpflanzen auf. Nach den Maßnahmen ändert sich im sehr breiten und langsam fließenden Abschnitt 6 nicht viel. Sowohl 2007 als auch 2022 waren mehr als 26,6% der Fläche von zusammenhängenden Röhrichtbeständen bedeckt. Auf Schlammbanken wurde die Vegetationseinheit des Tannenwedels (*Hippuris vulgaris*) gefunden sowie vereinzelte Vorkommen von Weiden am Ufer. In Abschnitt 4 dagegen, der sich von einem stehenden Gewässer zu einem langsamen Fließgewässer entwickelte, verringert sich der Anteil der Röhrichtarten zugunsten der Wasserfläche. Von besonderer Bedeutung in diesem Bereich ist die schmale erste Rückleitung des Ottheinrichbachs in die Donau. Hier bildete sich bereits innerhalb weniger Jahre eine Kiesbank aus, auf der Weiden- und Pionierarten vorkommen.

In den ehemaligen temporären Gewässerabschnitten 3 und 5 wurden vor den Dynamisierungsmaßnahmen größere Bereiche mit Wechselwasservegetation, Hochstauden sowie Ruderalfluren kartiert als in den ehemaligen Altwasserabschnitten. Diese Anteile sind 2022 stark zurückgegangen. Beispielsweise nehmen die Hochstaudenfluren und Ruderalfluren in Abschnitt 3 von 31% auf 7% Flächendeckung ab. Es konnte sich trotz der Dynamisierung keine Weichholzaue etablieren, nur vereinzelt kommen 2022 Silberweiden vor. Der Abschnitt 3 beinhaltet ein Mosaik aus vielen verschiedenen kleinflächigen Vegetationseinheiten. Dort befindet sich mit 14.000 m<sup>2</sup> die größte zusammenhängende Schilfröhrichtfläche des Gebietes. An den Übergängen vom Schilfröhricht zum Fließgewässer hat sich ein Gürtel von Wechselwasservegetation mit Beständen von Sumpf-Vergissmeinnicht und Wasserminze ausgebildet. Auf einer strömungsberuhigten Schlammbank wächst zudem ein Bestand von *Sagittaria sagittifolia*. Die Makrophyten bilden in diesem Lebensraum ein Mosaik aus lückigen und dichten Beständen. Darunter befinden sich in strömungsberuhigten Zonen auch Schwimmblattbestände mit *Potamogeton natans*. Um die Veränderung der Kleinräumigkeit der Vegetationseinheiten und der Diversität der Abschnitte besser vergleichen zu können, sind in Tab. 4 die berechneten Indizes und Landschaftsstrukturmaße dargestellt.

Tab. 4: Indizes und Landschaftsstrukturmaße für die Abschnitte 3-6. LE: Landschaftselemente

Ab-schnitt	Jahr	Anzahl der LE	Durchschnittliche Größe der LE (ha)	Contagion Index (%)	Interspersion and Juxtaposition Index (%)	Simpson-Diversitätsindex
3	2007	83	0,40	87,85	77,70	0,17
	2022	161	0,19	89,74	69,43	0,18
4	2007	185	0,02	54,93	63,55	0,71
	2022	95	0,64	93,33	50,28	0,13
5	2007	115	0,26	94,43	77,24	0,06
	2022	60	0,49	95,01	61,61	0,06
6	2007	160	0,07	64,02	50,97	0,66
	2022	94	1,31	90,53	56,41	0,17

In Abschnitt 3 hat sich die Anzahl der Landschaftselemente im Vergleich zu 2007 mehr als verdoppelt und die durchschnittliche Größe der Landschaftselemente hat sich verringert. Der Anstieg des Contagion-Index im Jahr 2022 deutet ebenfalls darauf hin, dass der Abschnitt 3 kleinräumiger und vielfältiger geworden ist. Die Diversität nach Simpson (1949) hat sich leicht erhöht, während der Interspersion and Juxtaposition Index, der die Regelmäßigkeit der Verteilung von Flächen angibt, abgenommen hat. Die Anzahl der Landschaftselemente sinkt in den Abschnitten 4, 5 und 6, während die durchschnittliche Größe der Landschaftselemente größer wird. Der Contagion Index steigt in allen drei Abschnitten an. Der Interspersion and Juxtaposition Index vergrößert sich nur geringfügig im Abschnitt 6 und verkleinert sich in den Abschnitten 4 und 5. Die Kleinräumigkeit der verschiedenen Vegetationseinheiten nimmt also in allen drei Abschnitten ab. Gleichzeitig gehen in den Abschnitten 4 und 6 auch die Vielfalt der Vegetationseinheiten zurück, während sie in Abschnitt 5 mit einem Simpson-Diversitätsindex von 0,6 gleichbleibt.

#### 5.1.4 Diskussion

##### 5.1.4.1 Kurz- und mittelfristige Entwicklung der Wasser- und Ufervegetation

Kurzfristig nach der Dynamisierung nahm die mittlere Gesamtartenzahl sowie die der jeweiligen Zielartengruppen zu, wohingegen sie zwischen 2014 und 2022 wieder deutlich abnahm. Besonders ausgeprägt war die Veränderung der Artenvielfalt in den ehemals trockenen Altarmbereichen (Abschnitt 1 und 2) und am geringsten in den ehemaligen Altwasserstandorten (Abschnitt 4 und 6). Die starke Zunahme der mittleren Artenzahl in den ehemaligen trockenen Altarmen ist vor allem auf die Etablierung von Zielarten zurückzuführen, die sich in den neu geschaffenen Gewässern und deren Randbereichen angesiedelt haben. Im Jahr 2010 haben sich zuerst Arten der Wechselwasserzone angesiedelt, im Folgejahr Röhrichtarten und hygrophile Arten. Zwischen 2014 und 2022 kam es zu einem Verlust der Arten der Wechselwasserzone und zu einem Rückgang der Röhrichtarten, obwohl deren Deckung gleichblieb. Während in den ersten drei Monitoringjahren zehn ökologische Flutungen mit einer durchschnittlichen Dauer von 1,6 Tagen durchgeführt wurden, waren es in den acht Jahren zwischen 2014 und 2022 20 ökologische Flutungen mit einer durchschnittlichen Dauer von 3,5 Tagen. In den letzten vier Jahren gab es nur vier Flutungsereignisse und im Jahr 2022 keine ökologische Flutung. Die dadurch hervorgerufenen Störungen sind sowohl in der Intensität als auch in der Dauer und Häufigkeit zu gering, um die für die Wechselwasservegetation und die Weidenarten der Weichholzaue notwendigen Habitate zu schaffen und zu erhalten. Neben der Entwicklung der Zielartengruppen zeigen auch die Artenzahlen der nicht-auen-typischen Arten kurzfristig eine starke Zunahme in den ehemals trockenen Abschnitten. Durch die neuen Bedingungen und die intensiven baulichen Eingriffe in das Ökosystem traten kurzfristig viele neue Arten auf, von denen sich aber nur wenige etablieren konnten. Daher nahm die Artenzahl zwischen 2014 und 2022 wieder ab. Sowohl die ehemaligen temporären Gewässer (Abschnitte 3 und 5) als auch die ehemaligen Altwässer (Abschnitte 4 und 6) zeigen eine ähnliche, aber abgeschwächte Entwicklung und verlieren mittelfristig ebenfalls Arten.

Bereits ein Jahr nach Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs konnten **Makrophyten** in den ehemals trockenen Altarmen erfasst werden. Die Artenzusammensetzung war dabei sogar vielfältiger als in den anderen Abschnitten. In fast allen Abschnitten stieg die Artenzahl der Makrophyten sowie deren Bedeckung im Jahr 2022 noch weiter an. In drei Abschnitten (Abschnitt 2-4) nahm die mittlere Deckung der Wasservegetation zwischen 2014 und 2022 sogar um 10%

zu. Dies könnte auf die geringe Störung durch die wenigen ökologischen Flutungen in den letzten vier Jahren zurückzuführen sein, da Makrophyten empfindlich auf Störungen reagieren (Biggs et al. 1998, Langrehr et al. 2007). Davon profitieren jedoch auch aquatische Neophyten, wie die Wasserpestarten, die an Deckung zugenommen haben. Die Transektaufnahmen zeigen, dass 2022 die zuvor vereinzelt vorkommenden Makrophyten häufig große Teile des Flussbettes einnahmen. Auch in anderen Studien wie bei Langrehr et al. (2007), Kail et al. (2015) und Lorenz et al. (2012) nimmt die Makrophytendichte und -anzahl nach der Renaturierung eines Fließgewässers zu. Durchschnittlich kamen zwischen ein und sieben Makrophytenarten pro Abschnitt vor. Diese Beobachtung stimmt auch mit den Ergebnissen aus anderen Flussrenaturierungsprojekten überein, in denen sehr häufig nach der Maßnahme bis zu fünf Makrophytenarten im Gewässer vorkommen (Haase et al. 2013).

Die **Wechselwasservegetation** kommt im Untersuchungsgebiet nur auf wenigen Flächen (geringer Deckungs- und Flächenanteil an der Gesamtfläche) vor, da die amphibischen Standortbedingungen aus langer Überstauung und kurzem Auftauchen bei Niedrigwasser im Sommer auch naturgemäß nur in geringen Mengen entlang von Gewässern mit dynamischem Wasserstand auftreten (Foeckler et al. 2016, Stammel et al. 2016). Die konkurrenzschwache Wechselwasserzone ist wasserseitig durch dauerhafte Wasserflächen begrenzt, landseitig aber ebenfalls durch dauerhafte Vegetation, die im Uferbereich oftmals als hochwüchsige Röhrichte, Großseggenriede oder auch Hochstaudenfluren ausgebildet sind. Entgegen der kurzfristigen Zunahme der mittleren Artenzahl der Zielarten der Wechselwasserzone in allen Abschnitten bis 2013, nimmt diese bis 2022 wieder ab. Möglicherweise haben sich auf den kurz nach der Dynamisierung auftretenden Wechselwasserzonen dauerhaft Röhrichte etabliert, was durch die trockeneren Jahre zwischen 2018 und 2022 begünstigt wurde. Vor allem aber bieten die häufig steilen Uferböschungen im Bereich, in dem die Wasserstandsschwankungen wirksam werden könnten, nur wenig Raum für die Ausbildung solcher Wechselwasserzonen (Stammel et al. 2016). Flache Ufer bzw. eine hohe Morphodynamik im Gewässer bieten mehr Fläche als steile Ufer ohne Dynamik (Merritt et al. 2010, González et al. 2015, Stammel et al. 2021).

Die **Röhrichtzonen** bleiben in den meisten Abschnitten stabil, nur in den ehemaligen Altwässern nehmen sie zwischen 2014 und 2022 um ca. 20% zu. Die Transektaufnahme 4a (Abb. 36) zeigt, dass die Röhrichtzonen empfindlich auf Hochwasser reagieren und eine Eintiefung der Schlammbank zum Verschwinden der Röhrichtzone führen kann. Diese Entwicklung des Transekts wurde so nicht vorhergesehen und zeigt, wie wichtig ein längerfristiges Monitoring für das Verständnis des lokalen Ökosystems ist. Röhrichte waren vor allem auf flachen, wenig durchströmten Schlammbänken zu finden.

Typische Vertreter der **Weichholzaue** wie die Weide benötigen eine hohe Morphodynamik und geeignete Ansiedlungsstandorte, wie vegetationsfreie und unbeschattete Kiesbänke. Zusätzlich muss an diesen Standorten eine ausreichende Wasserversorgung gegeben sein, um ein Absterben der Keimlinge durch Austrocknung zu verhindern (Mosner et al. 2011). Die hydromorphologische Dynamik ist vor allem seit 2014 sowohl in der Intensität als auch in der Dauer und Häufigkeit zu gering (Kapitel 4), um die für die Wechselwasservegetation und die Weidenarten notwendigen Habitate zu schaffen und zu erhalten. Die langfristige Sukzession der Uferbereiche ist daher stark von der zukünftigen Störungshäufigkeit abhängig, insbesondere in Perioden mit geringen Abflüssen, wie auch Seele-Dilbat et al. (2022) an der Mulde zeigen konnten.

Die Deckung der **Hartholzauenarten** ist im Vergleich zu den anderen Zielartengruppen erwartungsgemäß sehr gering und zeigt keine Unterschiede in der kurz- und mittelfristigen Entwicklung. Lediglich in Abschnitt 2 nimmt die Deckung der Arten der Hartholzauve von 2014 bis 2022 zu. Zudem nehmen die nicht-auenotypischen Arten sowie Neophyten bis zum Jahr 2022 um 60% zu. Diese Entwicklung kann auf die hohen und steilen Ufer in diesem Abschnitt zurückgeführt werden. Die Wasserspiegelschwankungen des Ottheinrichbachs erreichen die Ufer kaum und auch die ökologischen Flutungen treten in diesem Abschnitt nicht über die Ufer. Daher können sich aufgrund der fehlenden Überflutung konkurrenzstärkere, terrestrische Arten am Ufer entwickeln (Catford et al. 2014, Harvolk et al. 2014, Bejarano et al. 2018, Wollny et al. 2019, Mikulova et al. 2020).

#### 5.1.4.2 Flächige Veränderung der Wasser- und Ufervegetation zwischen 2007 und 2022

Die unterschiedlichen hydrologischen Ausgangsbedingungen haben großen Einfluss auf die Veränderung von bestehenden Vegetationseinheiten. In den Abschnitten der ehemals temporären Gewässer nahmen zwölf Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen alle Vegetationseinheiten (Röhrichte, Hochstaudenfluren und Ruderalfluren, Hartholzauenvegetation und Wechselwasservegetation) zugunsten der Wasserfläche ab, während sich in Abschnitt 6 aufgrund der Gewässerbreite und der geringen Fließgeschwindigkeit kaum Veränderungen zeigen. Durch die Vergrößerung der Wasserfläche im Rahmen der Dynamisierungsmaßnahmen musste sich die Wechselwasservegetation auf höher gelegene wechselfeuchte Standorte wie schlammige und kiesige Uferbänke (Stammel et al. 2016) oder Sedimentablagerungen um Totholzstämme zurückziehen. In manchen Bereichen (Abschnitt 3) konnte sich aber 2022 sogar ein vielfältigeres Mosaik unterschiedlicher aquatischer und semi-aquatischer Vegetationseinheiten ausbilden.

In den strömungsberuhigten Bereichen ist die Schwimmblattvegetation mit Zielarten wie *Potamogeton natans* und *Nuphar lutea* weit verbreitet. In der Flussmitte sind *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton perfoliatus* häufig, während in den Flussbiegungen *Persicaria hydropiper* vorkommt. Wasserwechselzonen mit Beständen von *Myosotis scorpioides* und *Mentha aquatica* treten häufig im flachen Übergang von Röhrichtzonen zum Gewässer auf. Das Mosaik unterschiedlicher Lebensräume ist ein Merkmal natürlicher Auen und der Grund für die außergewöhnliche Biodiversität dieses Ökosystemkomplexes (Schiemer et al. 1999, Tockner & Stanford 2002, Wollny et al. 2019). Abschnitt 3 ist durch die Maßnahmen kleinräumiger und vielfältiger geworden und es sind mehr Nischen für die auentypische Vegetation entstanden. In den Abschnitten der ehemaligen Altwässer konnte dieser Prozess jedoch nicht beobachtet werden. Die Erfassung der Querprofile unterstrich dabei den Zusammenhang zwischen der Vegetation und der Hydromorphodynamik. Die breiten, ehemaligen Altwasserstandorte mit ihren steilen Ufern, den Prallhängen ehemaliger Donauarme, weisen nur wenig Uferfläche und keine großräumigen Schlamm- und Kiesbänke auf. Heterogene und morphodynamisch aktive Abschnitte mit Inseln, flachen Ufern und einer diversen Gewässersohle bieten mit unterschiedlichen Strömungsbereichen und schwankenden Wasserständen auch Lebensraum für die in Auen so bedeutenden Pioniervegetation der Wechselwasserzone und der Weichholzauve.

### 5.1.5 Langzeitentwicklung der Neophyten nach Dynamisierungsmaßnahmen

Die häufigsten vorkommenden Neophytenarten entlang des Ottheinrichbachs sind das einjährige Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*), die Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) und zwei Wasserpestarten (*Elodea canadensis* und *nutallii*). Obwohl *Impatiens glandulifera* in Auen durch das schnelle Höhenwachstum (Arndt 2009) sehr konkurrenzstark ist (Koenies & Glavac 1979) und große Flächen bedecken kann (Görs 1974, Schuldes & Kübler 1990), gibt es im Untersuchungsgebiet keine großflächigen Bestände. Offensichtlich kann es sich hier aufgrund anderer konkurrenzstarker Auenvegetation in den häufig unter Wasser stehenden Schlammhängen (Schilf, *Phragmites australis*) oder an Land (Sträuchern der Hartholzaue) nicht stark ausbreiten. Im Gegensatz dazu sind flächige Bestände der Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) an den neu angelegten Bachufern (Abschnitt 1 und 2) vorzufinden. Dort entstanden durch die intensiven Bauarbeiten bei der Neuanlage des Gewässers große und starke besonnte Rohbodenfläche, die schnell von der Riesen-Goldrute besiedelt werden konnten (Andersson et al. 2000, Tabacchi et al. 2005) und zwölf Jahre nach der Dynamisierung immer noch von dieser dominiert werden. Entlang der durch den Auwald beschatteten Abschnitte bildet die Goldrute jedoch keine Dominanzbestände aus, sondern tritt nur vereinzelt auf. Auf lichtdurchfluteten, gestörten Flächen konnte sich die Goldrute auch in anderen Auwäldern durch ihre kurze Regenerationszeit und die hohe Samenproduktion von über tausend Samen pro Pflanze durchsetzen (Werner et al. 1980, Schneider et al. 2017). Andere invasive Neophyten wie der japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) oder Topinambur (*Helianthus tuberosus*), die in periodisch überschwemmten Auen vorkommen können (Kowarik 2002, Hejda et al. 2009), wurden im Auwald zwischen Neuburg und Ingolstadt bisher nicht gefunden. Die Wasserpest kommt in allen Bereichen des Ottheinrichbachs vor. In einigen Transekten ist 2022 eine deutliche Deckungszunahme der Wasserpest zu verzeichnen. Unabhängig von der Ausgangssituation kommt die Wasserpest vor allem an Standorten vor, die eine geringe Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit sowie eine starke Besonnung aufweisen (Lorenz et al. 2012, Remy 1993, Nilsson et al. 2005). Teilweise konnte der Massenbewuchs der Wasserpest durch das natürliche Hochwasser im Jahr 2013 reduziert werden, worauf sich einheimische Arten wieder etablieren konnten. Dies zeigt die große Bedeutung von regelmäßigen, stärkeren Störungsereignissen wie größeren Hochwassern (Stammel et al. 2021), auch bei der Reduzierung von Massenvorkommen von Neophyten (Schneider et al. 2017).

### 5.1.6 Fazit

Der kurzfristige positive Effekt der Renaturierung mit einem Anstieg der Artenvielfalt der Wasser- und Ufervegetation zeigte sich zwölf Jahre nach der Umsetzung nicht mehr so deutlich. Selbst entlang der ehemals trockenen Altarme, in denen ein neuer Bachlauf und damit große Rohbodenflächen angelegt wurden, konnten sich die zahlreichen neuen Arten nur selten mittelfristig etablieren. Während sich die Deckung der Wasservegetation bis 2022 vergrößerte und sich die Röhrlichtzone relativ wenig veränderte, verringerte sich die Deckung und Artenzahl der Wechselwasservegetation in nahezu allen Bereichen. Die oftmals steilen Ufer und die fehlende Morphodynamik der letzten Jahre stellen kaum Uferflächen und Inseln mit den notwendigen Wasserstandsschwankungen für die Keimung und Etablierung von Arten der Wechselwasserzone oder der Weichholzaue zur Verfügung. Die wenigen positiven Ausnahmen (hoch dynamische Kiesinsel in Abschnitt 5, Wechselwasserzonen in Abschnitt 3) unterstreichen die Notwendigkeit für intensivere und länger andauernde ökologische Flutungen zur Schaffung von offenen und lückig bewachsenen Rohbodenflächen. Insbesondere für die amphibische Wechselwasservegetation sollte durch eine länger andauernde Reduzierung der

Ausleitungsmenge unter den mittleren Abfluss (im Ottheinrichbach  $< 1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) oder durch eine Abflachung der Ufer, z.B. bereits während der Bauphase, mehr geeignete Standortbedingungen geschaffen werden. Die Bildung geeigneter Weichholzaunenstandorte kann bei fehlender Morphodynamik (Erosion von Prallhängen) auch durch Kieszugabe oder Kiesdepots (vgl. Kapitel 4) gefördert werden, so dass die Vielfalt an auentypischen Lebensräumen und Arten im aquatischen und semi-aquatischen Bereich noch weiter erhöht werden kann.

## 5.2 Auenwaldvegetation

### 5.2.1 Einleitung

Auen und Auwälder zählen zu den arten- und strukturreichsten Ökosystemen (Naiman et al. 2005, Havrdová et al. 2023, Härdtle et al. 2020), gleichzeitig aber auch zu den am stärksten gefährdeten Pflanzengesellschaften sowohl in Deutschland als auch in Europa (Rennwald 2000, EC DG Env. 2016, EEA 2016). Für ursprünglich weit verbreitete Arten stellen sie teilweise die letzten Rückzugsgebiete dar und sind daher wichtige Refugien für den Erhalt der Biodiversität (Hering et al. 2018). Insbesondere große Hartholzauwälder sind für die Erhaltung der natürlichen Artenzusammensetzung in Auen unerlässlich (Havrdová et al. 2023). Neben der starken Reduzierung der noch überflutbaren Auen in Deutschland und Europa wurden insbesondere die Auwälder aufgrund vielfacher Nutzungsinteressen stark zurückgedrängt. Häufig beschränken sich Wälder und waldartige Strukturen an Flüssen vielerorts nur noch auf schmale, gewässerbegleitende Streifen. So beträgt die Gesamtfläche der naturnahen Hartholzauenwälder (gemeldete Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) an den großen Flüssen in Deutschland nur ca. 12.500 Hektar (Scholz et al. 2012). „Auwälder“ an der Donau in Deutschland stehen zu 66% in der Altaue und werden nicht mehr überflutet (BMU & BFN 2021). Beides unterstreicht die große Bedeutung des hier untersuchten ca. 1.200 ha großen Auwalds, der vor den Dynamisierungsmaßnahmen nur noch bei einem 10-jährlichen Hochwasser überflutet wurde (Margraf 2004).

Das Untersuchungsgebiet war im Ausgangszustand vor allem durch bergahornreiche Auenwaldfolgegesellschaften und eschenreiche Hartholzaunen geprägt (Lang et al. 2016). Das Monitoring kurz nach der Dynamisierung zeigte für wenige Walddauerbeobachtungsflächen eine schnelle und deutliche Artenzunahme. Insbesondere in den regelmäßig und über einen längeren Zeitraum vom neuen Ottheinrichbach überfluteten Flächen (bis zu über 100 Tage im Jahr) zeigten sich deutliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Hier fand ein Artwechsel hin zu auentypischeren Arten statt, vor allem Indikatoren für wechselnde Wasserstände oder Röhricharten. Ein Großteil der Dauerbeobachtungsflächen war jedoch nicht direkt durch die Dynamisierungsmaßnahmen betroffen und reagierte nicht oder nur geringfügig mit einer Zunahme der Feuchtezeiger und einer Abnahme der Trockenheitszeiger. Insbesondere die nur kurzen ökologischen Flutungen bewirkten keine kurzfristigen Vegetationsveränderungen hin zu auentypischen Lebensräumen. Natürliche Hochwasser bringen wesentlich mehr Wasser in die Auenbereiche und dementsprechend hatte das Junihochwasser 2013 (HQ<sub>10</sub>) hier auch wesentlich stärkere Effekte als die ökologischen Flutungen, z.B. eine deutliche Reduktion der Krautschicht (Lang et al. 2016). Die Zunahme von Rohboden durch das Hochwasser barg das Potenzial, dass sich dort auentypische Arten wie Pionierarten (z.B. Weiden) ansiedeln könnten. Dies konnte aber während der Projektlaufzeit von MONDAU I nicht mehr untersucht werden.

Das Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt führte das Monitoring der Walddauerbeobachtungsflächen 2014, 2016 und 2019 fort. Gemeinsam mit der Aufnahme des Projekts MONDAU II im Jahr 2022 bot sich nun die Gelegenheit, die mittelfristige Entwicklung der Vegetation des Auwalds zu untersuchen. Ausgehend von der Kenntnis der tatsächlich auftretenden hydrologischen Effekte, die stärker von den in der Planung modellierten Prognosen abwichen, wurde der Einfluss verschiedener Flutungintensitäten auf die Entwicklung der Waldbodenvegetation untersucht. Die ursprüngliche Stratifizierung der Flächenauswahl und auch die Analyse der Ergebnisse konnte somit zwölf Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen anhand der tatsächlichen Überflutungshäufigkeiten ausgewertet werden.

Folgende Fragestellungen sollten im Projekt MONDAU II geklärt werden:

- Hat sich die Waldbodenvegetation im Projektgebiet seit den Untersuchungen in MONDAU I verändert, konnten sich die Entwicklungen der ersten Monitoringphase fortsetzen?
- Haben verschiedene Überflutungsintensitäten und -arten (Oberflächenwasser, Grundwasser) Auswirkungen auf die Waldbodenvegetation und führt das Dynamisierungsprojekt damit zu einer Diversifizierung im Gebiet?
- Werden auentypische Arten durch die Maßnahmen gefördert und zeigen verschiedene Indikatorgruppen (Zeiger der Weichholzaue, Hartholzaue, Röhrlichtarten, nicht-auentypische Arten) unterschiedliche Reaktionen auf die verschiedenen Überflutungsintensitäten?

### 5.3 Methode

#### 5.3.1 Flächenauswahl und Flutungskategorien

Die Flächenauswahl für das Monitoring der Waldvegetation in MONDAU I wurde 2008 vor der Umsetzung der Maßnahmen getroffen und folgte einem stratifiziert-zufälligen, orthogonal-balancierten Design (Lang et al. 2016). Dabei erfolgte die Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen in naturnahen Auwäldern, die keine Nadelholz- oder Hybridpappelkulturen beinhalten, auf Basis räumlicher Daten und eines Überflutungsprognosemodells, das die tatsächlich auftretenden Flutungen deutlich überschätzte (Cyffka et al. 2016). Im Rahmen des Monitorings ab 2014 konnten die Flächen anhand der tatsächlich aufgetretenen Überflutungsflächen durch den Ottheinrichbach und das Grundwasser sowie bei ökologischen Flutungen und beim 10-jährlichen Hochwasser 2013 in acht verschiedene Flutungskategorien eingeteilt werden (siehe Box, Abb. 39). 50 Dauerbeobachtungsflächen von 2008 wurden selbst bei einem 10-jährlichen Hochwasser nicht überflutet, so dass die Anzahl der Aufnahmeflächen von 117 in MONDAU I (Lang et al. 2016) auf 72 Flächen (9 Wiederholungen pro Stratum) in MONDAU II reduziert werden konnte.

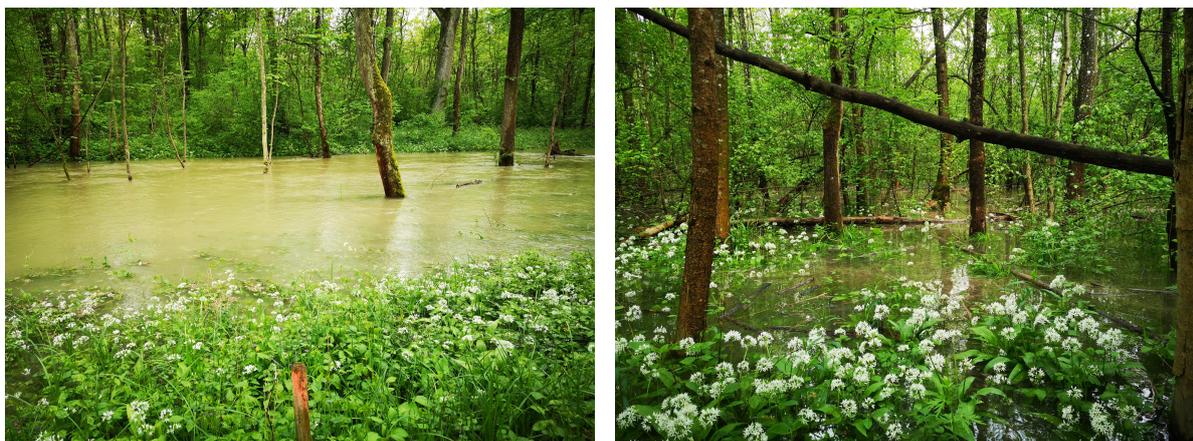


Abb. 38: Bei der ökologischen Flutung 2022 überschwemmte Flächen. Links: ökologisch hoch geflutet ( $\text{ÖF}_h$ ); rechts: ökologisch flach geflutet ( $\text{ÖF}_f$ ) (Fotos: Veronika Ullmann).

### Beschreibung der acht Flutungskategorien der Auwald-Dauerbeobachtungsflächen

- Häufig geflutet (OHB): Diese Flächen liegen nahe am Ottheinrichbach und werden durch dessen Wasser häufig geflutet (mehr als 100 Tage im Jahr).
- Durch Grundwasseranstieg bei ÖF geflutet ( $\text{GW}_{\text{ÖF}}$ ): Diese Flächen sind meist nah am Ottheinrichbach, aber ohne direkte Verbindung zum Oberflächenwasser bei ökologischen Flutungen.
- Bei ÖF hoch geflutet ( $\text{ÖF}_h$ ): Diese Flächen stehen bei einer ökologischen Flutung in direktem Austausch mit dem OHB und werden hoch und deutlich überflutet (Abb. 38).
- Bei ÖF flach geflutet ( $\text{ÖF}_f$ ): Diese Flächen stehen bei einer ökologischen Flutung in direktem Austausch mit dem OHB und werden nur flach (ca. 10-20 cm) und kürzere Zeit überflutet (Abb. 38).
- Bei natürlicher Flutung 2013 geflutet ( $\text{HQ}_{10}$ ): Diese Flächen standen bei dem 10-jährlichen Hochwasser 2013 unter Wasser.
- Ungeflutet < 25 m von OHB ( $\text{NF}<25\text{m}$ ): Es findet keine Überflutung auf diesen Flächen statt, jedoch werden sie aufgrund ihrer Nähe stärker durch den Abfluss des Ottheinrichbachs beeinflusst.
- Ungeflutet > 25 m von OHB ( $\text{NF}>25\text{m}$ ): Diese Flächen werden aufgrund des größeren Abstands weniger stark vom Abfluss des Ottheinrichbachs beeinflusst.
- Durch Grundwasser bei natürlicher Flutung geflutet ( $\text{GW}_{\text{HQ}_{10}}$ ): Im Vergleich zu  $\text{GW}_{\text{ÖF}}$  höher gelegene Flächen, die grundwasserbeeinflusst sind und nicht mit Oberflächenwasser geflutet werden.

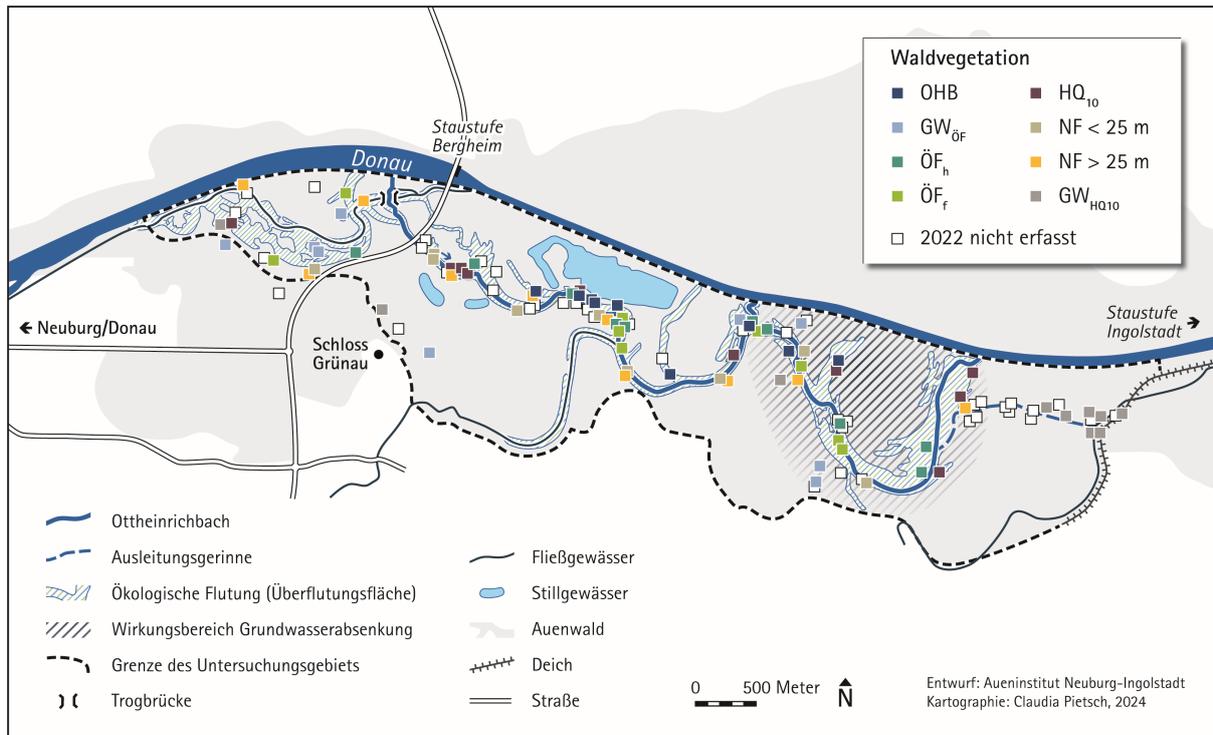


Abb. 39: Übersichtskarte der 72 Dauerbeobachtungsflächen im mittelfristigen Monitoring und der 45 bei MONDAU II nicht mehr berücksichtigten Flächen (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

### 5.3.2 Aufnahme der Dauerbeobachtungsflächen

Die Vegetationsaufnahmen, die für das kurzfristige Monitoring ausgewertet wurden, fanden in den Jahren 2008, 2011, 2012 und 2013 statt. Zusätzlich wurden in den Folgejahren 2014, 2016 und 2019 die Vegetationsaufnahmen unabhängig von einem Projekt durch das Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt wiederholt. 2022 erfolgte dann die Wiederholungsaufnahme im Rahmen des MONDAU II-Projekts. Alle Aufnahmen sind in diese Auswertung mit eingeflossen. In den verschiedenen Jahren wurden die Aufnahmen von verschiedenen Bearbeitenden erfasst. Die Flächengröße umfasste in der Regel 196 m<sup>2</sup> (14 m x 14 m), in schmalen Rinnen auf länglichen Flächen 200 m<sup>2</sup> (10 m x 20 m). Mit Hilfe von markierten Holzpflocken und darunter vergrabenen Magneten wurden die Flächen 2008 markiert und konnten über die Jahre wiedergefunden werden.

Die Vegetationsaufnahmen wurden auf jeder Dauerbeobachtungsfläche jeweils im Frühjahr (nur Krautschicht, um Frühblüher zu erfassen) und im Sommer (Kraut-, Strauch- und Baumschicht) durchgeführt. Die Deckung jeder Pflanzenart auf einer Fläche wurde nach der Skala von Londo (1976) geschätzt. Für jede Dauerbeobachtungsfläche wurde zusätzlich mithilfe des Grundwassermodells (Kapitel 4) der jährlich gemittelte, minimale Grundwasserflurabstand und die Anzahl der Flutungstage für die jeweiligen Aufnahmejahre bestimmt.

### 5.3.3 Datenanalyse

Der Fokus der Arbeit lag auf der Veränderung der Krautschicht und deren Abhängigkeit von verschiedenen Umweltparametern. Um Unterschiede in den Artenzahlen, die aufgrund unterschiedlicher Ansprache und Bearbeitungsgenauigkeit der verschiedenen Bearbeiter über 14 Jahre hinweg bei schwer unterscheidbaren Arten zu vermeiden, wurden ausgewählte Artengruppen in der Auswertung zusammengefasst.

Zunächst wurde die biozönotische Auenzustandsbewertung (BioAu) nach Januschke et al. (2023) mit Hilfe verschiedener naturschutzfachlich und auenökologisch relevanter Kenngrößen ermittelt. Dafür wurde die Entwicklung des gesamten Datensatzes im Ausgangszustand 2008, 2012 und 2022 ohne Berücksichtigung der Flutungskategorien ausgewertet. Die folgenden Kenngrößen wurden entsprechend Januschke et al. (2023) bewertet (Tab. 3): Anzahl auenabschnittstypspezifischer Arten (K1), Indikatorarten mit starker Auenbindung (K2), Gesamtartenzahl (Z1), nach Bundesartenschutzverordnung geschützte Arten (Z4). Folgende Kenngröße wurden dagegen an die lokalen Bedingungen angepasst: für die Rote Liste-Arten (K3) wurde statt der bundesweiten Liste die Rote Liste Bayern (BayLfU 2003) verwendet, statt der Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen (Z2) wurden die Indikatorarten für Weichholzauwald berechnet und statt der Zeiger des wechselfeuchten Grünlands (Z3) wurden die Indikatorarten für Hartholzauwald verwendet. Das Untersuchungsgebiet wurde dem von Koenzen (2005) beschriebenen Auenabschnittstyp „Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen (Kies und Schotter)“ (FAT11) zugeordnet.

Anschließend wurde die Entwicklung der Artenzusammensetzung vergleichend für die verschiedenen Flutungskategorien analysiert. Dazu wurde die Gesamtartenzahl und die Anzahl der Arten verschiedener Zielartengruppen (Röhrlichtzone, Weichholzauwald und Hartholzauwald, nach Schwab & Kiehl (2016), siehe Kapitel 5.1) verglichen. Zur Visualisierung der Ähnlichkeiten und Unterschiede hinsichtlich der Artenzusammensetzung zwischen den acht Flutungskategorien sowie den einzelnen Monitoringjahren wurde eine NMDS (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) mit Hilfe des Statistikprogrammes PC-Ord durchgeführt (McCune & Mefford 2011). Dazu wurden die acht Wiederholungen pro Flutungskategorie und Jahr mithilfe der Frequenz der Arten zusammengefasst. Bei dieser Art der Darstellung liegen die zusammengefassten Aufnahmen für Jahr und Kategorie, die eine ähnliche Artenzusammensetzung haben, näher beieinander und diejenigen, deren Artzusammensetzung sich stark unterscheidet, weit voneinander entfernt. Als erklärende Variablen für die Skalierung wurden folgende Werte für die einzelnen Flutungskategorien pro Jahr herangezogen: der mittlere minimale Grundwasserflurabstand (aus Grundwassermodell, Kapitel 4), die gemittelten Ellenbergschen Zeigerwerte (Ellenberg et al. 1992), die mittlere Gesamtartenzahl sowie die jeweiligen mittleren Artenzahlen der Zielarten für Gewässer, der Wechselwasserzone, der Röhrlichtzone, der Weichholzaunen und der Hartholzaunen.

Für die Auswertung der Veränderung der Artenzahlen zwischen dem Grundzustand (2008), dem Zustand 2012 (2 Jahre nach der Dynamisierung) und 2022 (12 Jahre nach der Dynamisierung) wurden die Gesamtartenzahl der Bodenvegetation, die nicht-auenotypischen Arten und die Zielarten der Röhrlichtzone sowie der Hartholzaue innerhalb der Flutungskategorien verglichen. Da sich manche Flutungskategorien sehr ähnlich waren, wurden die acht Flutungskategorien zu vier Kategorien zusammengefasst: nie geflutete Flächen (NF<25m; NF>25m), häufig durch den Ottheinrichbach geflutete Flächen (OHB), nur bei ökologischer Flutung oder beim natürlichen Hochwasser 2013 geflutete Flächen ( $\text{ÖF}_h$ ,  $\text{ÖF}_f$ ,  $\text{NF}_{\text{HQ10}}$ ) und durch Grundwasser überstaute Flächen ( $\text{GW}_{\text{ÖF}}$ ,  $\text{GW}_{\text{HQ10}}$ ). Für diese vier Einheiten und die drei Jahre 2008, 2012 und 2022 wurden die Unterschiede statistisch mithilfe einer Kruskal-Wallis-Anova mit anschließendem Dunn's-Test inklusive Bonferroni-Korrektur der  $p$ -Werte getestet. Für die Quartilberechnung der Boxplots wurde die Methode „inklusive Median“ gewählt.

## 5.4 Ergebnisse

### 5.4.1 BioAu-Index

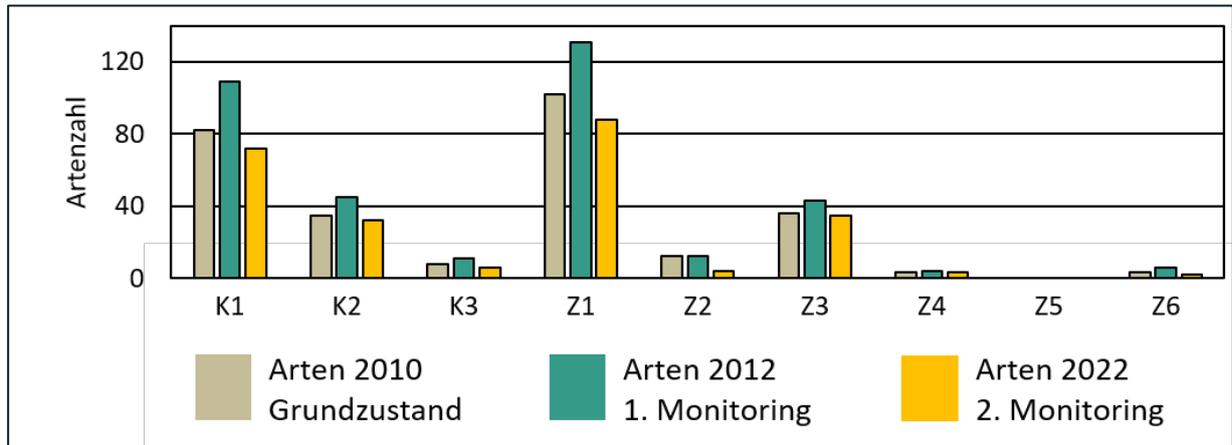


Abb. 40: Vergleich verschiedener Kenngrößen des biozönotischen Auenzustands (Bodenvegetation) zwischen 2008 (Grundzustand), 2012 (2 Jahre nach der Dynamisierung) und 2022 (12 Jahre nach der Dynamisierung) (K1: auentypspezifische Arten, K2: Indikatorarten mit starker Auenbindung, K3: Rote Liste Bayern Arten, Z1: Gesamtartenzahl, Z2: Indikatorarten für Weichholzauwälder, Z3: Indikatorarten für Hartholzauwälder, Z4: Gesetzlich geschützte Arten, Z5: Natura 2000-Arten, Z6: Stromtalarten) (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die Auswertung über alle 72 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen zeigt, dass die Artenzahlen der untersuchten BioAu-Kenngrößen kurz nach der Dynamisierung (2012) zunächst anstiegen, jedoch 12 Jahre nach der Dynamisierung (2022) wieder auf eine ähnliche Artenzahl des Grundzustandes abnahmen (Abb. 40). Lediglich für die Indikatorarten der Hartholzaue (Z3) ist der Rückgang marginal. Die sehr geringe Zahl geschützter Arten (Z4) auf den Dauerbeobachtungsflächen stagnierte zwischen 2008 und 2012 (6 Arten) und stieg danach bis 2022 leicht auf 8 Arten an. Während die Natura 2000-Arten (Z5) gänzlich fehlen, erfolgte bei den Stromtalarten (Z6) ein leichter Artenanstieg von 8 auf 11 Arten zwischen 2008 und 2012, was sich jedoch bis 2022 wieder auf das Niveau des Ausgangszustandes einstellte. In allen Jahren kamen in dieser Kategorie die Arten *Acer campestre*, *Anemone ranunculoides*, *Carduus personata*, *Clematis vitalba*, *Senecio paludosus* und *Thalictrum aquilegifolium* vor.

### 5.4.2 Artenzusammensetzung

Bei der Betrachtung der Veränderung der Artenzusammensetzung in Abhängigkeit von der Flutungsintensität seit 2008 mithilfe der NMDS können die einzelnen Flutungskategorien klar voneinander abgegrenzt werden. Mit Ausnahme der beiden ungefluteten Kategorien sind die Artenzusammensetzungen innerhalb einer Kategorie über den langen Beobachtungszeitraum hinweg ähnlicher als zwischen den verschiedenen Kategorien (keine Überschneidung in der NMDS). Die erste Achse der NMDS stellt einen deutlichen Feuchtegradienten dar, entlang dessen sich die nicht-überfluteten Flächen über die Flächen, die nur bei natürlichem Hochwasser oder bei ökologischen Flutungen überfluteten werden, bis hin zu den Flächen, die durch den OHB überfluteten Flächen werden, sortieren lassen. Die durch das Grundwasser häufig überstauten Flächen heben sich entlang der zweiten Achse ab, sind dabei aber bezüglich des Feuchtegradienten (erste Achse) den durch die ökologische Flutung gefluteten Flächen am nächsten. Mit Hilfe der Pfeile, die die Umweltvariablen abbilden, können diese Unterschiede

erklärt werden. Entlang der ersten Achse steigt die mittlere Feuchtezahl und Lichtzahl sowie die Anzahl der Zeigerarten für Überschwemmungen und Wechselfeuchte (Ellenberg et al. 1992). Entgegengerichtet ist dagegen die Anzahl der Hartholzauenarten und der Grundwasserflurabstand. Die zweite Achse korreliert vor allem mit der Gesamtartenzahl.

Die durch den **OHB überfluteten Flächen** weisen die höchsten mittleren Feuchte- und Lichtzahlen auf (Abb. 41). Die Länge der Pfeile zwischen den Jahren einer Flutungskategorie, die einen Hinweis auf das Ausmaß der Veränderung der Artenzusammensetzung zwischen den Aufnahmen gibt, ist innerhalb der durch den OHB gefluteten Flächen deutlich länger und weist in eine andere Richtung als die Entwicklung der anderen Flutungskategorien. In der durch den OHB gefluteten Kategorie nahmen zunächst bis 2012 die Artenzahlen und insbesondere die Zielarten der Röhricht- und Wechselwasserzone deutlich zu. Im Anschluss führte das 10-jährliche Hochwasserereignis 2013 zu einer erneut deutlichen Veränderung der Artenzusammensetzung (Abnahme der Artenzahlen und der Deckungen), während im Laufe der weiteren Jahre sich dann vor allem die Röhrichtarten wieder etablieren konnten. Auch die Kategorie der **häufig durch das Grundwasser überstauten Flächen** zeigte bis 2012 eine deutliche Veränderung, während das natürliche Hochwasser 2013, das nur indirekt über den Grundwasseranstieg wirkte, diese Entwicklung wieder rückgängig machte. In der weiteren Entwicklung waren die Veränderungen dort nicht mehr so deutlich. Die beiden Kategorien, die **durch die ökologischen Flutungen betroffen** sind, liegen in der NMDS sehr nahe beieinander und weisen nur geringe Unterschiede in der Artenzusammensetzung auf. Während sich die Artenzusammensetzung bis 2012 nicht deutlich veränderte, führte das Hochwasser 2013 auf diesen Flächen zu einer stärkeren Veränderung. Bis 2022 schwankte die Artenzusammensetzung dann weniger stark, ein klarer Trend konnte nicht erkannt werden, so dass der Zustand 2022 zwischen den Artenzusammensetzungen von vor der Dynamisierung und nach dem Hochwasser 2013 liegen. Die beiden Kategorien, die **nur während des Hochwassers 2013** überflutet waren (entweder durch das Grundwasser oder in Anbindung an den OHB) zeigten zunächst von 2011 bis 2012 deutliche Veränderungen. Während die durch das 10-jährliche Hochwasser geflutete Kategorie in ihrer Artenzusammensetzung auch deutlich auf das Hochwasser reagierte, sich dann aber bis 2022 wieder dem Ausgangszustand näherte, gab es auf der 2013 nur durch das Grundwasser überstauten Kategorie kaum eine Veränderung durch das Hochwasser. Eine stärkere Veränderung in die Richtung des Ausgangszustands erfolgte auf diesen Flächen jedoch dann 2016, die im Weiteren (2019 und 2022) nicht mehr beobachtet werden konnte. Insgesamt gab es für diese Kategorie so einen deutlichen Unterschied zwischen 2008 und 2022.

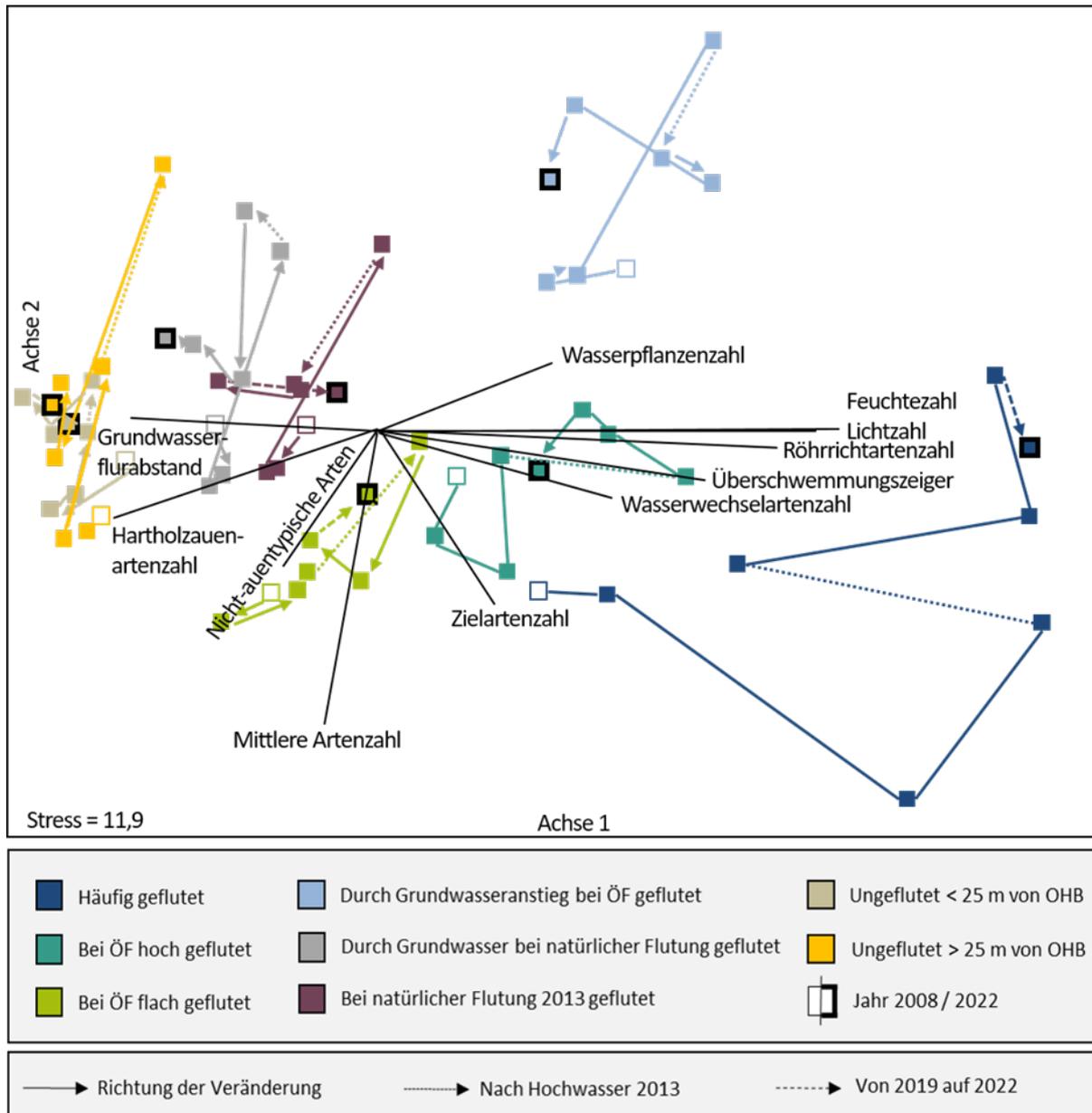


Abb. 41: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der pro Flutungskategorie und Untersuchungsjahr zusammengefassten 72 Dauerbeobachtungsflächen. Pfeile zwischen den Jahren zeigen die Veränderungen der Artenzusammensetzung an, die Länge der schwarzen Vektorpfeile repräsentiert die Stärke der Korrelation der Umweltvariablen ( $r > 0,3$ ,  $p < 0,05$ ) (mittlere Artenzahl der Zielartengruppen, Mittelwert des Grundwasserflurabstandes, Mittelwert der Zeigerwerte (Ellenberg et al. 1992)) (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Die beiden **nicht überfluteten Kategorien** sind in ihrer Artenzusammensetzung sehr ähnlich und zeigen im Vergleich zu den überfluteten Flächen deutlich geringere Veränderungen zwischen den Jahren auf. Lediglich in der nicht überfluteten, vom Ottheinrichbach abgelegenen Kategorie gibt es eine kurzzeitige Veränderung der Artenzusammensetzung von 2013 auf 2014, die im Folgejahr wieder verschwindet.

### 5.4.3 Anzahl der Zielarten in den verschiedenen Flutungskategorien

Die mittlere Artenzahl der verschiedenen Flutungskategorien zeigte vor der Dynamisierung deutliche Unterschiede (Abb. 42). Die durch das Grundwasser häufig überfluteten Flächen hatten 2008 den niedrigsten Mittelwert (28,2), während die weiter vom OHB entfernten, nicht gefluteten Flächen den höchsten Wert (38,8) hatten. Die Reaktion der mittleren Artenzahl auf die Dynamisierungsmaßnahmen waren sehr ähnlich, die Artenzahlen stiegen meist an, insbesondere auf der durch den OHB häufig gefluteten Flächen (von 34,0 auf 46,3 im Jahr 2012). Mit dem 10-jährlichen Hochwasser 2013 nahmen die Gesamtartenzahlen im Vergleich zu 2012 aber wieder auf allen Flächen deutlich auf einen Wert unterhalb des Ausgangszustands (2008) ab. Für die Kategorien OHB und ÖF<sub>f</sub> trat dieser Effekt erst verspätet 2014 ein. Dabei sind die beiden nicht überfluteten Kategorien durch das Hochwasserereignis nicht so stark vom Artenverlust betroffen wie die häufig überfluteten, grundwasserbeeinflussten und ökologisch hoch überfluteten Standorte. Die von der Dynamisierungsmaßnahme betroffenen Kategorien erholten sich 2014 wieder, erreichten aber nicht mehr die Artenzahlen von 2008 bis 2012, sondern stagnierten mit leichten Schwankungen zwischen den Jahren. Auch auf den nicht überfluteten Flächen, die mehr als 25 m vom Ottheinrichbach entfernt sind, kam es zwischen 2012 und 2014 zu einem beträchtlichen Artenverlust, der im Weiteren nicht wieder ausgeglichen wurde. Der Artenverlust zwischen Ausgangszustand und 2022 ist in dieser Kategorie mit durchschnittlich 9,1 Arten am größten. Die grundwasserbeeinflussten Flächen in der Nähe des Ottheinrichbachs, die von Anfang an die niedrigsten mittleren Artenzahlen aufwiesen, sind die einzige Kategorie, die im Mittel keine Arten verliert. 2022 wurden für alle Kategorien weniger Arten erfasst, die mittlere Artenzahlen reichten von 28,1 (OHB) bis 33,2 (ÖF<sub>f</sub>). Hinsichtlich der Zielarten bezieht sich der Artenverlust in den fernen ungefluteten Flächen auf 8 Zielarten der Hartholzauen und Röhrichtbereiche (*Angelica sylvestris*, *Carex riparia*, *Festuca gigantea*, *Impatiens noli-tangere*, *Molinia arundinacea*, *Populus alba*, *Quercus robur*, *Valeriana procurrens*), die in der Aufnahme von 2022 nicht mehr in der Krautschicht vorkamen. Neu hinzugekommen sind die beiden Zielarten der Hartholzauen *Arum maculatum* und *Leucojum vernum*. Deutlich mehr Dynamik findet in den häufig gefluteten Flächen statt. Unter den 13 in 2022 vorkommenden Arten, die 2008 noch nicht auf den Flächen vorkamen, sind viele Wechselwasser- sowie Röhrichtarten und einige Hartholzauwaldarten (*Barbarea vulgaris*, *Carex acuta*, *Carex elata*, *Cirsium oleraceum*, *Equisetum hyemale*, *Galium palustre*, *Mentha aquatica*, *Mercurialis perennis*, *Rorippa amphibia*, *Scutellaria galericulata*, *Senecio paludosus*, *Stellaria neglecta*, *Thalictrum flavum*). Nicht mehr erfasst werden konnten 7 Arten, die überwiegend der Hartholzaue zugeordnet werden können (*Aconitum napellus*, *Carduus personata*, *Corylus avellana*, *Impatiens noli-tangere*, *Listera ovata*, *Valeriana procurrens*, *Veronica beccabunga*).

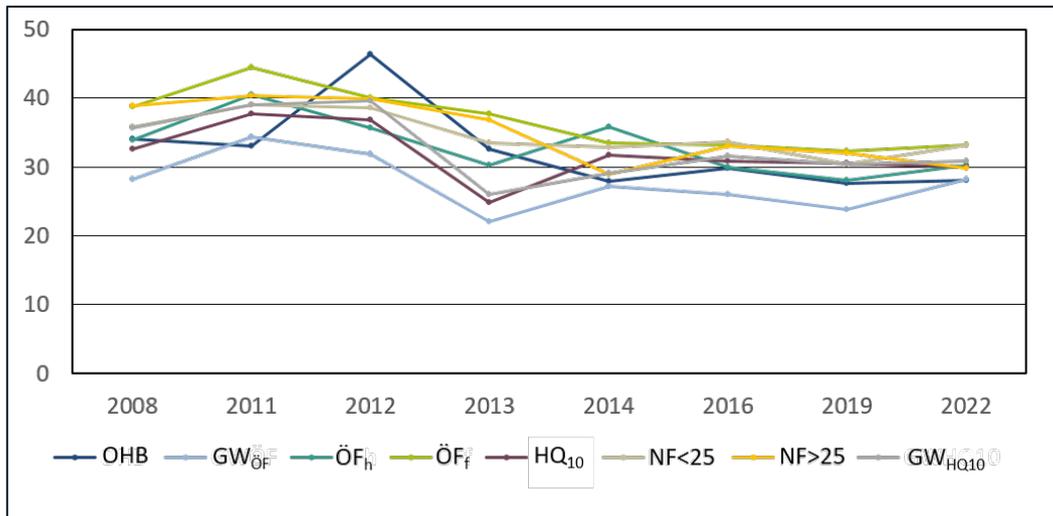


Abb. 42 : Mittlere Artenzahl in der Bodenvegetation der Auenwald-Dauerbeobachtungsflächen getrennt nach den acht Flutungskategorien im Monitoringzeitraum 2008 bis 2022. Abkürzungen Flutungskategorien siehe Tab. 2 (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Beim Vergleich des Artvorkommens von 2008 bis 2012 kamen 34 neue Arten hinzu, von denen sich aber 24 Arten nicht dauerhaft etablieren konnten und 2022 nicht wiedergefunden wurden. Darunter waren hauptsächlich Wechselwasserarten oder Ruderalarten. Im Vergleich zum Ausgangszustand wurden 2022 insgesamt über alle Kategorien 20 Arten nicht mehr gefunden, dafür sind 19 andere Arten neu hinzugekommen. Die verschwundenen Arten sind dabei überwiegend nicht-auen-typische Arten, während von den 19 neuen Arten der Artenliste von 2022 drei Wechselwasserarten, zwei Weichholzaunenarten und zwei Röhrichtarten sowie zwölf nicht-auen-typische Arten sind. Darunter sind die zwei Orchideenarten *Epipactis helleborine* und *Platanthera chlorantha*.

Um die mittelfristige Entwicklung (2022, 12 Jahre nach der Dynamisierung) von der kurzfristigen (2012, 2 Jahre danach) zu trennen, wurde die Gesamtartenzahl sowie die Anzahl der Zielarten für Hartholzaunenwald und Röhricht sowie die nicht-auen-typischen Arten für die drei Zeitschnitte 2008, 2012 und 2022 analysiert (Abb. 43, Kleinbuchstaben zeigen die Signifikanz an). Die Gesamtartenzahl ist zwischen diesen drei Jahren jeweils signifikant unterschiedlich, im Jahr 2012 am höchsten. Für die Arten der Hartholzaune und des Röhrichts und die nicht-auen-typischen Arten ist der Trend gleich, wobei sich 2022 mit deutlich niedrigeren Werten signifikant von 2012 unterscheidet, für die Arten der Hartholzaune auch von 2008. Zur Vereinfachung wurden ähnliche Flutungskategorien zusammengefasst (Abb. 43). Für die Gesamtartenzahl konnten dabei keine signifikanten Unterschiede zwischen den zusammengefassten Flutungskategorien (nie geflutet, häufig geflutet, nur bei ÖF und HQ<sub>10</sub> geflutet und durch GW überstaut) festgestellt werden. Für die Anzahl der Röhrichtarten unterschieden sich jedoch die häufig gefluteten (höchsten Werte) von den nie gefluteten (niedrigste Werte), und beide auch von den zwei übrigen Kategorien. Bei der Anzahl der Hartholzaunenarten unterschieden sich dagegen nur die nie gefluteten mit den höchsten Werten von den häufig gefluteten Kategorien mit den niedrigsten Werten. Auch für die nicht-auen-typischen Arten wurden signifikante Unterschiede zwischen den nie gefluteten (höchste Werte) und den häufig gefluteten (niedrigste Werte) festgestellt. Die bei ökologischen Flutungen oder Hochwasser gefluteten Kategorien mit einem mittleren Wert unterschieden sich auch von diesen beiden. Bei der ge-

naueren Betrachtung der Jahre und der Flutungskategorien zeigten vor allem die häufig gefluteten Flächen einen deutlich stärkeren Anstieg der Gesamtartenzahl und der Röhrichtarten 2012, während die Hartholzauen-Arten dort deutlich schneller und stärker abnahmen. Die nie gefluteten Flächen, die 2008 und 2012 deutlich mehr nicht-auenotypischen Arten als alle anderen Kategorien hatten, zeigten 2022 eine stärkere Abnahme dieser Artengruppe.

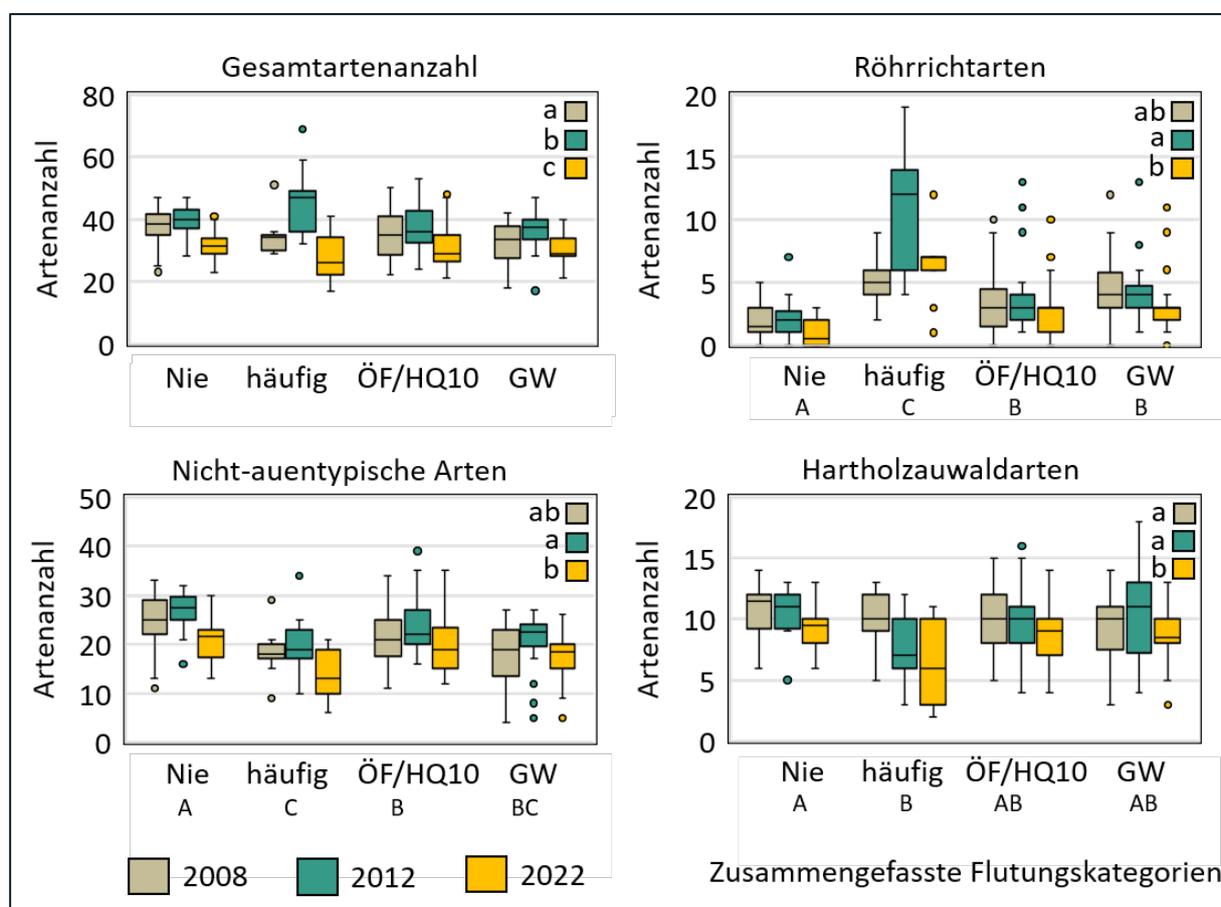


Abb. 43: Mittlere Anzahl der Gesamtarten, Zielarten der Röhrichtzone, Zielarten der Hartholzau und der nicht-auenotypischen Arten in den Jahren 2008 (vor der Dynamisierung), 2012 (kurz nach der Dynamisierung) und 2022 (12 Jahre nach der Dynamisierung); zusammengefasste Flutungskategorien: nie geflutet (NF<25m; NF>25m), häufig geflutet (OH<sub>B</sub>), nur bei ÖF und HQ<sub>10</sub> geflutet (ÖF<sub>h</sub>, ÖF<sub>f</sub>, NF<sub>HQ10</sub>) und durch GW geflutet (GW<sub>ÖF</sub>, GW<sub>HQ10</sub>). Querbalken: Medianwert, Box: 2. und 3. Quartil, Antenne: Ausdehnung der Daten (1,5-fache Streubreite), Kreise: Ausreißer, Sterne: extreme Ausreißer; signifikante Unterschiede zwischen den Jahren werden mit Kleinbuchstaben neben der Legende angegeben, zwischen den Flutungskategorien (alle drei Jahre zusammen) in Großbuchstaben unter der Achsenbeschriftung (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

## 5.5 Diskussion

Die Waldvegetation zeigte in den ersten Jahren nach der Dynamisierung bis 2012 auf ausgewählten Flächen deutliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung (Lang et al. 2016). Die mittlere Zielartenzahl pro Aufnahmefläche und auch die Gesamtartenzahl sowie die Kenngrößen des BioAu-Index (Januschke et al. 2023) stiegen von 2008 bis 2012 in fast allen Flutungskategorien an. Die Beobachtungen in MONDAU II zeigten, dass sich diese kurzfristige Entwicklung nicht längerfristig etablieren konnte. Im Jahr 2022, 12 Jahre nach der Umsetzung

der Dynamisierungsmaßnahmen, konnte auf einem Großteil der untersuchten Flächen ein Artenrückgang seit 2012 festgestellt werden. Die Artenzahlen und auch die der Kenngrößen des BioAu-Index (Januschke et al. 2023) fielen zwar nicht unter die Werte von vor der Maßnahme 2008, aber für keine der Kenngrößen kam es zu einer wesentlichen Verbesserung der Ausgangssituation. 2008 herrschten aufgrund der fehlenden Konnektivität von Fluss und Aue neben eschenreichen Hartholzauen bereits zahlreiche bergahornreiche Auenwaldfolgegesellschaften vor, die durchaus artenreich waren und einen deutlichen Feuchtegradienten aufwiesen (Lang et al. 2011). Der positive Trend des Anstiegs der Artenzahlen in den Jahren 2010 bis 2012 wurde dann durch das natürliche Hochwasser von 2013 deutlich unterbrochen. Während des Hochwasserereignisses 2013 waren aufgrund der Kombination der natürlichen Flutung und einer anschließenden ökologischen Flutung große Teile des Auwaldes 16 Tage überflutet. Es kam zu einem deutlichen Rückgang der Streu- und Krautschicht und einer Zunahme des Offenbodens auf den überfluteten Flächen (Lang et al. 2016). In den Folgejahren stieg die Artenzahl wieder leicht an, dennoch ist ein klarer Trend des Artenrückgangs im Vergleich zu 2012 festzustellen. Dieser Rückgang kann nicht allein durch die Dynamisierungsmaßnahmen erklärt werden, auch die ungefluteten Flächen, weit entfernt vom Ottheinrichbach zeigen eine sehr ähnliche Entwicklung der Artenzahlen. Vielmehr liegt der Schluss nahe, dass die besonders trockenen und wärmeren Bedingungen in den Jahren 2018 bis 2021, gemeinsam mit dem häufig auftretenden Eschentriebsterben im untersuchten Auwald ebenfalls ihren Beitrag zur Veränderung der Artengemeinschaft und der Artenzahl beitrugen. Auch für andere Auwälder wurden diese Phänomene als Gefährdung des Waldes und der Pflanzenartenzusammensetzung beobachtet (Erfmeier et al. 2019, Härdtle et al. 2020, Wirth et al. 2021).

Da die nicht von der Maßnahme betroffenen Flächen und die ungefluteten Flächen nahe am Ottheinrichbach teilweise mehr als doppelt so viele Arten (10-12 Arten) verloren als die von der Maßnahme gefluteten oder überstauten Flächen, ist davon auszugehen, dass sich die Dynamisierungsmaßnahmen positiv auf den Artenerhalt auswirkten und den Artenrückgang abmildern konnten. Die regelmäßigen Überflutungen der ufernahen Flächen des Ottheinrichbachs förderten zudem die Zielarten der Röhrichtzone und der Wechselwasserzone, die gegenüber 2008 um 6 Arten zunahm. Dies bestätigt die bedeutende Rolle hydrologischer Faktoren und deren Veränderungen auf das Vorkommen von einzelnen Arten (Mosner et al. 2015), was auch schon bei Lang et al. (2016) als der Hauptfaktor im Gebiet identifiziert wurde. Der durch das Hochwasser 2013 ausgelöste Artenrückgang war besonders in den nur einmalig beim 10-jährlichen Hochwasser vom Oberflächenwasser oder auch Grundwasser gefluteten Flächen ausgeprägt. Solch seltene Ereignisse haben besonders starke Auswirkungen auf die nicht an Flutungen angepassten Arten (Gorzalak 2000, Härdtle et al. 2020, Stammel et al. 2021). Gleichzeitig konnte aber mit der NMDS auch beobachtet werden, dass nur die häufig gefluteten Flächen eine gerichtete Veränderung erfuhren, während alle anderen Flutungskategorien (auch die nicht gefluteten Flächen) sich kontinuierlich zwischen den Jahren, aber nicht gerichtet veränderten. Die Überstauung mit Grundwasser führte zu einer klar differenzierten Artenzusammensetzung mit weniger Schwankungen über die Jahre und einer geringeren Artenzahl. Wälder hinter einem Hochwasserdeich, die nur durch das ansteigende Qualmwasser hydrologisch mit dem Fluss verbunden sind, zeigen daher zwar durchaus einen Anstieg der Feuchtezeiger, sind aber doch nicht mit überfluteten Auwäldern zu vergleichen (Peper et al. 2012). Dies unterstreicht die Bedeutung von tatsächlich durch Flusswasser überfluteten Flächen für die Erhaltung und Renaturierung von Hartholzauen (Bauer et al. 2018a, Härdtle et al. 2020).

Ein Großteil der Gesamtarten sind weiterhin nicht-auentypische Arten, auch wenn darunter viele wertgebende Waldarten zu finden sind. Die Artengruppe hat seit 2008 abgenommen, vor allem in den häufig gefluteten, aber auch in den nie gefluteten Flächen. Die Anzahl der Hartholzauenarten dagegen war in den verschiedenen Flutungskategorien sehr ähnlich und nahm auch nur in den häufig gefluteten Flächen deutlich ab. Eine Zunahme dieser Zielarten-Gruppe konnte nicht beobachtet werden, was sicher auch an der geringen Ausbreitungsfähigkeit der Arten (Schwab et al. 2018), der wenigen Flutungen als Ausbreitungsvektor und der fehlenden Samenbank (Schwab & Kiehl 2017) liegt. Neue Arten können nur schwer das Gebiet erreichen. Demgegenüber stehen die Zielarten der Weichholzaue, vor allem Weidenarten, die vor der Dynamisierung kaum mehr im Gebiet zu finden waren. Auch 12 Jahre nach der Maßnahmenumsetzung konnten nur wenige Weiden gefunden werden. Andere Studien zeigen, dass frühe Sukzessionsstadien ohne Baumbestand und enge hydrologische Bedingungen während der Keimung und im Anschluss auch mehrtägige bis mehrwöchige Überflutungsperioden, bestenfalls häufiger im Jahr, notwendig sind, um die Entwicklung einer Weichholzaue zu initiieren (Glenz et al. 2006, Mosner et al. 2009). Insbesondere die Offenbodenstandorte auf den häufig gefluteten Flächen fehlen im Gebiet. Diese Flächen hatten sich mit den Maßnahmen zwar stark verändert, aber es haben sich dort vor allem Röhrichtarten, teilweise sogar Wechselwasserzeiger ausgebreitet, die sowohl in der Samenbank des Bodens zu finden sind (Schwab & Kiehl 2017) als auch über das Wasser gut ausgebreitet werden (Schwab et al. 2018). Die Waldbestände von 2008 auf diesen Standorten sind aber aufgrund der hohen Wasserstände größtenteils zusammengebrochen.

Der bestehende Feuchtegradient zwischen den verschiedenen Flutungsintensitäten trägt viel zur Biodiversität des Gebiets bei. Durch die Maßnahmen wurde dieser Feuchtegradient bereits kurzfristig erweitert, 12 Jahre nach der Maßnahmenumsetzung besteht er noch immer: Es gibt mehr geflutete Flächen in den verschiedenen Intensitäten als 2008, auch die Artenzusammensetzung zeigt eine größere Streuung zwischen den Kategorien. Allerdings nehmen die häufiger gefluteten Flächen immer noch nur einen sehr geringen Anteil ein (circa 10% des gesamten Auwalds). Zusätzlich ist auch die Häufigkeit und Dauer der ökologischen Flutungen sehr gering, was bereits in MONDAU I als nicht ausreichend identifiziert wurde, um großflächige Veränderungen in der gesamten Aue zu bewirken (Lang et al. 2016). Auch im weiteren Beobachtungszeitraum fanden nach einem Jahr ohne Flutung (2014) und zwei feuchteren Jahren (2015 und 2016) zwischen 2017 und 2020 nur noch an 2 bis 7 Tagen pro Jahr Überflutungen von Waldflächen statt (vgl. Kapitel 4). Zudem dauerte fast ein Drittel der seit Beginn durchgeführten ökologischen Flutungen nur einen Tag. Diese Anzahl an Überflutungstagen war auch 12 Jahre nach der Umsetzung der Dynamisierungsmaßnahmen zu gering, um signifikante Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Waldvegetation hervorzurufen. Viele Pflanzen, die eigentlich nicht überflutungstolerant sind, können eine so kurze Zeit überdauern (Wollny et al. 2019). Das 10-jährliche Hochwasser mit einer Dauer von 16 Tagen dagegen zeigte, dass mehr Wasser über einen längeren Zeitraum auch stärkere Veränderungen hin zu auentypischeren Artgemeinschaften bewirken kann. Die ökologischen Flutungen sollten daher möglichst intensiver und länger sein, um eine auentypischere Vegetation zu fördern.

## 5.6 Fazit

Durch das 14-jährige Monitoring konnte der mittelfristige Erfolg des Dynamisierungsprojektes für die Waldvegetation nachgewiesen werden, wenn auch die deutliche Artenzunahme von 2012 nicht mehr bestätigt werden konnte. Die acht untersuchten Flutungskategorien unterscheiden sich deutlich in ihrer Artenzusammensetzung. Diese Diversität entlang eines Feuchtgradienten wurde bereits vor der Renaturierung festgestellt (Lang et al. 2011), vergrößerte sich aber längerfristig durch die Maßnahmen. Die häufig vom Ottheinrichbach gefluteten Flächen verändern sich in ihrer Artenzusammensetzung am stärksten hin zu sehr feuchten Standorten mit zahlreichen Überschwemmungs- und Feuchtezeigern, teilweise ohne Baumbestand. Viele Zielarten der Röhrlichtzone, die sich hier nach der Dynamisierungsmaßnahme etabliert hatten, blieben aufgrund des hohen Wasserstandes auch längerfristig erhalten. Deutlich sind in allen Kategorien die Auswirkungen des 10-jährlichen Hochwassers 2013, das zu einem Rückgang der Artenzahlen führte. Dieser Rückgang muss aber nicht generell negativ gesehen werden, da vor allem die nicht-auenotypischen Arten zurückgingen. Neue Arten hätten, sofern sie die Flächen erreichen können, die Möglichkeit sich auf den von Streu und Konkurrenz befreiten Böden zu etablieren. Warum dieser Prozess nur bedingt stattfand, ist unklar, da sich weitere Parameter (Temperatur, Niederschlag, Eschentriebsterben) deutlich veränderten und sich mit dieser Studie nicht voneinander trennen lassen. Diese Stressoren werden auch in Zukunft weiter auftreten und sich gegebenenfalls sogar verstärken (neben dem Klimawandel, auch weitere Baumkrankheiten, z.B. die Ahorn-Rußrindenerkrankung). Es steht zu befürchten, dass der Trend des Artenrückgangs sich weiter fortsetzen wird. Das Monitoring sollte daher dringend weitergeführt und durch Aufnahmen außerhalb des Untersuchungsgebiets ergänzt werden, um mehr Wissen über die Auswirkungen der verschiedenen Parameter auf den Rückgang der Artenvielfalt in Auenwäldern zu erhalten. Daraus könnten Rückschlüsse für weitere Managementmaßnahmen sowohl im Dynamisierungsgebiet als auch in den übrigen Auenwäldern Deutschlands und Mitteleuropas gezogen werden.

Die ökologischen Flutungen bieten das Potenzial, die durch stärkere Hochwasser initiierten auentypischen Störungen zu unterstützen und das selten geflutete Ökosystem an stärkere Schwankungen zu gewöhnen. Die Aufnahmen zeigten, dass besser angebundene Flächen weniger sensibel auf das Hochwasser reagierten und die Störung auch schneller wieder ausgleichen konnten. Vermutlich genauso bedeutend ist die Ausleitung von Flusswasser über den OHB in die Aue auch während Trockenphasen (z.B. 2018 und 2019) und Niedrigwasserzeiten, da durch diese Maßnahme der Grundwasserstand erhalten und ein stärkerer Artenverlust verhindert werden konnte. Der geringere Artenverlust auf den von der Maßnahme betroffenen Flächen und insbesondere der häufig gefluteten Flächen nahe des Ottheinrichbachs unterstreichen die Bedeutung der wechselnden Wasserstände und regelmäßigen Störungen für den Erhalt der Artenvielfalt. Ein neues Fließgewässer und ökologische Flutungen sind nur ein Baustein und allein nicht prägend genug, um die typische Hartholzauenvegetation zu fördern. Größere natürliche Flutungen müssen daher im Rahmen von Dynamisierungsmaßnahmen zusätzlich ermöglicht werden.

## 6 Mollusken

Andrea Rumm und Klaus Groh

### 6.1 Einleitung

Mit der dauerhaften Einleitung von Donauwasser in das neu angelegte Umgehungsgewässer, den Ottheinrichbach, samt entsprechender Nutzungsänderung im Umfeld (Einstellen der forstlichen Nutzung etwa 50 m beidseits um den OHB) sowie durch ökologische Flutungen ab einem bestimmten Donauabfluss wird eine Veränderung der Molluskenfauna im Untersuchungsgebiet hin zu einer Zusammensetzung, die den noch kleinflächig vorhandenen, intakteren Donauauen der Region ähnelt, erwartet (vgl. Utschick et al. 2013). Dabei wird angenommen, dass mittelfristig (bei sehr starken Flutungen) insbesondere hygrophile Arten sowie Sumpf- und Auwaldarten von den Maßnahmen profitieren (Einwanderung ins Gebiet, Stabilisierung vorhandener (kleinerer) Populationen), wohingegen Offenland- und xerothermophile Arten weniger positiv beeinflusst werden (vgl. Colling 2005, Groh & Richling 2010, Utschick et al. 2013, Gruppe et al. 2016, Groh & Weitmann 2018).

Mollusken haben sich vielfach als sensitive Indikatoren für relevante Umweltparameter in Auenlebensräumen bewiesen (z.B. Foeckler et al. 2009, Ilg et al. 2009, Rumm et al. 2016). Vor allem die Hydrologie bzw. Bodenfeuchte scheint die Artenzusammensetzung wesentlich zu beeinflussen (u.a. Čejka et al. 2008, Foeckler et al. 2009, Myšák & Horsák 2011). Durch ihre geringe aktive Mobilität sind sie den vorherrschenden Standortfaktoren direkt ausgesetzt (Foeckler et al. 2006) und bieten demnach gute Voraussetzungen, um die Reaktion von Lebensgemeinschaften auf Veränderungen der hydrologischen Bedingungen nach Redynamisierungsmaßnahmen zu indizieren.

Die Entwicklung der Molluskenfauna wurde entlang eines auenmorphologischen Gradienten untersucht. Die Untersuchung vor der Redynamisierung machte das große Artendefizit in der Molluskenfauna der „Trockenaue“ im Vergleich zum regionalen Artenpotenzial deutlich (Utschick et al. 2013). Etwa zwei Jahre nach Wirksamwerden der Maßnahmen zeigte sich eine signifikante Zunahme der Gesamtarten- und -individuenzahlen. Insbesondere Waldarten sowie, wenn auch in etwas geringerem Umfang, Wasser- und Sumpfdarten schienen von den Maßnahmen zu profitieren (mehr Arten, höhere Individuendichten, s. Gruppe et al. 2016, Utschick et al. 2013). Offenlandarten wurden von den Maßnahmen unmittelbar nach der Redynamisierung nicht beeinflusst (Gruppe et al. 2016). Das Artenpotenzial naturnaher Donauauen wurde allerdings nicht annähernd erreicht, insbesondere bzgl. Quell-, Wasser- und Sumpfschnecken bestanden wenige Jahre nach der Redynamisierung noch Defizite (vgl. Utschick et al. 2013).

Nun, etwa zwölf Jahre später, wurde ein weiteres Monitoring durchgeführt. Zentrale Fragestellungen dabei waren,

- ob sich der durchaus positive Entwicklungstrend der Arten- und Individuenzahlen, der Diversität und v.a. hin zu einer autotypischeren Molluskenfauna aus dem Monitoring kurz nach der Redynamisierung auch in den folgenden Jahren fortgesetzt hat und
- ob unterschiedliche Entwicklungen entlang des untersuchten auenmorphologischen Gradienten zu beobachten sind.

## 6.2 Methodik

### 6.2.1 Probeflächen

Die Mollusken wurden nur in zwei der drei Teilgebiete (vgl. Kapitel 9) untersucht. Die Erfassung der Mollusken erfolgte auf insgesamt 20 vor der Redynamisierung eingerichteten Probeflächen (s. Abb. 49), je zehn in den Bereichen 1 und 2. Dabei handelte es sich um die gleichen Bereiche, in welchen auch die Arthropoden untersucht wurden. Die Probeflächen wurden gem. ihrer Lage im Geländere relief und den sich daraus ergebenden Feuchtegradienten in vier Habitattypen eingeteilt (vgl. Weißbrod & Binder 2016, Benennung verändert):

- **Uferbereich („nass“):** Standorte entlang bzw. in direkter Nähe zum neu angelegten OHB;
- **Feuchter Auwald („feucht“):** Tief gelegene Standorte, die bei ökologischer Flutung (mit 30 m<sup>3</sup>/s) direkt durch Überstauung/steigende Grundwasserstände betroffen sein sollten;
- **Trockener Auwald („frisch“):** Standorte, die nur sehr selten (100-jährliches Hochwasser, HQ<sub>100</sub>) überflutet werden;
- **Brennenstandort („trocken“):** Standorte, die zwar im Überflutungsbereich liegen, aber aufgrund der Bodenbeschaffenheit/-eigenschaften nur ein geringes Wasserhaltevermögen besitzen.

### 6.2.2 Probenahme

Im Herbst 2022 wurden, wie auch vor der Redynamisierung (Herbst 2009/Frühjahr 2010) und in einer ersten Monitoringuntersuchung danach (Frühjahr/Herbst 2012), die Probeflächen im 50 m-Radius von zwei bis vier „Testeichen“ je Fläche mittels Handaufsammlung beprobt sowie Substratproben entnommen. Bei geteilten Probeflächen wurden die Suchzeiten bzw. Substratentnahmen proportional zwischen den Teilflächen und Testeichen aufgeteilt. Die Probenahme wurde federführend durch Dipl.-Biol. Christopher Parzefall (ÖKON GmbH, Maxhütte-Haidhof, bzw. im Auftrag) mit personeller Unterstützung durch das Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt, durchgeführt. Die Kartierungen im Grundzustand und im Monitoring 2012 erfolgten durch Dipl.-Biol. Christian Strätz, Büro für ökologische Studien, Bayreuth.

Für die Handaufsammlung wurden 30 Minuten lang möglichst repräsentativ alle relevanten Habitatstrukturen (Streu, bodennahe Vegetation, Baumstämme, Totholz, usw.) auf den Probeflächen nach Mollusken abgesucht. Sofern nicht vor Ort bestimmbar, wurden die vorgefundenen Individuen für eine Bestimmung im Labor in 70%igem Ethanol konserviert.

Für die Substratproben wurde anhand von 12 Teilproben je Untersuchungsfläche auf je ca. 250 cm<sup>2</sup> die obere Bodenschicht mit Streu bis in eine Tiefe von ca. 3 cm mithilfe eines Spatens entnommen. Dies ergab die ca. 5-7 l Substrat (bzw. 2 l Feinsiebmaterial), die in den vorangegangenen Untersuchungen je Untersuchungsfläche beprobt wurden. Die Verteilung der Teilproben auf den Untersuchungsflächen erfolgte in Abhängigkeit von der Anzahl der Testeichen. Waren vier Testeichen vorhanden, so wurden jeweils drei Teilproben pro Baum genommen (im Abstand von 5-10 m zum Baum). Die erste Teilprobe wurde dabei immer in Richtung des nächsten Gewässers entnommen, die anderen beiden Teilproben verteilten sich dann jeweils links und rechts vom Baum dazu. Waren nur drei Testeichen vorhanden, so wurde auch auf der dem Gewässer gegenüberliegenden Seite des Baumes eine Teilprobe entnommen, sodass es insgesamt jeweils vier Teilproben pro Baum waren. Bei nur zwei Testeichen wurden jeweils sechs Teilproben, möglichst gleichmäßig um beide Bäume verteilt, genommen.

Im Frühjahr 2023 erfolgte zudem eine etwa 20-minütige Nachsuche von im Herbst schwer nachweisbaren Arten, insbesondere Nacktschnecken. Die Tiere wurden, wie bei der Handaufsammlung 2022, i.d.R. für eine spätere Bestimmung im Labor in 70%igem Ethanol konserviert.

### 6.2.3 Datenaufbereitung

Die entnommenen Substratproben wurden im Labor mit Hilfe einer Schlamm-, Sieb- und Rüttelmaschine mit Maschenweiten von 4, 2 und 0,7 mm aufbereitet (vgl. Deichner et al. 2003). Anschließend wurde das so gewaschene und fraktioniert gesiebte Material getrocknet, die Gehäuse der Grobfraktion ggf. unter Zuhilfenahme einer Lupe und die Feinfraktionen unter einem Binokular ausgelesen und basierend auf Standardbestimmungsliteratur (Geyer 1927, Ehrmann 1933, Kerney et al. 1983, Fechter & Falkner 1989, Jungbluth et al. 1992, Rowson et al. 2014, Wiese 2016, Glöer 2021) soweit möglich bis auf Artniveau bestimmt (Determination durch K. Groh). Nomenklatur und Systematik folgen der bayerischen Roten Liste (BayLfU 2022). Veraltete Artansprachen in den früheren Aufnahmen wurden entsprechend angepasst (z.B. *Physa acuta* anstelle von *Physella heterostropha*). Gemäß ihrem Zustand wurde bei den Gehäusen/Schalen zwischen rezent (lebend inkl. frisch tot) und subrezent (verwittert) unterschieden.

Nicht bei allen Individuen war eine sichere Bestimmung auf Artebene möglich. Als schwierig erwiesen sich z.B. syngenerische juvenile Individuen (z.B. *Aegopinella*, *Carychium*, *Cepaea*, Clausiliidae, *Cochlicopa*, *Trochulus*) bzw. Fragmente oder alte, bereits stark korrodierte Gehäuse, an welchen relevante Bestimmungsmerkmale nicht mehr erkennbar waren. In solchen Fällen wurde entweder bis zur Familienebene oder, sofern möglich, bis zur Gattung bestimmt oder die Art mit dem Zusatz „cf.“ (von „confer“ = „vergleiche“) gekennzeichnet.

Die Ergebnisse der Handaufsammlung, Substratproben sowie der Nachsuche wurden je Probefläche zusammengefasst.

### 6.2.4 Auswertung

Für die Auswertung wurden nur Individuen herangezogen, die rezent (lebend oder frisch tot) nachgewiesen und bis auf Artniveau bestimmt werden konnten. Individuen mit dem Zusatz „cf.“ wurden dabei der jeweiligen Art zugeschlagen. Verwitterte, als subrezent angesprochene Exemplare wurden im Folgenden nur nachrichtlich zur Dokumentation des vorangegangenen (historischen) Artenspektrums aufgeführt.

Analysiert wurden die Veränderungen in der Molluskenfauna über die drei untersuchten Zeitschnitte: Grundzustand vor (Zeitschnitt 0, Erhebung 2009/2010), kurz- (Zeitschnitt 1, Erhebung 2012) und mittelfristiges Monitoring (Zeitschnitt 2, Erhebung 2022/2023) nach der Redynamisierung (Wirksamkeit der Maßnahmen ab Frühsommer 2010). Ausgewertet wurden dabei die Änderungen in den Arten- und Individuenzahlen, der  $\alpha$ -Diversität (Simpson-Index, 1-S, Werte zwischen 0 und 1; je höher der Wert, desto höher die Diversität auf einer Probefläche) sowie in den Dominanzverhältnissen (relative Häufigkeit) und der Stetigkeit der Arten (Vorkommen auf den Probeflächen) – sowohl im gesamten Untersuchungsgebiet als auch in den einzelnen Habitattypen. Zudem wurde untersucht, ob sich die Artenzusammensetzung (Präsenz-/Absenzdaten) im Untersuchungsgebiet bzw. in den Habitattypen über die Zeit unähnlicher wurde ( $\beta$ -Diversität, Sørensen-Unähnlichkeitsindex; Werte zwischen 0 und 1; je höher der Wert, desto unähnlicher sind sich die Artengemeinschaften). Die Unterschiede in den Arten- und Individuenzahlen sowie der  $\alpha$ -Diversität wurden auf signifikante Änderungen über

die Zeit getestet (Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Dunn's-Test inklusive Bonferroni-Korrektur der  $p$ -Werte).

Um die Habitatansprüche der Arten zu berücksichtigen, wurden die Arten zudem in Lebensraumgilden eingeteilt und die Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen bzw. relativen Häufigkeiten stellvertretend für die Veränderung der Artengemeinschaften analysiert. Die Definition der Lebensraumgilden erfolgte in Anlehnung an Ložek (1964) und Falkner (1991), wobei die dort genannten Kategorien von Utschick et al. (2013) zu acht Lebensraumgilden zusammengefasst wurden (vgl. Tab. 5). Die Zuordnung der Arten erfolgte dabei i.d.R. gem. den jeweiligen Schwerpunktorkommen der Art. Die Einstufung bereits im Untersuchungsgebiet nachgewiesener Arten wurde Utschick et al. (2013, Tab. 2) entnommen. 2022/2023 neu hinzugekommene Arten wurden gem. den Angaben in Ložek (1964) und Falkner (1991) bzw. anderer Fachliteratur (Wiese 2016, Glöer 2021) zugeordnet.

Tab. 5: Lebensraumgilden (Schwerpunktorkommen) nach Utschick et al. (2013, in Anlehnung an Ložek 1964, Falkner 1991)

Abk.	Lebensraumgilde
F =	Fließgewässerarten
L =	Stillgewässerarten
P =	Sumpfararten
H =	Hygrophile Arten
W =	Waldarten
M =	Mesophile Arten
O =	Offenlandarten (inkl. Ot = im Offenland subterrann lebend)
X =	Xerothermophile Arten (inkl. S = Steppenarten)

Darüber hinaus wurden die Kenngrößen (K1 bis K3 bzw. Z1 bis Z5) für eine biozönotische Auenzustandsbewertung (BioAu) nach Januschke et al. (2023) ermittelt: Anzahl auenabschnittstypspezifischer Arten (K1), Indikatorarten mit starker Auenbindung (K2), Gesamtartenzahl (Z1), nach Bundesartenschutzverordnung geschützte Arten (Z4), Natura 2000-Arten (Z5, Anhang II- und/oder Anhang IV-Arten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie). Die Kenngröße Rote Liste-Arten (K3) wurde abweichend von Januschke et al. (2023) anhand der Arten der aktuellen bayerischen Roten Liste (BayLfU 2022) für alle Untersuchungszeiträume sowie Z2 (Indikatorarten für vegetationsarme und -freie Uferzonen) und Z3 (Indikatorarten für wechselfeuchtes Grünland) mit Hilfe der Indikatorarten für Weichholz- bzw. Hartholzwald berechnet. Das Untersuchungsgebiet wurde dem von Koenzen (2005) beschriebenen Auenabschnittstyp „Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen (Kies und Schotter)“ (FAT11) zugeordnet.

Zur Datenanalyse wurde Microsoft Excel für Mac (Version 16.5.4 2021), u.a. für die von Januschke et al. (2023) zur Verfügung gestellten Vorlagen zur Ermittlung der BioAu-Kenngrößen, verwendet sowie die freie Software R (R Core Team 2022; Version 4.1.2 für macOS) mit R Studio (RStudio Team, 2021; Version 1.4.1106 für macOS) und den Softwarepaketen ggplot2 (Wickham 2016), ggpubr (Kassambara 2022), plyr (Wickham 2011), rstatix (Kassambara 2023) und vegan (Oksanen et al. 2022).

## 6.3 Ergebnisse

### 6.3.1 Entwicklung des Gesamtartenspektrums

Im Rahmen des Monitorings 2022/2023 wurden insgesamt 60 Arten mit 2.252 rezenten Individuen erfasst, weitere 1.674 Individuen wurden in verwittertem Zustand (subrezent) nachgewiesen (vgl. Tabelle im Anhang A.2). Vor der Redynamisierung (2009/2010) waren es 65 Arten mit insgesamt 777 Individuen und 2012 1.594 Individuen aus 73 Arten. Informationen über die Anzahl der verwittert nachgewiesenen Individuen in den Untersuchungen von 2009/2010 und 2012 lagen nicht vor. Gegenüber dem Grundzustand 2009/2010 und dem Monitoring 2012 konnten 22 Arten nicht erneut lebend nachgewiesen werden, darunter jeweils fünf Nacktschnecken- und Wassermolluskenarten (u.a. *Arion rufus*, *Planorbis carinatus*). Acht Gehäuseschnecken-/Kleinmuschelarten wurden noch anhand von verwitterten Gehäusen/Schalen erfasst (z.B. *Vallonia costata*, *V. pulchella* oder *Sphaerium corneum*, s. Tabelle im Anhang A.2). Neu im Untersuchungsgebiet erhoben wurden 2022/2023 fünf Arten rezent (z.B. *Euconulus praticola*, *Euglesa subtruncata*), weitere sieben subrezent (u.a. *Vertigo antivertigo*).

Verwitterte Gehäusefunde, wie z.B. der z.T. höhere Feuchtigkeit liebenden Arten *Carychium minimum*, *C. tridentatum* oder *Vallonia pulchella*, lassen auf deutlich größere Populationen einiger Molluskenarten in den vergangenen Jahren im Gebiet schließen (s. Tabelle im Anhang A.2).

Zu den zehn individuenstärksten Arten im Untersuchungsgebiet gehörten in allen drei Zeitschnitten – wenn auch mit wechselnden Dominanzen – die Waldarten *Aegopinella nitens*, *Monachoides incarnatus*, *Cochlodina laminata*, *Helicodonta obvoluta* und *Cepaea hortensis*. 2012 waren ausschließlich Waldarten in dieser Gruppe anzutreffen. 2009/2010 dagegen mit *Arion vulgaris* und *Punctum pygmaeum* auch zwei mesophile Arten. 2022/2023 kam neben diesen beiden Arten noch eine weitere mesophile Art, *Vitrinobrachium breve*, sowie erstmalig auch eine hygrophile Art, *Carychium tridentatum*, hinzu.

Viele der Arten im Untersuchungsgebiet hatten die Zu- bzw. Abnahmen ihrer relativen Häufigkeiten im Jahr 2012 bis 2022/2023 wieder mehr oder weniger ausgeglichen (z.B. *Arianta arbustorum arbustorum*, vgl. Tabelle im Anhang A.2). Zu den größten Gewinnern, die nach dem Monitoring 2012 und/oder 2022/2023 einen größeren Anteil an den Gesamtindividuenzahlen einnehmen als vor der Redynamisierung, zählten neben den o.g. dominanten Waldarten (v.a. *Aegopinella nitens* – mit fast neun Mal mehr Individuen als 2009/2010) auch *Carychium tridentatum* sowie drei *Euglesa*-Arten, die von ihren Lebensraumsansprüchen her in Fließ- (*E. casertana*), Stillgewässer (*E. subtruncata*) oder Sümpfen (*E. globularis*) anzusiedeln sind (s. Tabelle im Anhang A.2). Insgesamt stärker in der relativen Häufigkeit abgenommen hatten mehrere andere Waldarten, wie z.B. die i.d.R. weit verbreitete Art *Cepaea hortensis* oder die beiden eher auf trockeneren Standorten anzutreffenden Arten *Discus rotundatus* und *Euconulus fulvus*. Die Änderungen in den relativen Häufigkeiten aller rezent nachgewiesenen Arten lagen in den ersten beiden Jahren nach der Redynamisierung in einem Bereich zwischen -3,6% bis 4,7% und über zehn Jahre bis 2022/2023 bei -5,7% bis +17,8%.

Bezüglich der Verbreitung im Gebiet hatten 2022/2023 verglichen mit 2012 deutlich mehr Arten (49) ihre Stetigkeit im Untersuchungsgebiet (Anzahl der Probeflächen mit Vorkommen) verringert als vergrößert (26 Arten, vgl. Tabelle im Anhang A.2). Dagegen wurden für einen Großteil der Arten (51) kurz nach der Redynamisierung (2012) mehr Probeflächen mit Nachweisen im Gebiet erfasst als im Grundzustand (2009/2010) und nur 15 Arten waren damals in

ihrer Verbreitung rückläufig. Die Veränderungsraten variierten dabei von 2009/2010 auf 2012 zwischen -8 und +8 Probeflächen und von 2012 auf 2022/2023 zwischen -15 und +10.

### 6.3.2 Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen sowie der Diversität

Die mittleren Artenzahlen je Probefläche waren im Vergleich zu 2012 deutlich zurückgegangen und lagen 2022/2023 nur noch geringfügig höher als vor der Redynamisierung (2009/2010) (Abb. 44). Dies gilt auch für die Entwicklung der Artenzahlen auf den Probeflächen der nasseren Habitattypen (Uferbereiche, feuchter Auwald, s. Abb. 45). Die deutlichsten Artenzahleinbrüche waren in den Uferbereichen zu beobachten. Im trockenen Auwald und auf den Brennenstandorten war weder 2012 noch 2022/2023 eine wesentliche Änderung in den mittleren Artenzahlen zu erkennen. Keiner der Unterschiede über die Zeit war statistisch signifikant.

Bei den Individuenzahlen setzte sich 2022/2023 die bereits 2012 erkennbare deutliche Zunahme sowohl im gesamten Untersuchungsgebiet (s. Abb. 44) als auch in den verschiedenen Habitattypen (s. Abb. 45) fort, wenn auch i.d.R. nicht so stark wie 2012 gegenüber dem Grundzustand (2009/2010). Nur in den trockenen Auwald- und Brennenstandorten stiegen die Individuenzahlen 2022/2023 im Vergleich zu den Uferbereichen und dem feuchten Auwald deutlicher, während sie 2012 eine relativ geringe Änderung erfuhren. Die Individuenzahlen unterschieden sich dabei zwischen 2009/2010 und 2022/2023 sowohl im gesamten Untersuchungsgebiet als auch in allen Habitattypen statistisch signifikant.

Mit zunehmenden Individuen- und überwiegend niedrigeren Artenzahlen hatte der Simpson-Index (1-S) als Maß für die Diversität auf den Probeflächen ( $\alpha$ -Diversität) abgenommen, wenn auch nicht immer statistisch signifikant, und lag 2022/2023 deutlich unter den Werten von 2009/2010 (s. Abb. 44 und Abb. 45).

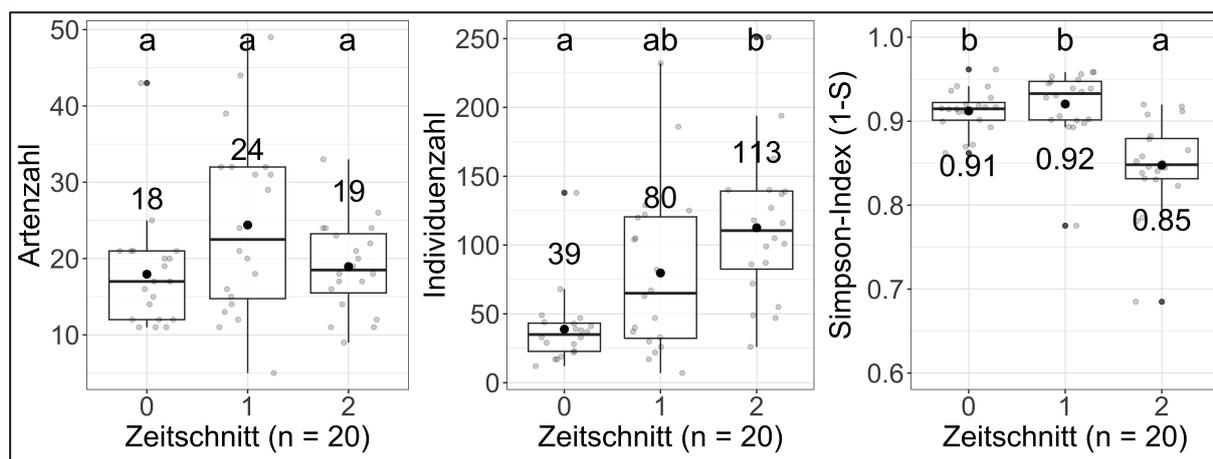


Abb. 44: Entwicklung der Arten- (links) und Individuenzahlen (Mitte) sowie der  $\alpha$ -Diversität (Simpson-Index, rechts) auf den Probeflächen im Untersuchungsgebiet. Legende: 0 = vor (2009/2010), 1 = Monitoring 2012 und 2 = Monitoring 2022/2023 nach Redynamisierung, schwarzer Punkt mit Zahlenangabe = Mittelwert, Querbalken = Medianwert, Box = 2. und 3. Quartil, Antenne = 1. und 4. Quartil, dunkelgrauer Punkt = Ausreißer per Definition > 3-facher Interquartilsabstand, hellgraue Punkte = Werte der einzelnen Probeflächen; Statistisch signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Quelle: ÖKON GmbH).

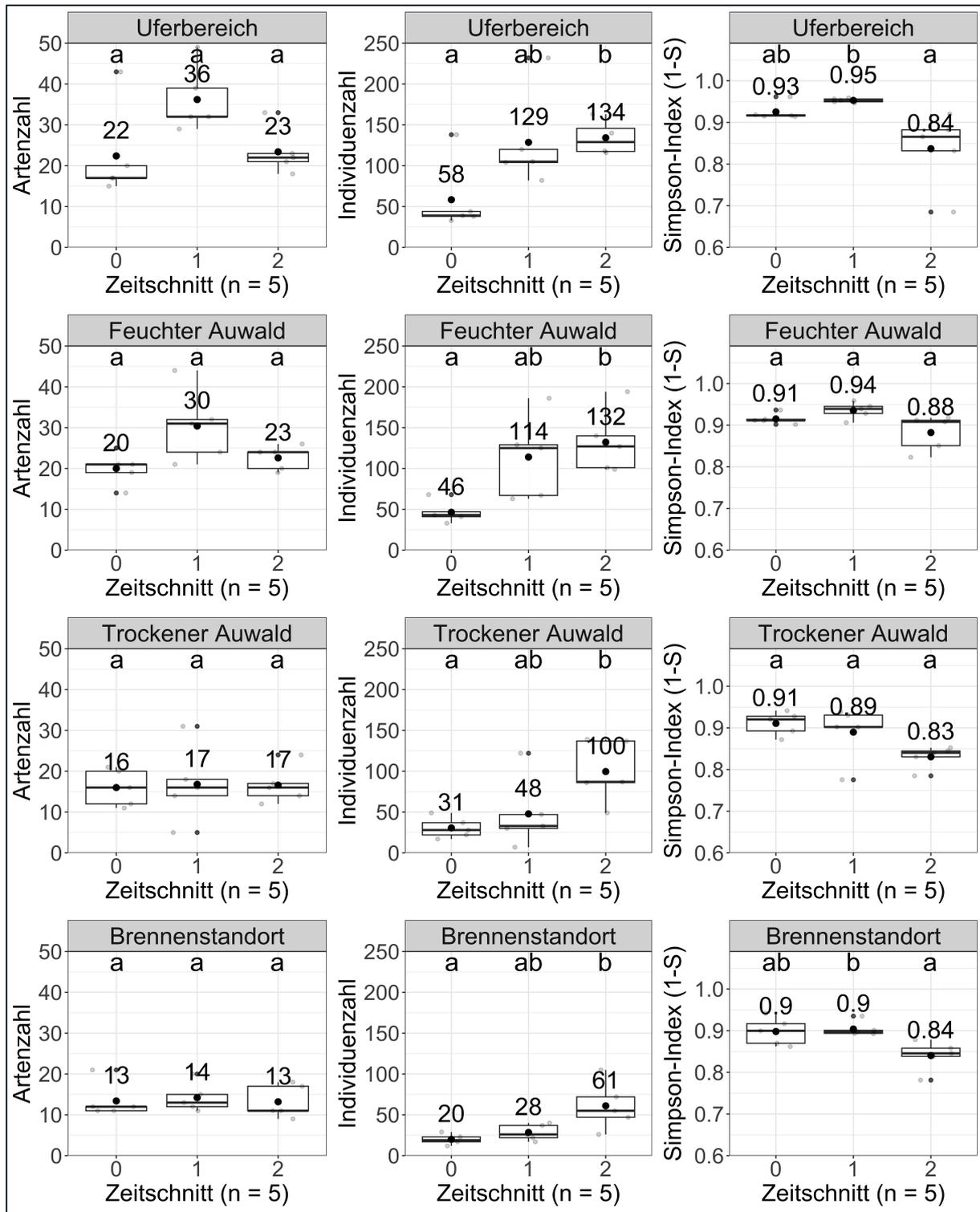


Abb. 45 : Entwicklung der Arten- (links) und Individuenzahlen (Mitte) sowie der  $\alpha$ -Diversität (Simpson-Index, rechts) auf den Probeflächen in den Habitattypen. Legende: 0 = vor (2009/2010), 1 = Monitoring 2012 und 2 = Monitoring 2022/2023 nach Redynamisierung, schwarzer Punkt mit Zahlenangabe = Mittelwert, dicker Querbalken = Medianwert, Box = 2. und 3. Quartil, Antenne = 1. und 4. Quartil, dunkelgrauer Punkt = Ausreißer per Definition > 3-facher Interquartilsabstand, hellgraue Punkte = Werte der einzelnen Probeflächen; Statistisch signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (Quelle: ÖKON GmbH).

Das Gesamtartenspektrum des Untersuchungsgebiets und auch der Habitattypen wurde über die Zeit betrachtet immer unähnlicher (vgl. Tab. 6). Die größte Unähnlichkeit, 2022/2023 gegenüber dem Grundzustand (2009/2010), wurde dabei auf den Brennen erfasst.

Tab. 6: Entwicklung der  $\beta$ -Diversität (Sørensen-Unähnlichkeitsindex) im Untersuchungsgebiet bzw. in den Habitattypen zwischen den drei Zeitschnitten

Zeitschnitt	0 → 1	1 → 2	0 → 2
Untersuchungsgebiet	0,12	0,22	0,26
Uferbereich	0,16	0,25	0,33
Feuchter Auwald	0,24	0,28	0,30
Trockener Auwald	0,17	0,29	0,33
Brennenstandort	0,29	0,36	0,57

0: vor (2009/2010), 1: Monitoring 2012 und 2: Monitoring 2022/2023 nach Redynamisierung

### 6.3.3 Entwicklung der Lebensraumgilden

Deutlichere Änderungen in den Artenzahlen im gesamten Untersuchungsgebiet hatten zwischen 2012 und 2022/2023 die Gilden der Wald- und Offenlandarten sowie der mesophilen Arten erfahren, wobei sich bei den beiden letzteren der abnehmende Trend des Monitorings 2012 fortsetzte (s. Abb. 46). Auch bei den Waldarten war 2022/2023 ein Rückgang in den Artenzahlen zu erkennen. Insgesamt hatte so der Anteil an (semi-)aquatischen Arten (Mollusken der Fließ-, Stillgewässer sowie der Sümpfe und hygrophile Arten) am Gesamtartenspektrum gegenüber den beiden vorangegangenen Untersuchungen nochmals etwas zugenommen (s. Abb. 46). Ihre Zahl lag mit 25 Arten in 2022/2023 gegenüber 16 Arten in 2009/2010 um 56% höher und machte 42% am Gesamtartenspektrum aus, gegenüber nur 25% im Grundzustand. Betrachtet man allerdings die relative Häufigkeit dieser Artengruppe, so war deren Anteil nach einem deutlicheren Anstieg 2012 wieder leicht rückläufig (s. Abb. 46). Die Abnahme der Offenlandarten spiegelte sich auch in der Verteilung der Individuenzahlen zwischen den Lebensraumgilden wider. Waldarten hatten wie bereits 2012 in ihren Individuenzahlen weiter stark zugenommen.

2022/2023 hatten sich in allen vier Habitattypen anteilig an den jeweiligen Gesamtindividuenzahlen prozentual etwas größere (semi-)aquatische Populationen gegenüber vor der Redynamisierung (2009/2010) etabliert (vgl. Abb. 48). Der bereits 2012 sehr deutlich gestiegene Anteil an (semi-)aquatischen Arten im Artenspektrum des feuchten Auwalds konnte auch 2022/2023 in etwa gehalten werden, der Anteil im Uferbereich und im Bereich des trockenen Auwalds war nochmals leicht gestiegen (s. Abb. 47). Der prozentuale Individuenanteil dieser Artengruppe war allerdings v.a. in den nasseren Habitaten (Uferbereich, feuchter Auwald) wieder leicht rückläufig (s. Abb. 48). Die insgesamt stärksten Änderungen in der Molluskenfauna waren jedoch auf den Brennenstandorten zu verzeichnen. Der Anteil der Waldarten, auch der Anteil an erfassten Individuen, hat dort 2022/2023 gegenüber 2009/2010 und 2012 sehr deutlich zugenommen, wobei dies insbesondere auf den Rückgang der Arten- und Individuenzahlen in der Gilde der Offenlandarten zurückzuführen war (s. Abb. 47, Abb. 48).

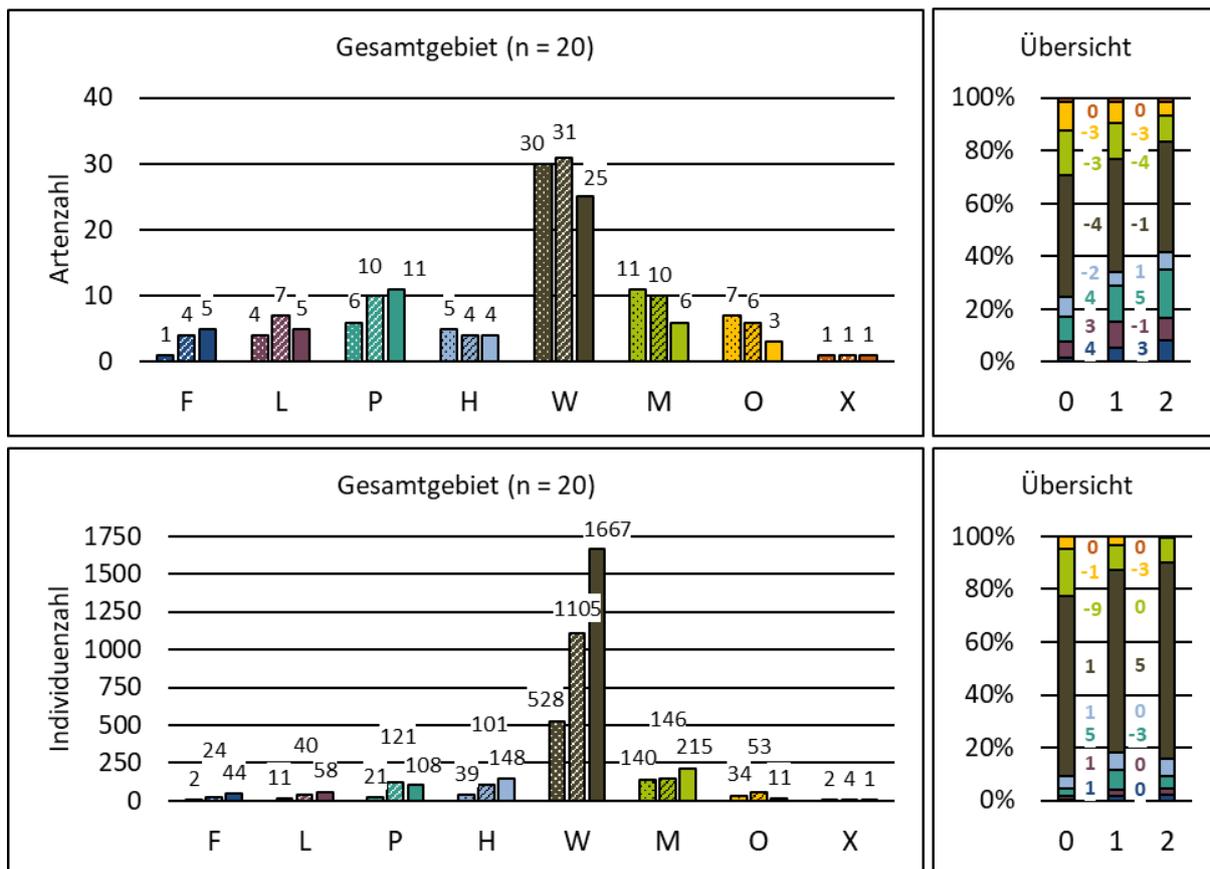


Abb. 46: Entwicklung der Arten- (oben links) und Individuenzahlen (unten links) bzw. deren prozentuale Verteilung in den Lebensraumgilden (oben bzw. unten rechts) im Untersuchungsgebiet. Legende: Lebensraumgilden (gem. Utschick et al. 2013, in Anlehnung an Ložek 1964, Falkner 1991) - F = Fließgewässer-, L = Stillgewässer-, P = Sumpfarthen, H = Hygrophile Arten, W = Waldarten, M = Mesophile Arten, O = Offenlandarten; Weiß gepunktet (linke Grafik) bzw. 0 (rechte Grafik) = vor Redynamisierung (2009/2010), weiß schraffiert (linke Grafik) bzw. 1 (rechte Grafik) = Monitoring 2012, farbig gefüllt (linke Grafik) bzw. 2 (rechte Grafik) = Monitoring 2022/2023 nach Redynamisierung, Zahlenangaben rechte Grafik = prozentuale Änderungen gegenüber der Untersuchung davor (Quelle: Andrea Rumm).

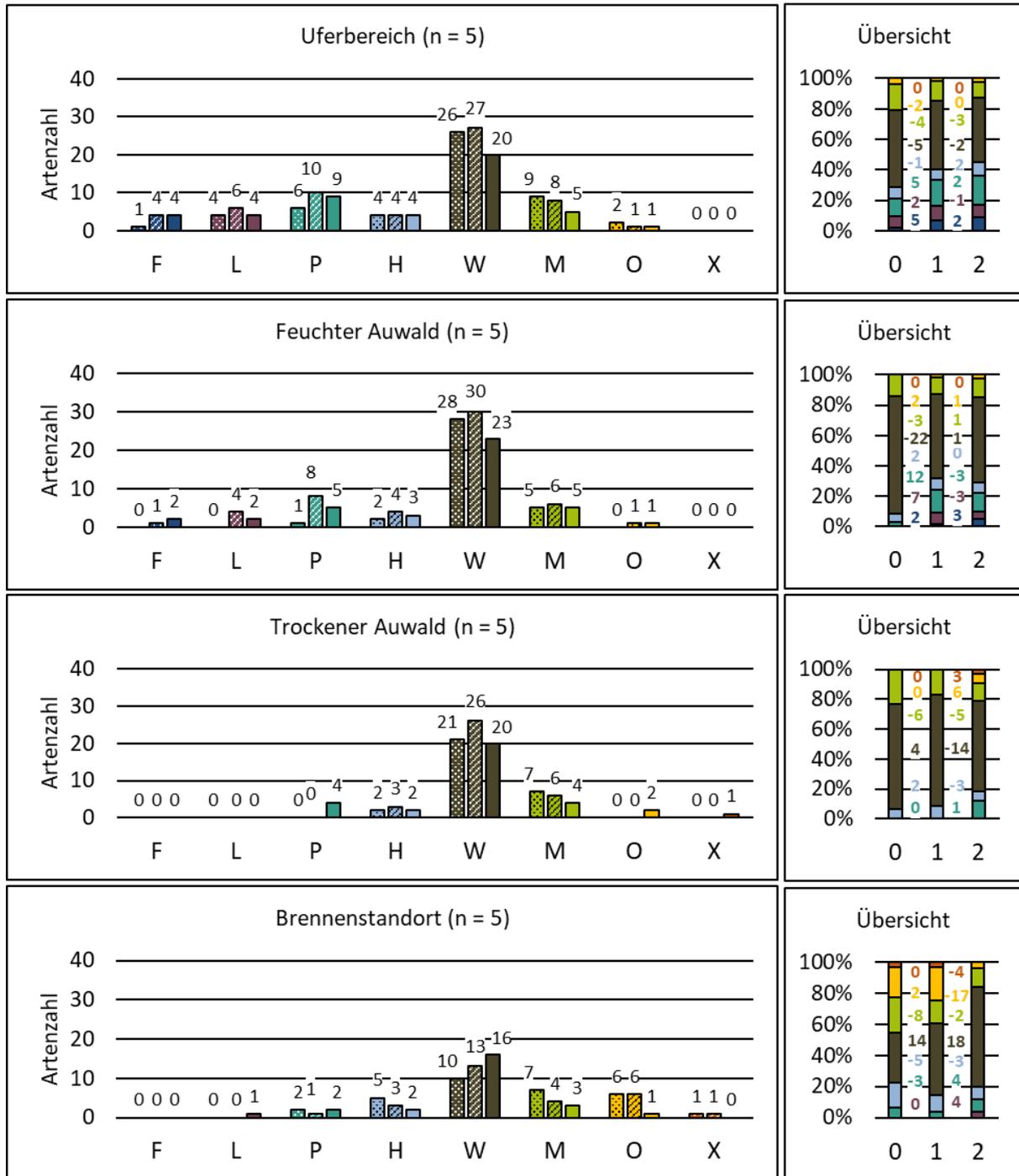


Abb. 47 : Entwicklung der Artenzahlen (links) bzw. deren prozentualer Verteilung in den Lebensraumgilden (rechts) in den Habitattypen. Legende: s. Abb. 46 (Quelle: Andrea Rumm).

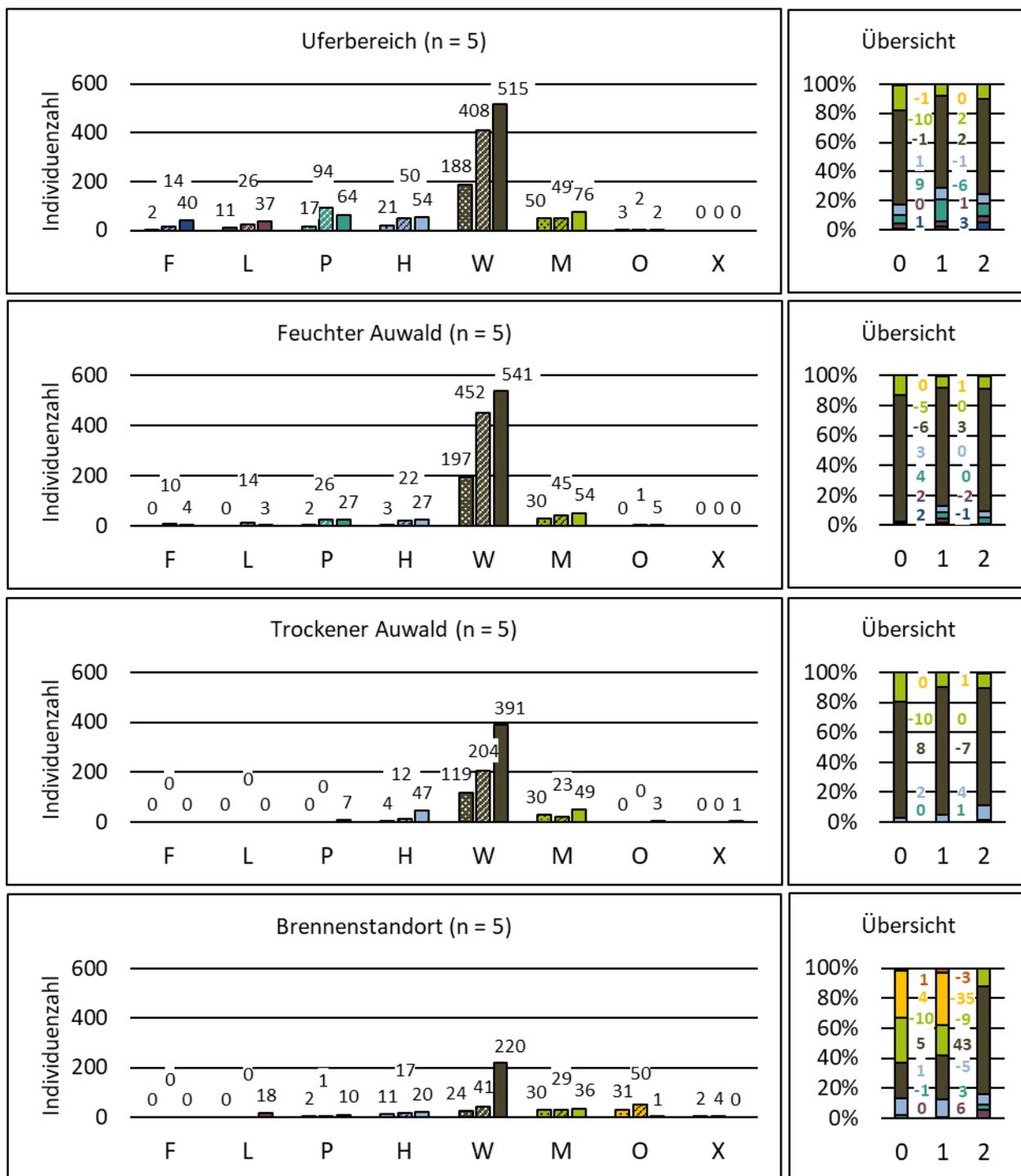


Abb. 48: Entwicklung der Individuenzahlen (links) bzw. deren prozentualer Verteilung in den Lebensraumgilden (rechts) in den Habitattypen. Legende: s. Abb. 46 (Quelle: Andrea Rumm).

### 6.3.4 Entwicklung der BioAu-Kennzahlen (in Anlehnung an Januschke et al. 2023)

Nach einem z.T. deutlichen Anstieg in 2012 war 2022/2023 die Anzahl der auenabschnittstypspezifischen Arten (K1, entspricht hier auch der Gesamtartenzahl, Z1, da alle erfassten Arten als auenabschnittstypspezifisch einzustufen sind) sowie der stark an Auen gebundenen Indikatorarten (K2) und der Arten der bayerischen Roten Liste (K3) im gesamten Untersuchungsgebiet wieder gesunken, teilweise unter das Niveau von 2009/2010 (K1, K3, s. Tab. 7). Ähnliches galt auch für die Anzahl der Indikatorarten der Weichholzaue (Z2, abweichend von Januschke et al. 2023). Die Anzahl der Indikatorarten der Hartholzaue (Z3, abweichend von Januschke et al. 2023) war dagegen 2012 gleichgeblieben und 2022/2023 ebenfalls gesunken.

Geschützte Arten (nach Bundesartenschutzverordnung, Z4, bzw. nach Anhang II, IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Z5) hatten sich auch 2022/2023 nicht auf den Probeflächen etabliert. Einzige Art im Untersuchungsgebiet, die nach Bundesartenschutzverordnung besonders geschützt ist, ist die Weinbergschnecke *Helix pomatia*, die in allen drei Untersuchungsjahren mit mehr oder weniger konstanter relativer Häufigkeit auftrat (vgl. Tabelle im Anhang A.2).

In den Uferbereichen war die Entwicklung der BioAu-Kenngrößen vergleichbar zum Gesamtgebiet (s. Tab. 7). Auf den feuchten und trockenen Auwaldstandorten war zwar auch in allen Kenngrößen der für das Gesamtgebiet bzw. die Uferbereiche 2022/2023 erkennbarer Rückgang zu verzeichnen, allerdings lagen die Kenngrößen i.d.R. noch z.T. deutlicher über dem Niveau von 2009/2010. Eine andere Entwicklung zeigte sich auf Brennenstandorten. Dort hatte die Anzahl der Arten in den unterschiedlichen Kenngrößen i.d.R. gegenüber 2009/2010 abgenommen. Dieser Trend setzte sich 2022/2023 meist fort. Insbesondere war dort ein deutlicher Rückgang an Rote Liste-Arten zu verzeichnen, während in den anderen Habitattypen gegenüber 2009/2010 mehr oder zumindest unverändert viele Arten anzutreffen waren.

Tab. 7: Entwicklung der BioAu-Kenngrößen (in Anlehnung an Januschke et al. 2023) im Untersuchungsgebiet sowie in den Habitattypen.

	Untersuchungsgebiet (n = 20)			Uferbereich (n = 5)			Feuchter Auwald (n = 5)			Trockener Auwald (n = 5)			Brennenstandort (n = 5)		
	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2
K1, Z1	65	↑73	↓60	52	↑60	↓47	36	↑54	↓41	30	↑35	↓33	31	↓28	↓25
K2	23	↑31	↓28	20	↑29	↓24	10	↑23	↓16	7	→7	↑11	10	↓6	↑7
K3	24	↑26	↓23	17	↑20	↓17	12	↑17	↓14	6	↑9	↓8	13	↓7	↓6
Z2	50	↑54	↓44	42	↑47	↓36	32	↑48	↓33	25	↑32	↓27	25	↓21	→21
Z3	46	→46	↓33	36	↓35	↓24	28	↑36	↓28	26	↑29	↓23	24	↓23	↓16
Z4	1	→1	→1	1	→1	→1	1	→1	→1	1	→1	→1	0	↑1	→1
Z5	0	→0	→0	0	→0	→0	0	→0	→0	0	→0	→0	0	→0	→0

0 = vor (2009/2010), 1 = Monitoring 2012 und 2 = Monitoring 2022/2023 nach Redynamisierung; K1 = auenabschnittstypspezifische Arten, K2 = Indikatorarten mit starker Auenbindung, K3 = Rote Liste-Arten (abweichend von Januschke et al. (2023) wurde hier die Rote Liste Bayern (BayLfU 2022) verwendet), Z1 = Gesamtartenzahl, Z2 bzw. Z3 = (abweichend von Januschke et al. 2023) Indikatorarten für Weich- bzw. Hartholzauwald, Z4 = nach Bundesartenschutzverordnung geschützte Arten, Z5 = Natura 2000-Arten (Anhang II- und/oder Anhang IV-Arten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie); Grüner bzw. oranger Pfeil = Zu- bzw. Abnahme und schwarzer Pfeil = keine Änderungen gegenüber der vorangegangenen Untersuchung

## 6.4 Diskussion

Mit den durchgeführten Maßnahmen soll häufiger und mehr Wasser in die Aue gebracht werden. Durch Initiieren der fluvialen Morphodynamik und Erhöhen der Schwankungsbreite der Grund- und Oberflächenwasserstände sowie der Bodenfeuchte sollen wieder bandförmig autotypischere Verhältnisse hergestellt werden (vgl. Gelhaus & Fischer 2016). Damit soll auch die Grundlage für eine artenreichere, autotypischere Molluskenfauna geschaffen werden, die im Untersuchungsgebiet, verglichen mit anderen noch intakteren Donauauenbereichen in der Umgebung (Colling 2005, Sattler et al. 2020), deutlich verarmt war (vgl. Utschick et al. 2013).

Nach einer schnellen und durchaus positiven Reaktion der Molluskenfauna kurz nach der Redynamisierung mit mehr, insbesondere auch autotypischen Arten und starken Populationszunahmen war zehn Jahre später ein deutlicher Einbruch in den Gesamtartenzahlen im Untersuchungsgebiet und auf den Probeflächen zu erkennen. Die durch die Maßnahmen wiederhergestellte Konnektivität hatte einen Artenaustausch, sowohl der Probeflächen untereinander als auch mit Bereichen außerhalb, ermöglicht und zu einem entsprechenden Anstieg der Artenzahlen 2012 geführt (Gruppe et al. 2016). Aufgrund der kurzen Zeit zwischen Wirksamwerden der Maßnahmen (Frühsommer 2010) und dem Monitoring 2012 spiegelte dies eher eine Reaktion auf die „Störung“ (u.a. Wassereinleitung) und nicht eine Anpassung an autotypischere Verhältnisse wider (Gruppe et al. 2016). Der erneute Rückgang der Artenzahlen 2022/2023 lässt sich vermutlich darauf zurückführen, dass sich nach anfänglicher Koexistenz der ursprünglichen und neuen Molluskenartengemeinschaft unmittelbar nach dem Wirksamwerden der Redynamisierungsmaßnahmen, die an die neuen Standortbedingungen besser angepasste Artenzusammensetzung durchgesetzt hat und die Arten der vormaligen Standorte verloren gingen. Das Gesamtartenspektrum war dabei über die Zeitschnitte immer unähnlicher geworden. Rein aquatische Arten, wie z.B. *Planorbis carinatus*, finden generell auf den terrestrischen Probeflächen nur während einer Überflutung geeignete Habitatbedingungen und sind u.U. noch in den Gewässern im Untersuchungsgebiet vorhanden. Diese wurden 2022/2023 nicht mit untersucht.

2022/2023 schien sich insgesamt eine auf höhere Feuchtigkeit angewiesene Molluskenfauna als vor der Redynamisierung in allen untersuchten Habitattypen etabliert zu haben. Diese Veränderung in den Standortbedingungen wurde auch in der Entwicklung der Vegetation auf den lang gefluteten Flächen direkt am OHB deutlich (vgl. Kapitel 5). Einigen bereits vor den Maßnahmen etablierten, trockenheitsliebenderen Arten, wie z.B. *Euconulus fulvus* oder *Vallonia costata*, schienen die geeigneten Habitatbedingungen damit fast vollständig verloren gegangen zu sein. Allerdings konnten auch einige Nacktschneckenarten 2022/2023 nur noch in geringeren Dichten bzw. nicht mehr nachgewiesen werden. Diese Großgruppe gilt unter den Mollusken als besonders austrocknungsempfindlich (vgl. BayLfU 2022). Zudem deuteten verwitterte Gehäusefunde von Arten mit höheren Feuchtigkeitsansprüchen, z.T. mit deutlich höheren Dichten als 2012, darauf hin, dass in den vergangenen fünf bis zehn Jahren (vielleicht auch länger) für sie durchaus besser geeignete, d.h. feuchtere Bedingungen an den jeweiligen Standorten vorhanden waren, sich diese aber scheinbar nicht dauerhaft auf den Flächen einstellten. Zwar könnten die gefundenen Leergehäuse auch durch stärkere Hochwasser (z.B. 2013) verdriftet worden sein, gerade aber bei kleineren Arten, wie v.a. hier der Fall (Carychiden, Vertigonen, Vallonien), ist es wahrscheinlicher, dass sie vor Ort oder zumindest im näheren Umkreis vom Fundort lebten. Kleinere Arten werden bei Hochwasser meist nur über kürzere Strecken transportiert.

Trotz höherem Anteil an (semi-)aquatischen Arten bestanden nach wie vor noch deutliche Unterschiede zum Arteninventar der umliegenden intakteren Auen (Zusammenstellung s. Utschick et al. 2013). Einige Arten, u.a. die für naturnahe Auen charakteristische Landmolluske *Pseudotrichia rubiginosa*, schienen die Probeflächen auch zwölf Jahre nach Redynamisierung noch nicht erreicht zu haben, obwohl im Bereich der Ausleitungsbauwerke oberhalb des Berghheimer Stauwehres und am Zeller Kanal (z.T. im Untersuchungsgebiet) Populationen vorhanden sind (Colling 2005, Utschick et al. 2013). Zudem lässt der Rückgang der Verbreitung der Arten auf den Probeflächen vermuten, dass die Konnektivität der untersuchten Standorte durch die vor der Probennahme 2012 erfolgten drei ökologischen Flutungen untereinander höher war als in 2022/2023, als die letzte ökologische Flutung vor der Probenahme im Jahr 2021 stattfand (vgl. Kapitel 4). Trotz geringer aktiver Mobilität sind Mollusken, wenn entsprechende Quellpopulationen vorhanden sind und eine Konnektivität wiederhergestellt wird, sehr schnell dazu in der Lage in Lebensräume einzuwandern (vgl. Pander et al. 2011 in Utschick et al. 2013, Rumm et al. 2016). Verdriftung durch Hochwasser spielt dabei vermutlich eine große Rolle. Vor allem bei größeren Hochwassern (z.B. im Juni 2013) beinhalten Geniste eine arten- und individuenreiche Molluskenfauna (vgl. Utschick et al. 2013). Die Hochwasser müssen dafür jedoch auch Bereiche miteinschließen, die entsprechend artenreiche und naturnahe Spenderpopulationen enthalten. Stärkere Hochwasser (10- bzw. 100-jährliche Hochwasser) mit potenziell entsprechendem Spendermaterial aus flächigeren Überflutungen donauaufwärts des Untersuchungsgebiets blieben in den letzten Jahren aus (zuletzt 2013, vgl. Kapitel 4). Hinzu kommt, dass das Spendermaterial an Mollusken auch tatsächlich ins Gebiet gelangen muss. Das Ausleitungsbauwerk zum OHB ist derzeit so gestaltet, dass ein Balken den oberflächennahen Eintrag von Getreibsel und Mollusken verhindert. Das Wasser strömt unterhalb des Balkens in den OHB, während das Getreibsel sich vor dem Wehr ansammelt. Erst Hochwasser mit Abflüssen ab 1.300 m<sup>3</sup>/s gelangen ungesteuert über das Streichwehr ins Gebiet (Gelhaus & Fischer 2016), überfluten zumindest teilweise das Untersuchungsgebiet und bringen somit vermutlich mehr Spendermaterial dort ein.

Auch zwölf Jahre nach der Redynamisierung dominierten Waldarten mit hohen Individuenzahlen die Molluskenfauna. Bereits 2012 verdoppelten sich insgesamt die durchschnittlichen Individuenzahlen auf den Probeflächen. 2022/2023 hatten sich diese nochmals im Mittel um 30% erhöht. Die Zunahme war dabei jeweils auf eine deutliche Steigerung der Individuenzahlen der Waldarten, v.a. weniger anspruchsvoller Arten wie *Aegopinella nitens* und *Monachoides incarnatus*, zurückzuführen. Insbesondere erstere Art hatte 2022/2023 nochmals stark in ihren Dichten zugenommen. 2012 wurde die Individuenzunahme allgemein dem verringerten Grundwasserflurabstand und damit den Maßnahmen zugeordnet (Gruppe et al. 2016). Gemäß Utschick et al. (2013) deutete dies auf eine erhöhte biologische Aktivität in den oberen Bodenschichten und auf verbesserte (schattigere, feuchtere, u.U. auch strukturreichere) Habitatverhältnisse für Landmollusken hin.

Die Entwicklung zu einem produktiveren Lebensraum schien sich bis 2022/2023 fortgesetzt bzw. v.a. in den trockeneren Habitattypen (trockener Auwald, Brennen) verstärkt eingesetzt zu haben. In Schweizer Wäldern hatte sich zum Vergleich ein signifikanter Zusammenhang zwischen steigenden Individuenzahlen mit der Zunahme des Totholzanteils im Bereich um die Probefläche ergeben, wobei noch weitere großräumigere Einflussfaktoren vermutet werden (u.a. Veränderung in der Nährstoffverfügbarkeit, der Bodenfeuchte und/oder dem pH-Wert, vgl. Forum Biodiversität Schweiz 2022). Sowohl der Totholzanteil als auch die Bodenfeuchte im Untersuchungsgebiet waren seit der Redynamisierung merklich gestiegen (vgl. Kapitel 4),

vermutlich auch das Nährstoffangebot durch die Vernässung mit nährstoffreichem Donauwasser. Dies könnte die nochmals deutliche Individuenzunahme bis 2022/2023 bedingt haben.

Trotz Zunahme der Individuendichten und der im Rahmen des Projektes vergleichsweise etwas größer beprobten Fläche sowie unter Einbeziehung der Individuen aus zwei Handaufsammlungen blieben die Individuenzahlen auch 2022/2023 noch unter den Individuendichten, die Colling (2005) im Bereich um den Zeller Kanal nachwies und schon damals nur als durchschnittlich bewertete (im Mittel 149 lebende Individuen je 0,25 m<sup>2</sup> untersuchter Fläche). Insgesamt waren zwölf Jahre nach der Redynamisierung weniger Arten mit mehr Individuen vertreten als vor den Maßnahmen, sodass die Diversität auf den Probeflächen gegenüber 2009/2010 merklich abnahm.

Unklar ist, inwieweit bei der beobachteten Entwicklung die Klimaveränderung eine Rolle spielt. Negative Folgen der dabei verstärkt auftretenden Trockenperioden, wie Bestandseinbrüche oder der Verlust von Populationen, waren bei einigen Molluskenarten in Bayern bereits in den letzten Jahren festzustellen und sind auch bei vielen weiteren Arten zu vermuten (vgl. BayLfU 2022). Dies trifft v.a. auf die Gruppe der Nacktschnecken zu, welche besonders unter längeren Trockenperioden leiden (Monitoring Nationalpark Schwarzwald 2017-2020, vgl. Renker et al. 2020) und die allein gegenüber den in 2012 nicht mehr nachgewiesenen Arten 25% ausmachten. Witterung und Witterungsanomalien hatten jüngst gezeigt, dass sie z.B. die Ab- und Zunahmen in den Insektenbiomassen Deutschlands erklären können (vgl. Müller et al. 2024). Neben den o.g. Gründen für die in den Schweizer Wäldern seit 2001 generell steigenden Individuenzahlen von Mollusken wird auch die Klimaveränderung als Ursache vermutet (Forum Biodiversität Schweiz 2022). Verschiedene Witterungskonstellationen (u.a. milder Winter, gefolgt von trockenem Sommer) (vgl. Kapitel 4) scheinen auch bei Mollusken einen Einfluss auf die Individuendichten zu haben und wärmere Winter vermutlich generell zu einer höheren Molluskenaktivität zu führen (Sternberg 2000). Ob es sich somit um einen Trend handelt, der allgemein zu beobachten ist und durch die Redynamisierung verstärkt wurde, oder um eine Entwicklung, die alleine durch die Maßnahmen hervorgerufen wurde, bleibt zu untersuchen. Vermutlich ist ein Teil der höheren Individuenzahlen auch auf den Bearbeiterwechsel bei der Auslese und/oder die nicht immer ausreichend rekonstruierbare Substratmenge zurückzuführen.

2012 hatte sich die Molluskenfauna in allen Habitattypen mit Ausnahme der Brennen verändert (Utschick et al. 2013). 2022/2023 waren gerade dort die deutlichsten Änderungen in der Artenzusammensetzung zu erkennen. Zwar wird auf den Brennen die Sukzession zu Waldstadien verhindert, allerdings nur im Bereich der Magerrasen. Beprobte wurde jedoch, wie auch in den anderen Habitattypen, die nähere Umgebung der Testeichen, wo kein entsprechendes Management stattfindet und die Sukzession in den vergangenen zehn Jahren entsprechend fortgeschritten sein dürfte. Offenland- und xerothermophile Arten, die gebietsbedingt ohnehin nur in geringen Dichten vertreten sind (vgl. Utschick et al. 2013), fanden dort keine geeigneten Habitatbedingungen mehr und wurden vermutlich weiter an den Rand der Fläche in Richtung Magerrasen verdrängt.

## 6.5 Fazit

Trotz des durchaus positiven Trends sind im Gebiet zwölf Jahre nach der Redynamisierung noch deutliche Defizite in der autotypischen Molluskenfauna zu beobachten. Starke, in kürzeren Zeitabständen wiederkehrende ökologische Flutungen oder Hochwasser, die Gebiete mit entsprechendem Spendermaterial einschließen bzw. dieses tatsächlich auch ins Gebiet transportieren können, wären vermutlich notwendig, um die Molluskenfauna langfristig autotypischer zu entwickeln (vgl. auch Utschick et al. 2013, Gruppe et al. 2016). Entsprechendes Artenpotenzial ist in den Donauabschnitten der Region (noch) vorhanden (s. Colling 2005, Utschick et al. 2013 und Quellen hierin). Verwitterte Gehäusefunde deuten zudem daraufhin, dass in den Jahren zwischen 2012 und 2022/2023 z.T. feuchtere Habitatbedingungen vorgeherrscht haben müssen, diese sich aber nicht dauerhaft(er) einstellen konnten. Vor allem im Hinblick auf die mit dem Klimawandel zu erwartenden Veränderungen, u.a. mit wahrscheinlich häufiger auftretenden Dürreperioden, aber auch (schnell abfließenden) Starkregenerereignissen, wird es eine Herausforderung werden, mehr Wasser länger in der redynamisierten Aue zu halten. Gelingt dies inkl. einer entsprechenden Anbindung an andere noch intaktere Auenabschnitte, können durch Redynamisierungsprojekte wichtige Refugien für geschützte und gefährdete Mollusken geschaffen werden, die u.U. dazu beitragen, deren Rückgang zu reduzieren (vgl. auch Sattler et al. 2020).

Wichtig für zukünftige Monitoringprojekte ist eine nachvollziehbare und stark standardisierte Probenahme (z.B. flächennormiert, beprobte Substratmenge, vergleichbare Probeflächengröße, mit enger Festlegung des Suchradius für die Handaufsammlungen), um so den Interpretationsspielraum für die Ergebnisse möglichst gering zu halten. So bleibt unklar, ob die Individuenzunahmen nicht zumindest teilweise methodisch bedingt waren. Ergänzend zu den vorliegenden Aufnahmen im terrestrischen Bereich sollten auch die aquatische Molluskenfauna sowie Kontrollprobeflächen zum Vergleich für die Entwicklung in unbeeinflussten Bereichen mit untersucht werden, um ein möglichst vollständiges und aussagekräftiges Bild von der Veränderung im Gebiet zu bekommen.

## 7 Arthropoden

Melanie Assel, Malte Steffens und Klaus Mandery

### 7.1 Einleitung

Das in MONDAU I und II durchgeführte Monitoring der Arthropoden bestand aus der Untersuchung ausgewählter Gruppen in unterschiedlichen Straten (Boden, Strauch und Krone). Die Auswirkungen der Redynamisierung sollten anhand der vorkommenden Käfer, Wanzen und Zikaden, welche als Indikatorgruppen ausgewählt wurden, aufgezeigt werden. Zu diesem Zweck wurden an 20 ausgewählten Eichenstandorten im Auwald stationäre Fallen installiert. Eichen wurden als Untersuchungsbäume ausgewählt, da sie in Deutschland neben Weiden die höchste Arthropodendiversität beherbergen (vgl. Southwood 1961, Nickel 2008). Bestimmte Käfergruppen, Wanzen und Zikaden sind teilweise sehr auf ihren Lebensraum spezialisiert und daher gute Bioindikatoren, die Veränderungen in Ökosystemen sichtbar machen. Je nach Habitat können unterschiedliche Gruppen besonders aussagekräftig sein. Laufkäfer beispielsweise sind ein guter Indikator für den Zustand für Auwälder, Zikaden und Wanzen reagieren schnell auf Veränderungen der Vegetation, da sie teilweise sehr auf ihre Nahrungspflanzen spezialisiert sind.

Um die Erfassungsjahre in MONDAU I gegenüberstellen zu können, wurde das Monitoring in drei Abschnitte aufgeteilt. Im ersten Teil wurde der Grundzustand der Arten vor Beginn der Maßnahmenumsetzung erfasst (2007/2008). Der zweite Teil verlief parallel zur Maßnahmenumsetzung (2009/2010) und der dritte Teil auf die ersten beiden Jahre nach der Dynamisierung (2011/2012). Durch den Vergleich der drei Zeiträume konnten signifikante Veränderungen der Arthropoden-Diversität für alle betrachteten Raumebenen und Straten aufgezeigt werden. Die Untersuchung der Käferfauna hat ergeben, dass die Anzahl der Käferarten und -individuen im Vergleich zum Grundzustand abgenommen hatte (Gruppe et al. 2016). Dies betraf ebenso seltene wie gefährdete Arten. Diese Entwicklung war bei zoophagen und mykophagen Arten besonders ausgeprägt. Die untersuchten phytophagen Gruppen der Wanzen, Zikaden und Käfer zeigten wenig Veränderungen und schienen eher direkt über die Beziehung zu ihrer Wirtspflanze zu reagieren (Gruppe et al. 2016). Abschließend wurde festgehalten, dass die Etablierung einer an die neuen Bedingungen in den terrestrischen Lebensräumen angepassten Käfergemeinschaft länger als zwei Jahre dauert und ein weiterer Untersuchungsbedarf besteht.

Um langfristige und verzögerte Reaktionen betrachten und die Beständigkeit der festgestellten Veränderungen überprüfen zu können, wurde das Monitoring in reduzierter Form über die MONDAU I-Projektphase hinaus fortgeführt. Für das MONDAU II-Projekt wurde eine erneute Erfassung im Jahr 2022 durchgeführt, welche gemeinsam mit den gesammelten Proben aus dem Zeitraum 2013 bis 2016 ausgewertet und den Altdaten gegenübergestellt wurde. Bei der Bearbeitung standen folgende Fragestellungen und Zielsetzungen im Vordergrund:

- Wie entwickelten sich die Arten- und Individuenzahlen der Zikaden, Wanzen und Käfer nach 2012?
- Wie veränderte sich die Diversität in den drei untersuchten Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum? Sind Verschiebungen der Artenzusammensetzungen zwischen den Straten erkennbar?
- Wie entwickelte sich die Diversität der auentypischen und naturschutzfachlich relevanten Arten?

## 7.2 Methoden

### 7.2.1 Probenerfassung

Die Wiederholungsuntersuchung der Arthropodenfauna für MONDAU II (2013 bis 2016, 2022) orientierte sich an der Erfassungsmethodik der Erstuntersuchung aus dem Zeitraum 2007 bis 2012 (MONDAU) (Gruppe et al. 2016). Es wurden dieselben 20 Standorte, die durch das Vorkommen von mindestens vier Stieleichen (*Quercus robur*) je Standort charakterisiert sind, beprobt (s. Abb. 49). Die 20 Standorte wurden aufgrund unterschiedlicher Überflutungswahrscheinlichkeit in vier Gruppen eingeteilt; sie repräsentieren unterschiedliche auentypische Habitattypen. Eine Gruppe befand sich im Uferbereich am Ottheinrichbach, Zeller Graben bzw. an einer Flutrinne und repräsentierte damit nasse Bedingungen, zwei weitere Gruppen zeichneten sich jeweils durch feuchte und trockene Teilhabitate im Auwald aus und die vierte Gruppe befand sich auf den Brennen. Als Brenne wird ein kiesiger, durch Aufspülungen von Kies-/Sandbänken in naturnahen Flüssen und Strömen entstandener Kleinstlebensraum bezeichnet, der Eigenschaften von sehr trockenen und warmen Standorten aufweist, obwohl er natürlicherweise in Flussauen entsteht. Durch die sonnenexponierte Lage in Verbindung mit dem wasserdurchlässigen Boden einer Brenne werden besonders warme Mikroklimata erzeugt.

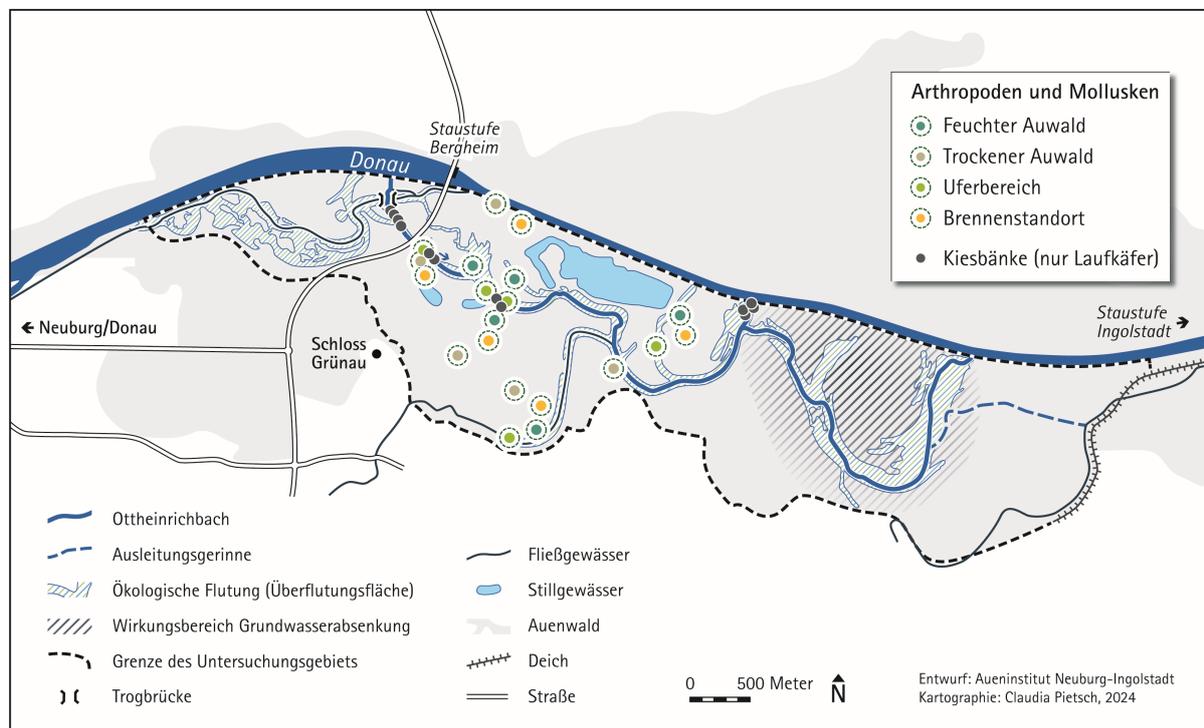


Abb. 49: Karte der Standorte der Arthropodenfallen und der Beprobung der Mollusken (Kapitel 6), unterteilt in die vier Feuchtestufen und die Kiesbänke (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Je Standort kamen drei Fallentypen zum Einsatz, die jeweils ein Stratum des jeweiligen Standortes in der Nähe der Stieleichen abdecken. Die Erfassung der Bodenfauna erfolgte durch eine Bodenfalle nach Barber. Im Strauchstratum wurde eine Kreuzfensterfalle angebracht. Eine weitere Kreuzfensterfalle wurde im Kronenbereich der Stieleichen platziert. Durch die

Verwendung dieser drei Fallentypen konnten die drei in der Ersterfassung untersuchten Straßen erneut untersucht werden. Der Fallenaufbau wurde im Vergleich zur Ersterfassung um zwei Fallentypen auf drei Fallen pro Standort reduziert. Die während der Erstuntersuchung verwendeten Stammeklektoren und Bodenfotoeklektoren wurden nicht wieder verwendet, um den Aufwand der Beprobung zu verkleinern. Die Arthropodenerfassung wurde im Zeitraum 2007 bis 2016 von der Technischen Universität München durchgeführt. Da die in diesem Zeitraum verwendeten Fallen selbstgebaut waren und zur Erfassung im Jahr 2022 nur noch teilweise existierten, wurden größtenteils neue Fallen verwendet.

Die Spezifikationen sowie die genaue Platzierung der vor 2022 verwendeten Bodenfallen am jeweiligen Standort waren nicht bekannt; daher wurde die Methodik neu entworfen. Die im Jahr 2022 verwendeten Bodenfallen hatten einen Öffnungsdurchmesser von 87 mm. In die Becheröffnung wurde ein Trichter gesetzt, um das Hineinfallen von Mäusen zu verhindern (s. Abb. 50). In den Vorjahren wurde kein Mäuseschutz angebracht. Als Tötungsflüssigkeit wurde eine zu gleichen Teilen aus Propylenglykol und Wasser bestehende Mischung verwendet. Zur Reduktion der Oberflächenspannung wurde außerdem eine geringe Menge geruchsneutrales Spülmittel hinzugefügt.



Abb. 50: Verwendete Bodenfalle mit Mäuseschutz (Foto: Institut für Biodiversitätsinformation e.V.).

Insgesamt wurden fünf der alten Kreuzfensterfallen und 35 neue Kreuzfensterfallen verwendet. Die alten Kreuzfensterfallen besaßen eine größere Fangfläche und einen Trichter aus Plane. Die neuen Kreuzfensterfallen (nach Rahn, s. Abb. 51) hatten eine kleinere Fangfläche. Das Plexiglas ist härter und der Trichter ist ebenfalls aus glattem Kunststoff, was das Rutschen der Tiere vereinfacht. Außerdem besitzt dieser Fallentyp Lockstreifen in Gelb und Weiß, wodurch eine anziehende Wirkung für blütenbesuchende Insekten besteht. 2022 wurden die alten Fallen daher auch mit Lockstreifen ergänzt. Es wurde dieselbe Tötungsflüssigkeit wie in den Bodenfallen verwendet.

Die Fangzeiträume erstreckten sich in den Untersuchungsjahren von April bis Oktober. In den Jahren von 2007 bis 2016 erfolgten sechs Leerungen je Jahr in einem Abstand von etwa einem Monat. Im Jahr 2022 wurden die Leerungsintervalle auf zwei bis drei Wochen verkürzt, um einen besseren Zustand der Proben zu gewährleisten. Insgesamt erfolgten im Jahr 2022 elf Leerungen im Zeitraum vom 21. April bis zum 3. November. Bei den Fallenleerungen wurden die Proben in neue Gefäße überführt. Die Konservierung der Tiere wurde gewährleistet, indem die Tötungsflüssigkeit bei den Leerungen durch 68%iges Ethanol ersetzt wurde.



Abb. 51: Verwendete Kreuzfensterfallen. Altes (links) und neues Modell (rechts) (Fotos: Institut für Biodiversitätsinformation e.V.).

Zusätzlich zur Probenerfassung mittels stationärer Fallen wurden an sechs Terminen Handaufsammlungen (Exhaustorfänge) von Käfern auf sechs Kiesflächen entlang des Ottheinrichbachs durchgeführt (OHB 1-6, Abb. 49). Diese Erfassungen fanden bei sonnigem Wetter von Mai bis September statt (11.05., 02.06., 23.06., 22.07., 23.08., 22.09.). Geeignete Flächen wurden anhand von Luftbildern ausgewählt und im Gelände begutachtet. Die Kiesflächen OHB 5 und OHB 6 wurden erstmals am 02.06. untersucht, da sie nur auf den erst später vorgelegenen Luftbildern einer Drohne festgelegt werden konnten. Die Fläche OHB 2 wurde zuletzt am 22.07. untersucht, da sie danach zu stark von Vegetation überwachsen war. Jede Kiesfläche wurde in zwei Aufnahmeflächen mit einer Größe von  $1\text{m}^2$  aufgeteilt. Auf jeder Fläche wurde für eine halbe Stunde von der gewässernahen Seite ausgehend nach Tieren gesucht. Die Steine wurden gewendet und aufgeschauerte Käfer gefangen. Nachdem eine Fläche einmal durchsucht war, wurde sie gleichmäßig gewässert, um verbliebene Tiere aus ihren Verstecken zu treiben.

### 7.2.2 Probenbearbeitung und Archivierung

Alle Proben der Jahre 2013 bis 2016 und 2022 wurden im Labor entsprechend der auszuwertenden Artengruppen der Käfer (Coleoptera), Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Auchenorrhyncha) vorsortiert. Die Probenreste werden im Institut für Biodiversitätsinformation e.V. (IfBI) in 68%igem Ethanol aufbewahrt. Die Bestimmung der Käfer erfolgte durch das Koleopterologische Forschungsbüro von Dipl. Volkswirt Frank Köhler, Bornheim. Die Wanzen wurden durch das Institut für Angewandte Entomologie von Dr. Carsten Morkel, Beverungen, determiniert und die Zikaden durch das Institut für Umweltmodellierung von Dr. Robert Biedermann, Frauenau. Bis auf einzelne Exemplare sind die bestimmten Tiere in die Sammlung des IfBI übergegangen.

### 7.2.3 Datenauswertung und Statistik

Mit Ausnahme der Individuenzahlen wurden nur auf Artniveau bestimmte Tiere miteinbezogen. Bei den Wanzen wurden schlecht bestimmbare Artkomplexe zusammengefasst behandelt: *Nabis ferus/pseudoferus* agg., *Orius horvathi/minutus/vicinus* agg., *Psallus variabilis/quercus* agg. sowie *Psallus perrisi/wagneri* agg. Für die Auswertung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Diversität der Standorte wurden die Jahre in sechs Zustände aufgeteilt: 2007/08 = Grundzustand (G), 2009/10 = Bauphase (B), 2011/12 = Dynamisierter Zustand 1 (D1), 2013/14 = Dynamisierter Zustand 2 (D2), 2015/16 = Dynamisierter Zustand 3 (D3) und 2022 = Dynamisierter Zustand 4 (D4). Alle Berechnungen wurden in R (Version 4.3.1) durchgeführt. Die Unterschiede der  $\alpha$ -Diversität der Artenzahl pro Standort der verschiedenen Zeitpunkte und Straten wurde mithilfe eines (generalized) linear mixed models aus dem package lme4 berechnet. Die abhängige/fixed Variable war dabei die Artenzahl und die unabhängige/random Variable der Fallstandort. Die zugehörigen Signifikanzen (p-Wert <0,05) wurden über die Funktion emmeans ermittelt, welche die untersuchten Gruppen mithilfe eines angepassten Tukey-Tests vergleicht. Die  $\beta$ -Diversität der einzelnen Zeitpunkte zueinander wurde über die Sørensen-Dissimilarität dargestellt, welche über Präsenz/Absenz berechnet wurde. Die verwendete Funktion dabei war vegdist aus dem vegan package.

Die Einteilung der Käfer in auentypische Käfer erfolgte durch das Koleopterologische Forschungsbüro von Dipl. Volkswirt Frank Köhler, basierend auf den in Köhler et al. (2019) beschriebenen Methoden.

Auf eine genauere Analyse der Feuchtegradienten wurde weitestgehend verzichtet, da diese im Gegensatz zu den Straten weniger aussagekräftig waren. Beispielsweise überlappte sich die Zikadendiversität des trockenen und feuchten Auwaldes sowie des Uferbereichs stark. Allein die Brennen als Extremstandort wiesen hierbei eine deutlich andere Artzusammensetzung auf.

## 7.3 Ergebnisse

### 7.3.1 Entwicklung der Zikadendiversität

In allen 20 Aufnahmestandorten wurden über den gesamten Zeitraum 2007-2016 sowie 2022 5.838 Zikaden-Individuen gefangen; daraus konnten 103 Arten sicher bestimmt werden. Die Arten- und Individuenzahlen fluktuierten mit den Jahren. Die Artenzahl schwankte zwischen 21 (2013) und 50 (2022) Arten. Insgesamt wurden über den gesamten Zeitraum 58 Arten am Boden, 58 in der Strauchschicht und 68 Arten im Kronenraum gefangen. Die Individuenzahl lag zwischen 306 (2010) und 759 (2015) Individuen. Während die Artenzahl 2022 die höchsten Werte zeigte, ging die Individuenzahl im Vergleich zu den Jahren 2014-2016 stark zurück. Innerhalb der Straten wurden die meisten Individuen am Boden gefunden, ab 2014 nahm allerdings auch die Anzahl im Kronenraum zu. Die Strauchschicht beinhaltete die wenigsten Individuen, lediglich 2012 wurde eine höhere Zahl als im Kronenraum gefangen (s. Abb. 52).

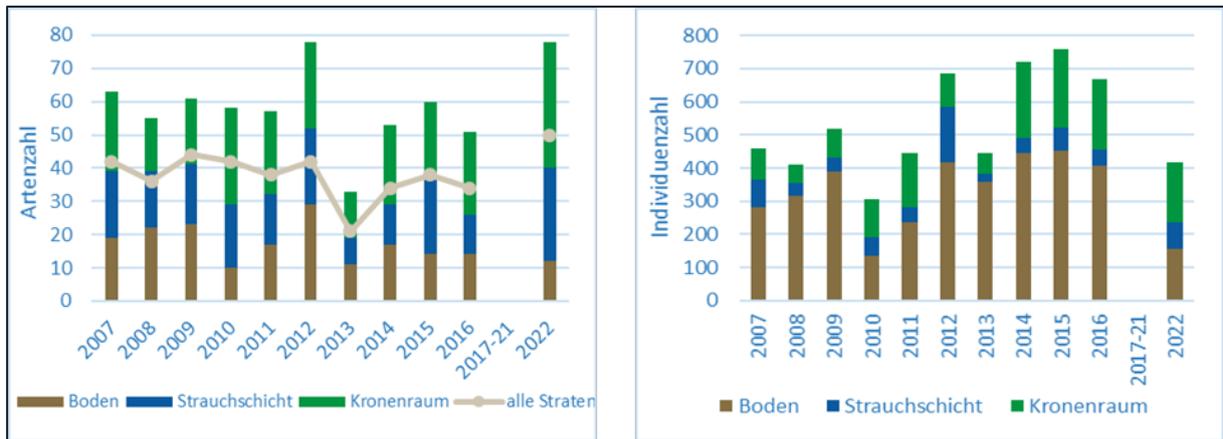


Abb. 52: Entwicklung der Artenzahl (nur eindeutig bestimmte Arten, links) und Individuenzahl (rechts) der Zikaden in den Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum über den Zeitraum 2007-2022, sowie die Gesamtartenzahl über alle Straten hinweg (Quelle: Institut für Biodiversitätsinformation e.V.).

Auch die Artenzahl je Probenstandort wurde für die einzelnen Straten ausgewertet. In der Strauchschicht fanden sich tendenziell etwas weniger Arten je Standort als am Boden. Der Median lag bei 1-3 Arten je Standort in der Strauchschicht und 2-4 Arten je Standort am Boden. Die Fallen im Kronenraum fingen die meisten Arten, der Median lag hier bei 3-5,5 Arten pro Standort. Die Ergebnisse des Tukey-Tests zeigten keine signifikanten Änderungen der Anzahl Zikaden je Standort über die Zeiträume G-D4 hinweg an. In der Strauchschicht lag die Artenzahl in D2 signifikant unter G, D1 und D4. Im Kronenraum zeigten sich die größten Veränderungen: in D1, D3 und D4 wurden signifikant mehr Arten gefangen als in G und B (s. Abb. 53).

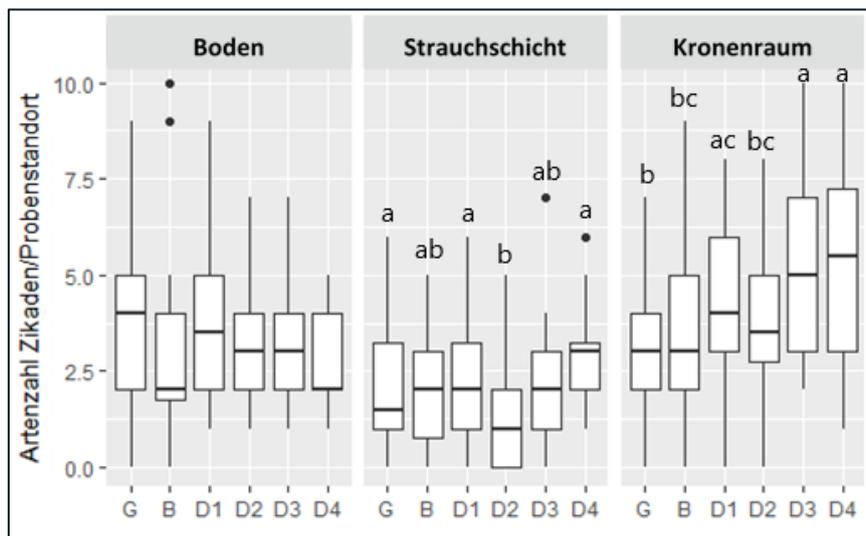


Abb. 53: Artenzahlen je Probenstandort ( $\alpha$ -Diversität) der Zikaden der Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Zeiträumen ( $p < 0,05$ , Tukey-Test mit angepasstem  $p$ -Wert). G: Grundzustand (2007, 2008), B: Bauphase (2009, 2010), D1-4: Dynamisierter Zustand 1-4. D1 = 2011+12, D2 = 2013+14, D3 = 2015+16, D4 = 2022. Die Boxen zeigen Median sowie 25% und 75% Perzentil, die Whisker markieren maximal das 1,5-fache des Interquartialabstandes (Quelle: Institut für Biodiversitätsinformation e.V.).

Beim Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) zeigten sich die größten Unterschiede im Stratum Boden: D1-D4 unterschieden sich zu 64% und D1-D3 zu 61% voneinander. Die größte Ähnlichkeit zeigten G-B sowie D2-D3 mit 32%. Alle anderen Zeitpunkte unterschieden sich mindestens zu 40% und maximal zu 60% voneinander. Die Strauchschicht zeigte die größte Ähnlichkeit der Artzusammensetzung beim Vergleich G-D4 mit 35% Unähnlichkeit. Am höchsten waren die Unterschiede zwischen G-D2, G-D1 sowie D3-D4. Diese Zeitpunkte teilten sich jeweils nur fast die Hälfte ihrer Arten. Der Kronenraum zeigte mit 31% Unähnlichkeit die geringsten Unterschiede zwischen G-D1, G-D4 sowie D1-D2. Am unterschiedlichsten zueinander waren die Zeiträume B-D3 und D2-D4, bei denen sich jeweils fast die Hälfte der Arten unterschieden.

Wurden alle Straten zusammengenommen, so verringerten sich insgesamt die Unterschiede der Artzusammensetzung der einzelnen Zeitpunkte. Die höchste Ähnlichkeit zeigten G-B mit 27% sowie G-D1 und D2-D4 mit 28% Unähnlichkeit. Die geringste Ähnlichkeit zeigte sich mit 48% zwischen D1-D3 (siehe Tab. 8).

Tab. 8: Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Zikaden, dargestellt mithilfe der Sørensen-Dissimilarity der einzelnen Zeiträume. Je näher der Wert an 1,0 ist, desto geringer ist die Ähnlichkeit der untersuchten Zeiträume. Aufgezeigt für die Straten Boden, Strauchschicht, Kronenraum und alle Straten zusammen. Höchste und niedrigste Werte sind jeweils in fett hervorgehoben. G Grundzustand, B Bauphase, D1-4 Dynamisierter Zustand 1-4. G = 2007+08, B = 2009+10, D1 = 2011+12, D2 = 2013+14, D3 = 2015+16, D4 = 2022.

Boden	G	B	D1	D2	D3	Strauchschicht	G	B	D1	D2	D3
B	<b>0,32</b>					B	0,44				
D1	0,40	0,40				D1	0,49	0,46			
D2	0,50	0,41	0,53			D2	0,49	<b>0,55</b>	0,43		
D3	0,59	0,59	0,61	<b>0,32</b>		D3	0,46	0,48	0,49	0,38	
D4	0,57	0,57	<b>0,64</b>	0,42	0,42	D4	<b>0,35</b>	0,47	0,43	0,37	0,49
Kronenraum	G	B	D1	D2	D3	Alle Straten	G	B	D1	D2	D3
B	0,39					B	<b>0,27</b>				
D1	<b>0,31</b>	0,46				D1	0,29	0,31			
D2	0,35	0,52	<b>0,31</b>			D2	0,32	0,32	0,41		
D3	0,42	0,49	0,35	0,42		D3	0,39	0,35	<b>0,48</b>	0,30	
D4	<b>0,31</b>	0,36	0,37	<b>0,48</b>	0,45	D4	0,41	0,37	0,43	0,28	0,36

### 7.3.2 Entwicklung der Wanzendiversität

Auch bei den Wanzen gab es über den Projektzeitraum bei den Arten- und Individuenzahlen hohe Schwankungen. Hier lagen die Artenzahlen zwischen 37 (2013) und 78 (2007) Arten für alle Aufnahmen und die Individuenzahlen bei 388 (2011) bis 1.575 (2008) Individuen. Die Gesamtzahl der gefundenen Tiere über alle Jahre betrug dabei 9.868 Individuen; insgesamt konnten 158 Arten sicher bestimmt werden. Allein 5.271 Individuen konnten der Art *Deraeocoris lutescens* zugewiesen werden, einer räuberischen Wanzenart, die häufig im Kronenraum zu

finden ist. Auch häufig zu finden war die Eichenwanze *Harpocera thoracica* (668 Individuen), eine auf Eichen spezialisierte, zoophytophage Wanze, sowie die Rotbeinige Baumwanze *Pentatoma rufipes* (738 Individuen), die auch im Kronenraum zu finden ist und sich zoophytophag ernährt (Deckert & Wachmann 2020).

Die höchste Anzahl an Arten innerhalb der Straten fand sich im Kronenraum; dort konnten 111 Arten nachgewiesen werden. Die Strauchschicht kam dieser mit 107 Arten recht nahe. Im Gegensatz dazu konnten am Boden nur 63 Wanzenarten gefunden werden. Insgesamt wurden die meisten Individuen im Kronenraum gefangen: 6.716 von den knapp 10.000 Gesamtindividuen. Am Boden waren es lediglich 490 Tiere (s. Abb. 54).

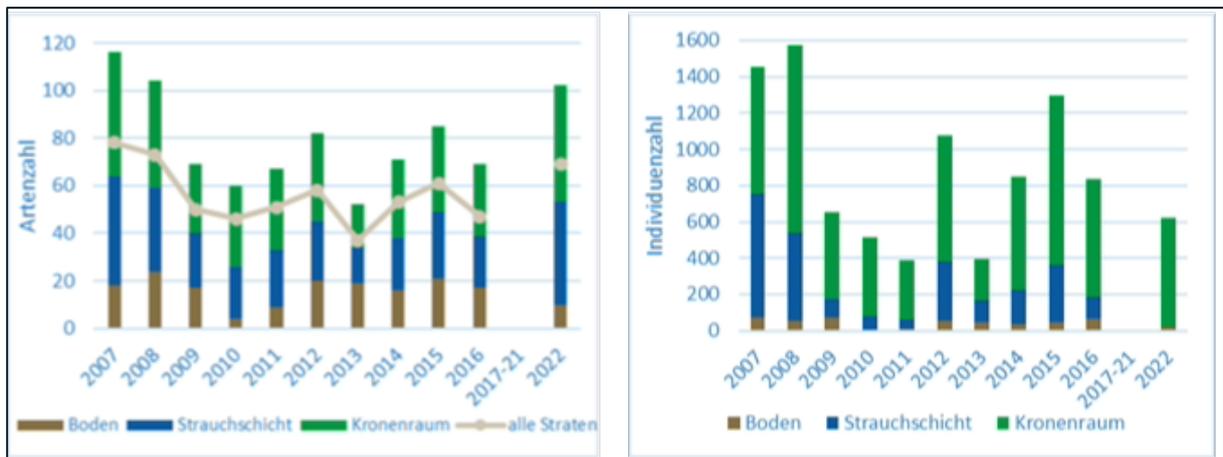


Abb. 54: Entwicklung der Artenzahl (nur eindeutig bestimmte Arten, links) und Individuenzahl (rechts) der Wanzen in den Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum über den Zeitraum 2007-2016 sowie 2022, sowie die Gesamtartenzahl über alle Straten hinweg (Quelle: Institut für Biodiversitätsinformation e.V.).

Der Median der Artenzahl am Boden lag in D4 sogar bei null sowie maximal bei zwei Arten je Standort in G. In der Strauchschicht fanden sich etwas mehr Arten je Standort: der Median war hier mindestens drei Arten (B, D1 & D2) und maximal fünf Arten je Standort (D4). Wie auch bei den Zikaden fanden sich im Kronenraum die meisten Arten je Standort. D4 erreichte einen Median von zehn Arten und auch der Zeitpunkt mit dem geringsten Median, D2 hatte einen Median von vier Arten pro Standort. In der Strauchschicht und im Kronenraum hatten der Grundzustand und D4 (2022) die meisten Arten je Standort. In der Strauchschicht war D2 (2013+14) im Vergleich zu den anderen Zeiträumen am artenärmsten. Am Boden wurden im Grundzustand signifikant mehr Arten je Standort gefangen als während der Bauphase sowie in D1 und D4. Zudem wurden in D3 signifikant mehr Arten gefangen als in D4. In der Strauchschicht wiesen der Grundzustand und D4 signifikant mehr Arten als alle anderen Zeiträume auf. Ein ähnliches Muster ergab sich bei den Fallen im Kronenraum. Hier wies allerdings zusätzlich D2 signifikant weniger Arten auf als D1 und D3 (s. Abb. 55).

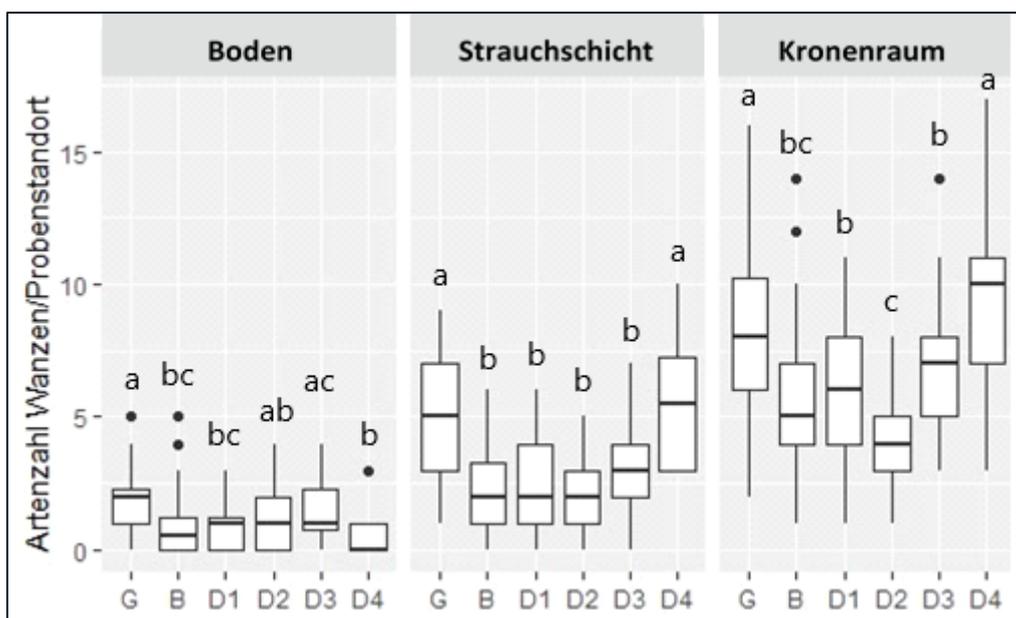


Abb. 55: Artenzahlen je Probenstandort ( $\alpha$ -Diversität) der Wanzen der Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Zeiträumen ( $p < 0,05$ , Tukey-Test mit angepasstem  $p$ -Wert). G: Grundzustand (2007, 2008), B: Bauphase (2009, 2010), D1-4: Dynamisierter Zustand 1-4. D1 = 2011+12, D2 = 2013+14, D3 = 2015+16, D4 = 2022. Die Boxen zeigen Median sowie 25% und 75% Perzentil, die Whisker markieren maximal das 1,5-fache des Interquartialabstandes.

Die Artzusammensetzung der Wanzen ( $\beta$ -Diversität) unterschied sich teilweise stark zwischen den einzelnen Zeitpunkten. Besonders ausgeprägt waren die Unterschiede am Boden: die Artzusammensetzung von G-D4 unterschied sich zu 80% voneinander, auch zu allen anderen Zeitpunkten zeigte D4 hier nur wenig Ähnlichkeit. Am geringsten war der Unterschied am Boden zwischen D2-D3 mit 41%. Auch die Unterschiede in der Strauchschicht waren relativ ausgeprägt, der geringste Unterschied fand sich mit 42% zwischen D1-D2 sowie D1-B. Am eindeutigsten unterschieden sich D2-D4 mit 64%. Die Unterschiede im Kronenraum fielen etwas geringer aus. Hier lag die größte Unähnlichkeit bei 52% zwischen D2-D4 und die geringsten Unterschiede bei 33% zwischen D2-D3 sowie D3-D4. Insgesamt unterschied sich die Artzusammensetzung in allen Straten zusammengenommen mindestens zu 30% (G-B, D2-D3) und maximal zu 49% (D2-D4; siehe Tab. 9).

Tab. 9: Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Wanzen, dargestellt mithilfe der Sørensen-Dissimilarity der einzelnen Zeiträume. Je näher der Wert an 1,0 ist, desto geringer ist die Ähnlichkeit der untersuchten Zeiträume – aufgezeigt für die Straten Boden, Strauchschicht, Kronenraum und alle Straten zusammen. Höchste und niedrigste Werte sind jeweils fett hervorgehoben. G Grundzustand, B Bauphase, D1-4 Dynamisierter Zustand 1-4. G = 2007+08, B = 2009+10, D1 = 2011+12, D2 = 2013+14, D3 = 2015+16, D4 = 2022.

Boden	G	B	D1	D2	D3	Strauchschicht	G	B	D1	D2	D3
B	0,47					B	0,46				
D1	0,56	0,57				D1	0,47	<b>0,42</b>			
D2	0,49	0,57	0,50			D2	0,55	0,44	<b>0,42</b>		
D3	0,54	0,55	0,60	<b>0,41</b>		D3	0,52	0,50	0,51	0,53	
D4	<b>0,80</b>	0,71	0,71	0,68	0,72	D4	0,55	0,58	0,63	<b>0,64</b>	0,51
Kronenraum	G	B	D1	D2	D3	Alle Straten	G	B	D1	D2	D3
B	0,37					B	<b>0,30</b>				
D1	0,37	0,43				D1	0,36	0,38			
D2	0,47	0,50	0,47			D2	0,47	0,47	0,44		
D3	0,38	0,41	0,39	<b>0,33</b>		D3	0,37	0,41	0,38	0,31	
D4	0,43	0,42	0,46	<b>0,53</b>	<b>0,33</b>	D4	0,42	0,42	0,43	<b>0,50</b>	0,36

### 7.3.3 Entwicklung der Käferdiversität

#### 7.3.3.1 Entwicklung aller Käfergilden

Die Käfer waren mit Abstand die größte untersuchte Gruppe. Insgesamt wurden 69.015 Individuen gefangen; daraus wurden 1.366 Arten bestimmt. Die niedrigste Anzahl war dabei mit 4.679 Individuen im Jahr 2011 zu finden, die höchste Anzahl lag 2022 mit 9.798 Individuen weit über dem vorherigen Durchschnitt. Insgesamt die häufigste Art mit knapp 2.900 Individuen war *Sciodrepoides watsoni*, dicht gefolgt von *Abax parallelus* und *Abax parallelepipedus* mit jeweils ca. 2700 Individuen. Über die Hälfte der Käfer wurde am Boden gefangen, der Rest verteilte sich fast gleichmäßig auf die Strauchschicht und den Kronenraum. 2022 fiel mit einer überdurchschnittlich hohen Anzahl an Tieren im Kronenraum auf (s. Abb. 56). Nach 2007 mit 589 Arten verringerte sich die Artenzahl der Käfer fast stetig bis 2011 auf 405 Arten, danach folgte ein erneuter Anstieg bis 2022 auf 599 Arten. Am Boden fand sich mit 679 die geringste Anzahl an Arten, danach folgte der Kronenraum mit 807 Arten. Noch eine etwas höhere Anzahl konnte in der Strauchschicht nachgewiesen werden, hier waren es 816 Arten. Die Verteilung der Individuenzahlen spiegelte nicht die Verteilung der Arten in den Straten wider.

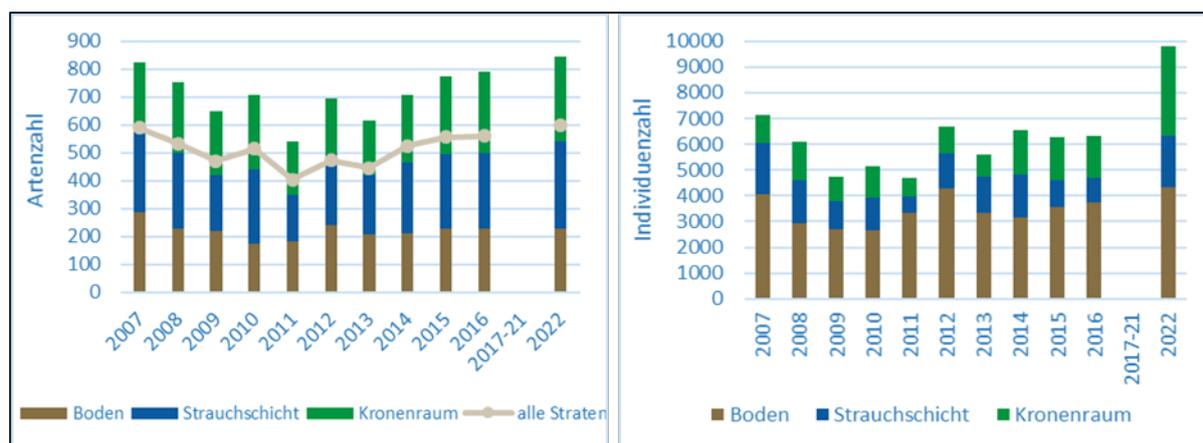


Abb. 56: Entwicklung der Artenzahl (nur eindeutig bestimmte Arten, links) und Individuenzahl (rechts) der Käfer in den Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum über den Zeitraum 2007-2016 sowie 2022, sowie die Gesamtartenzahl über alle Straten hinweg.

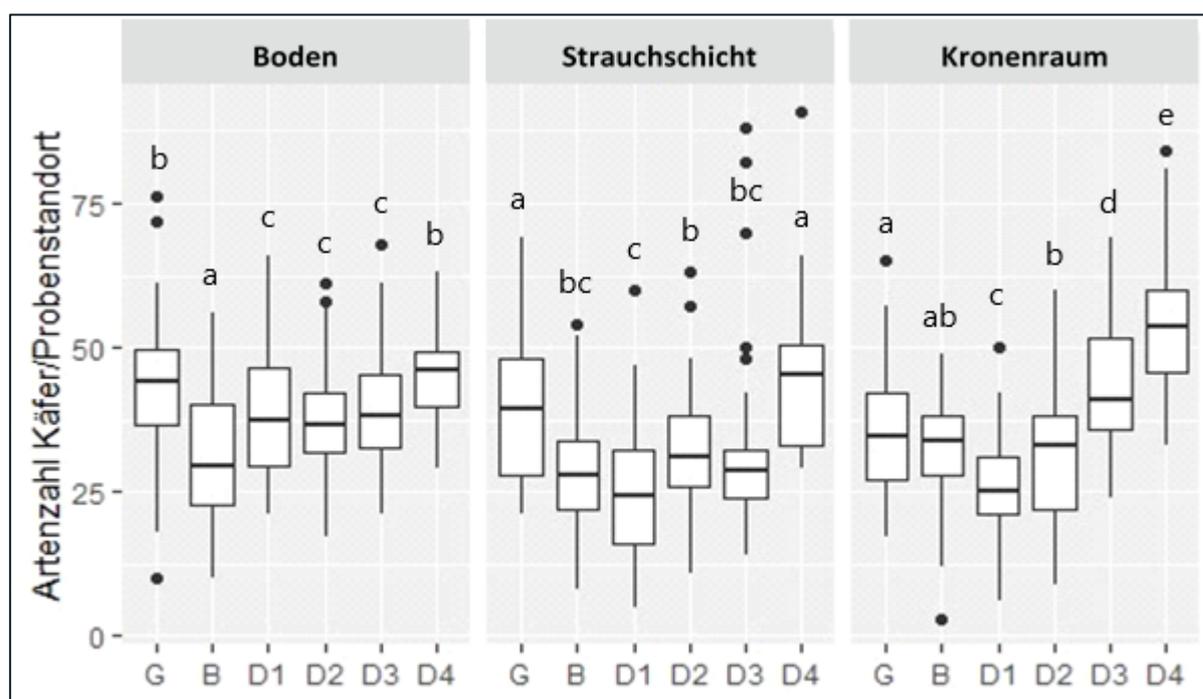


Abb. 57 : Artenzahlen je Probenstandort ( $\alpha$ -Diversität) der Käfer der Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Zeiträumen ( $p < 0,05$ , Tukey-Test mit angepasstem  $p$ -Wert). G: Grundzustand (2007, 2008), B: Bauphase (2009, 2010), D1-4: Dynamisierter Zustand 1-4. D1 = 2011+12, D2 = 2013+14, D3 = 2015+16, D4 = 2022. Die Boxen zeigen Median sowie 25% und 75% Perzentil, die Whisker markieren maximal das 1,5-fache des Interquartialabstandes.

Die Artenzahl je Probenstandort zeigte relativ geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Straten. Der Median lag mindestens bei ca. 25 Arten (Strauchschicht – B und Kronenraum – D1) bzw. 29,5 Arten (Boden – D1) und maximal bei ca. 46 Arten (Boden und Strauchschicht) bzw. 53,5 Arten pro Standort (Kronenraum). D4 war dabei über alle Straten hinweg der Zeitraum mit der durchschnittlich höchsten Artenzahl je Standort. Die Bauphase hatte anscheinend den negativsten Aspekt auf den Boden; hier fanden sich signifikant weniger Arten als zu allen anderen Zeiträumen. In der Strauchschicht zeigten sich teils signifikante Unterschiede

zwischen B bis D3; hervorzuheben sind allerdings besonders die signifikant höheren Artenzahlen in G und D4. Der Kronenraum zeigte die größten Unterschiede zwischen den Zeiträumen. Hier ähnelten sich nur G und B sowie B und D2. D1 wies signifikant weniger und D4 signifikant mehr Arten auf als alle anderen Zeiträume (s. Abb. 57).

Die Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Käfer zeigte vor allem im Stratum Boden weniger Schwankungen als in den anderen beiden Gruppen. Die Unähnlichkeit bewegte sich insgesamt zwischen ca. 30 und etwas über 50%. Am Boden lag die niedrigste Unähnlichkeit bei D2-D3 (34%) und die höchste Unähnlichkeit bei G-D4 (52%). In der Strauchschicht fanden sich die größten Unterschiede ebenfalls bei G-D4 (52%) und die geringsten Unterschiede bei G-D1 sowie D2-D3 (39%). Im Kronenraum lagen alle Werte noch näher beieinander: Das Minimum war wieder D2-D3 mit 40%, das Maximum lag bei 49% bei G-D4. Wurden alle Straten zusammengekommen, ergaben sich Werte von 29% (D2-D3) bis 41% Unähnlichkeit (G-D4 und B-D4; siehe Tab. 10).

Tab. 10: Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Käfer, dargestellt mithilfe der Sørensen-Dissimilarity der einzelnen Zeiträume. Je näher der Wert an 1,0 ist, desto geringer ist die Ähnlichkeit der untersuchten Zeiträume. Aufgezeigt für die Straten Boden, Strauchschicht, Kronenraum und alle Straten zusammen. Höchste und niedrigste Werte sind jeweils fett hervorgehoben. G Grundzustand, B Bauphase, D1-4 Dynamisierter Zustand 1-4. G = 2007+08, B = 2009+10, D1 = 2011+12, D2 = 2013+14, D3 = 2015+16, D4 = 2022.

Boden	G	B	D1	D2	D3	Strauchschicht	G	B	D1	D2	D3
<b>B</b>	0,40					<b>B</b>	0,41				
<b>D1</b>	0,39	0,36				<b>D1</b>	0,40	0,40			
<b>D2</b>	0,47	0,42	0,41			<b>D2</b>	0,44	0,44	0,43		
<b>D3</b>	0,46	0,44	0,37	<b>0,34</b>		<b>D3</b>	0,46	0,44	0,44	<b>0,39</b>	
<b>D4</b>	<b>0,52</b>	0,51	0,47	0,42	0,44	<b>D4</b>	<b>0,52</b>	0,51	0,51	0,48	0,44
Kronenraum	G	B	D1	D2	D3	Alle Straten	G	B	D1	D2	D3
<b>B</b>	0,43					<b>B</b>	0,33				
<b>D1</b>	0,41	0,41				<b>D1</b>	0,31	0,31			
<b>D2</b>	0,46	0,46	0,42			<b>D2</b>	0,37	0,35	0,34		
<b>D3</b>	0,45	0,46	0,46	<b>0,40</b>		<b>D3</b>	0,38	0,37	0,35	<b>0,29</b>	
<b>D4</b>	<b>0,49</b>	0,48	0,47	0,47	0,43	<b>D4</b>	0,41	<b>0,42</b>	0,38	0,38	0,37

### 7.3.3.2 Entwicklung der auwaldtypischen Käfer

Von den insgesamt gefangenen 1.366 Käferarten wurden 41 (3%) als auwaldtypisch eingestuft. Diese machten 3.149 der insgesamt 69.015 gefangenen Individuen, also ca. 4,6%, aus. Allein über ein Drittel waren Individuen der Art *Hylesinus varius*, ein Borkenkäfer an Esche und anderen Laubbäumen. Mit über 500 Individuen ebenfalls häufig vertreten war *Ptomaphagus*

*varicornis* (Leiodidae). Zehn der 41 auwaldtypischen Arten waren jedoch mit nur einem Individuum und fünf Arten mit nur zwei Individuen vertreten. 17 der 41 auwaldtypischen Arten gehörten der Familie der Rüsselkäfer (Curculionidae, 593 Individuen) an und fünf Arten der Familie der Laufkäfer (Carabidae, 841 Individuen). Die restlichen 19 auwaldtypischen Arten waren Vertreter 16 weiterer Familien.

Die Anzahl der auwaldtypischen Arten je Jahr bewegte sich zwischen 13 Arten in 2008 und 25 Arten in 2016. In dieser Zeitspanne stieg die Artenzahl relativ linear an, im Jahr 2022 lag sie allerdings nur bei 18 gefundenen Arten. Die Individuenzahl schwankte während des gesamten Monitoring-Zeitraumes stark, das Minimum lag bei 115 Individuen in 2007 und das Maximum bei 600 Individuen in 2022, wobei hier der größte Teil der Tiere am Boden gefangen wurde (s. Abb. 58).

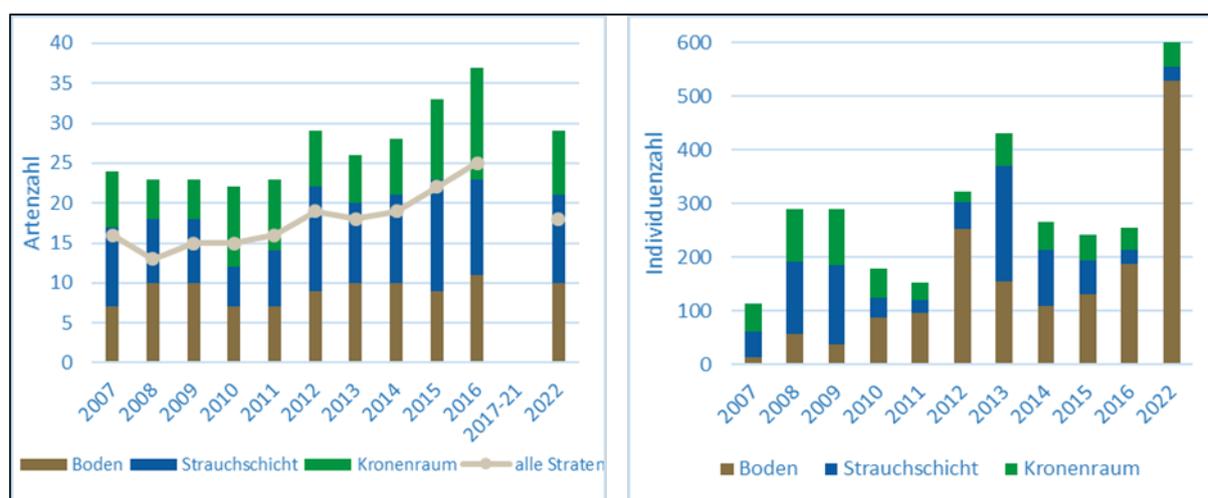


Abb. 58: Entwicklung der Artenzahl (links) und Individuenzahl (rechts) der auwaldtypischen Käfer in den Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum über den Zeitraum 2007-2016 sowie 2022, sowie die Gesamtartenzahl über alle Straten hinweg.

### 7.3.3.3 Käfer der Kiesflächen

Beim Handfang auf den Kiesflächen wurden 262 Käfer gefangen, daraus wurden 41 Arten bestimmt. Es wurden 18 Laufkäfer-Arten (Carabidae), 14 Kurzflügler-Arten (Staphylinidae) sowie einzelne Vertreter sieben weiterer Familien gefunden. 24 Arten sind auf Feuchtbiootope spezialisiert und 14 davon gezielt auf das Habitat Ufer. 10 Arten wurden als eurytop eingeordnet, also ohne spezielle Lebensraumpräferenz und fünf Arten bevorzugten Offenlandhabitats. Fünf der gefangenen Arten stehen auf den Roten Listen Deutschlands/Bayerns.

Die sechs untersuchten Kiesflächen unterschieden sich teilweise stark in ihren Arten- und Individuenzahlen. Auf OHB 3 konnten nur sechs Individuen von fünf Arten gefunden werden und auch OHB 4 hatte nur geringfügig mehr Arten und Individuen. Beide Flächen befanden sich nahe beieinander, am neuangelegten Ottheinrichbach kurz nach der Trogbücke. OHB 1 und OHB 6 dagegen konnten 18 Arten mit je 94 bzw. 57 Individuen aufweisen (s. Abb. 59). Die Flächen waren hierbei räumlich viel weiter auseinander als OHB 3 und 4. OHB 6 befand sich ungefähr in der Mitte des Ottheinrichbachs und OHB 1 nahe an der Ausleitung des Ottheinrichbachs in die Donau.

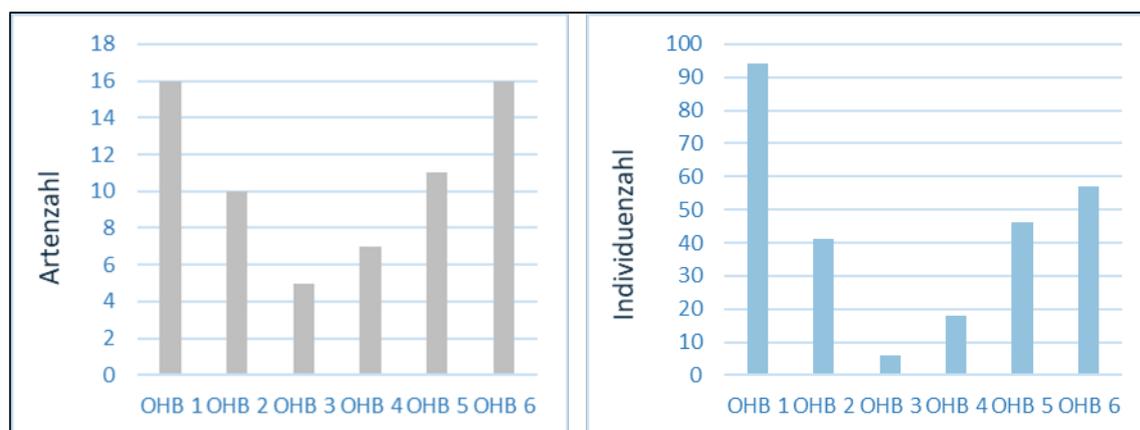


Abb. 59: Artenzahl (links) und Individuenzahl (rechts) der gefangenen Käfer der sechs Kiesflächen am Ottheinrichbach (OHB). Der Fangzeitraum umfasste das Jahr 2022.

## 7.4 Diskussion

### 7.4.1 Zikaden

Zikaden sind gut als Indikatoren für Biodiversität geeignet, denn sie weisen oft eine ausgeprägte Bindung an bestimmte Pflanzenarten und Vegetationstypen auf. Ein Großteil der heimischen Zikadenfauna (ca. 60%) ist ausschließlich an eine Pflanzenart oder -gattung gebunden, den Rest bilden oligophage oder polyphage Arten, die in ihrer Ernährung auf eine oder verschiedene Pflanzenfamilien spezialisiert sind. Aufgrund ihres hohen Anteils an spezialisierten Arten zusammen mit einer hohen Individuendichte in sämtlichen Grünlandbiotopen eignet sich diese Insektengruppe hervorragend als Bioindikator für den Naturschutz (Kunz 2011). Durch ihre enge Bindung zu ihren Wirtspflanzen reagieren sie zudem verhältnismäßig kleinräumig und kurzfristig auf Veränderungen ihres Lebensraums (Achtziger et al. 2014). Die Mehrheit der Arten saugt an Süß- oder Sauergräsern, der Rest an Gehölzen und Kräutern und wenige an Pilzhyphen (Nickel 2003). Mindestens 191 Arten, also fast ein Viertel der Gesamtfaua mitteleuropäischer Zikaden, leben permanent im Kronenraum, darunter beispielsweise die Taxa Idiocerinae, Iassinae, Macropsinae, Penthimiinae (Nickel 2008; Nielson & Knight 2000). Weitere 68 Arten vollführen eine obligate Vertikalwanderung in den Kronenbereich, wo auch der Reifefraß stattfindet. Unter den Baumarten Deutschlands beherbergen Eichen nach Weiden die höchste Diversität an Zikaden (Nickel 2008).

Die Zikaden waren die Artengruppe mit den wenigsten gefangenen Arten und Individuen. Es fanden sich 103 der 638 in Deutschland nachgewiesenen Arten (Mühlethaler et al. 2018). Davon stehen 22 Arten auf der Roten Liste Bayerns (RL-BY, 2003); allerdings kamen 15 Arten davon nur in einem Jahr mit 1-2 Individuen vor. Relativ häufig dagegen war *Allygus maculatus* (RL-BY: G), welcher in trockeneren Lebensräumen mit Eichen vorkommt, und *Planaphrodes nigrita* (RL-BY: V) mit fast 400 Individuen, welche feuchte und schattige Standorte bevorzugt. Besonders zahlreich war die Art *Errhomenus brachypterus*, welche allein 41% der Gesamtindividuen ausmachte. Die Art lebt in der Streuschicht und saugt an Pflanzenwurzeln. So erklären sich die besonders hohen Individuenzahlen in den Bodenfallen, im Gegensatz zu den anderen beiden Straten.

Angaben zu auwaldtypischen Zikadenarten liegen in der Literatur bisher nur wenige vor. *Eurhadina saageri* (RL-BY: G) beispielsweise wird als relativ selten und vorwiegend in Flussauen vorkommend bezeichnet (Mühlethaler et al. 2018). Die Art wurde insgesamt 16-mal im Gebiet

erfasst, 14 Individuen davon wurden allerdings vor 2013 gefangen. Im Rainer Wald, ein Auwald an der Donau zwischen Straubing und Regensburg, wurden bisher 73 Zikadenarten nachgewiesen, allerdings nur aus Malaisefallenfängen. Es wird eine doppelt so hohe Artenzahl für das Gebiet geschätzt. Das im Rainer Wald nachgewiesene Artenspektrum zeichnet sich durch eine Reihe von Rote Liste-Arten aus, die vorwiegend in feuchten Lebensräumen vorkommen. Diese konnten im MONDAU-Projektgebiet größtenteils nicht nachgewiesen werden. Dies könnte zum einen an dem unterschiedlichen Fallentyp liegen, da dieser ein anderes Artenspektrum erfassen könnte, oder daran, dass keine ausreichenden Feuchtlebensräume für die Ansiedlung dieser Arten vorhanden waren. Carl (1993) untersuchte Zikaden eines Uferstreifens auf ihre Eignung als Bioindikatoren. Von den 16 als (mögliche) Feuchtezeiger identifizierten Arten konnten in der Donauaue lediglich *Anoscopus flaviostratus* sowie *Cicadella viridis* gefunden werden. Die Erfassungsmethoden überschneiden sich hier allerdings wieder nur teilweise.

#### 7.4.2 Wanzen

Insgesamt wurden 158 der ca. 900 von Deckert & Wachmann (2020) für Deutschland beschriebenen Wanzenarten während der Untersuchungen gefunden. Viele sind typische Waldarten der Gattungen *Aradus*, *Loricula*, *Blepharidopterus*, *Apolygus*, *Orthotylus* und einige davon sind typische Eichenbewohner wie beispielsweise *Psallus*, *Dryophilocoris*, *Rhabdomiris*, *Harpocera*. Besonders hervorzuheben sind auch die beiden Arten *Acalypta platycheila* und *Trapezonotus anorum*, die auf der Roten Liste Bayerns als vom Aussterben bedroht eingestuft werden. Eine Spezialisierung von Wanzen auf auentypische Habitate ist noch schlecht untersucht. In der Vergangenheit in Mitteleuropa untersuchte Auwälder zeigten nur wenig Überschneidung in der Artenzusammensetzung der Wanzen (Dorow 2012). Merkel-Wallner (2014) identifizierte im Auwald „Rainer Wald“ 18 Wanzenarten als Bewohner von Feuchtwäldern, eine strikte Spezialisierung auf den Lebensraum Auwald lag dabei allerdings nicht vor. Von diesen 18 Arten konnten 14 in den Donauauen gefunden werden. Darunter befanden sich mehrere Arten der Gattung *Psallus* sowie die sehr zahlreich gefangene Art *Deraeocoris lutescens*, deren übermäßiges Vorkommen sich dadurch erklären lässt, dass die Art in sehr großen Gruppen überwintert und daher im April beim Ausflug in Massen eingefangen wurde. Laut Carl (1993) sind sechs der vorkommenden Arten der Donauaue (möglicherweise) Feuchtezeiger. Allerdings lag hier das Maximum bei vier gefundenen Individuen je Art und es zeigte sich kein zunehmender Zuwachs mit fortschreitender Dynamisierungsdauer. Eine Überschneidung mit den von Merkel-Wallner (2014) beschriebenen Arten existierte nicht. Eine als Bioindikator für thermophile Lebensräume bezeichnete Art *Capsus ater* wurde ebenfalls gefunden. Die drei gefundenen Individuen verteilten sich mit jeweils einem gefundenen Individuum auf die Brenne, den feuchten Auwald und den Uferbereich.

#### 7.4.3 Käfer

Käfer sind eine sehr große und diverse Gruppe der Insekten, die teilweise sehr speziellen Aufgaben im Ökosystem nachkommen. Daher werden sie auch häufig als Bioindikatoren genutzt, um einzuschätzen, wie ökologisch wertvoll Flächen oder Lebensräume sind. Vor allem Laufkäfer sind dahingehend eine beliebte Gruppe. Sie sind vor allem für die Bewertung von Auen besonders bedeutend, da ein großer Teil der Arten in Auen vorkommt und zahlreiche Arten auf dynamische Prozesse oder typische Auenstrukturen angewiesen sind (Trautner 1994).

Aber auch andere Käfergruppen wie unter anderem Dungkäfer, saproxyle Käfer oder Wasserkäfer werden in unterschiedlichsten Lebensräumen als Indikatoren herangezogen (vgl. McGeoch et al. 2002, Sánchez-Fernández et al. 2006, Lachat et al. 2012).

Von denen für Deutschland bekannten Käferarten wurde ca. ein Fünftel im Untersuchungsgebiet gefunden, was auf einen sehr divers gestalteten Lebensraum hindeutet. Besonders erwähnenswerte Arten sind *Bruchidius imbricornis*, *Dorytomus minutus* sowie *Oxylaemus cylindricus*, welche laut Roter Liste Bayerns (2003) als ausgestorben oder verschollen galten. Zumindest für *B. imbricornis* wurde in der Vergangenheit schon ein Wiederfund gemeldet. Die Art gilt als wärmeliebend und eine weitere Einwanderung ist denkbar (Hörren 2011). *Dorytomus minutus* lebt in Flusstälern und Bachauen an Pappeln und wird als auentypische Art eingestuft. Auch *Leptophloeus juniperi* und *Protapion varipes* sind ungewöhnliche Funde, sie werden in Bayern als Rote Liste 1 Arten geführt. *Protapion varipes* lebt oligophag an verschiedenen Kleearten und ist teilweise sehr selten zu finden (Rheinheimer & Hassler 2010). *Cotaster cuneipennis*, *Ischnodes sanguinicollis*, *Protaetia fieberi* und *Simplocaria maculosa* stehen auf der Roten Liste Deutschlands als vom Aussterben bedroht. *Cotaster cuneipennis* lebt in Wäldern unter der Rinde sowie in der Bodenstreu und ist flugunfähig und daher nur gering ausbreitungsfähig. *Simplocaria maculosa* lebt an Flüssen und Bächen, auf den zwischen den Steinen der Uferdämme wachsenden Moosen. *Ischnodes sanguinicollis* ist in Mulmhöhlen alter Buchen zu finden und zählt wie *Elater ferrugineus* und *Corticeus fasciatus* zu den Urwaldreliktarten. Alle drei Arten wurden nur mit jeweils einem Individuum nachgewiesen, alle Funde waren nach 2013.

18 der 77 gefundenen Laufkäferarten stehen auf der Roten Liste Bayerns (2020). Interessant sind hier die Arten *Elaphrus uliginosus* und *Harpalus calceatus*, da sie als stark gefährdet gelten. Es wurden zudem fünf Laufkäferarten als auentypisch eingestuft: *Carabus granulatus*, *Limodromus assimilis*, *Patrobus atrorufus*, *Pterostichus anthracinus* sowie *Pterostichus niger*. Die Laufkäferarten *Carabus coriaceus* und *Carabus hortensis* sind nach Spang (1996) Indikatoren für austrocknungsbedingte Störungen in Auwäldern. *C. coriaceus* war vor 2009 mit nur wenigen Individuen vertreten, wurde danach aber häufiger gefunden. *C. hortensis* wurde über die Jahre hinweg beständig, aber mit wenigen Individuen nachgewiesen.

Insgesamt scheinen von den auentypischen Käfern vier Arten von der Dynamisierung profitiert zu haben: *Hylesinus toranio*, *Ocalea badia*, *Phosphuga atrata* und *Pterostichus niger*. Ihre Individuenzahlen waren 2022 teils beträchtlich höher als in den vorhergehenden Jahren. Bedeutend weniger Individuen als in vorherigen Jahren zeigten zwei Arten: *Hylesinus varius* und *Ptomaphagus varicornis*. 2022 wurden nur noch drei neue, als auentypisch eingestufte Arten nachgewiesen.

#### 7.4.4 Diversität der Kiesflächen

Der Handfang auf den Kiesflächen fokussierte sich vor allem auf Käfer bzw. auf Laufkäfer, da diese relativ stark auf ihren Lebensraum spezialisiert sind und sich scheinbar nach extremen Flutungseignissen schnell regenerieren (Ilg et al. 2008). Naturschutzfachlich relevante Arten waren beispielsweise der Lehmstellen-Sandläufer *Chlaenius nitidulus* (RL D / BY 3) sowie *Bembidion modestum* (RL D 3, RL BY 2), welcher hoch spezialisiert und auf dynamische Flussauen angepasst ist. Ein großer Anteil der gefundenen Arten kam aus der Artengruppe der Kurzflügler, und auch ein Hirschkäferweibchen wurde auf einer Fläche entdeckt (RL D / BY 2).

Die Anzahl der Käferarten auf den Kiesflächen variierte teils stark und hing wohl zu einem großen Teil von der Qualität der Kiesflächen ab. Flächen mit starkem Bewuchs hatten weniger

Individuen und Arten als freie Flächen mit viel Kies. Beispiele für artenreichere und artenärmere Kiesflächen wurden in Abb. 60 dargestellt. Bei einer Erfolgskontrolle 20 Jahre nach Renaturierung des Flusses Oster konnte ein starker Rückgang von Anzahl und Abundanz an Laufkäferarten mit Spezialisierung auf Uferhabitate – besonders der vegetationslosen Ufer – gegenüber dem Ausgangszustand festgestellt werden (Steenken et al. 2021). Dies wurde damit begründet, dass der Fluss in den 20 Jahren zu wenig dynamisch war und sich sein Lauf kaum verändert hatte. Dies ist allerdings nötig, um offene Standorte am Flussufer und den damit verbundenen Artenreichtum an Laufkäfern zu erhalten. Am Ottheinrichbach wurden die Kiesflächen künstlich erzeugt, da über die stark verbaute Donau natürlicherweise zu wenig Kies eingetragen wird. Eine Inventur der bestehenden Kiesflächen wird empfohlen und die anschließende mögliche Durchführung von gezielten Erhaltungsmaßnahmen. Diese sollten zu mehr Wasserdynamik führen, um bestehende Kiesbänke in ihrer Sukzession zurückzusetzen. Zusätzlich könnte die Zugabe von Kies nötig sein, um die Bildung neuer Kiesbänke zu fördern.



Abb. 60: Beispiele für artenärmere Kiesflächen mit starkem Bewuchs und wenig Kies (OHB 3; links) und artenreichere Kiesflächen frei von Vegetation und viel sauberem Kies (OHB 1; rechts) (Fotos: Institut für Biodiversitätsinformation e.V.).

#### 7.4.5 Einflussfaktor Wetter

Insektenpopulationen unterliegen über die Jahre hinweg starken Schwankungen, sowohl in ihren Artenzahlen als auch in ihren Individuenzahlen. Dies wurde auch im untersuchten Gebiet sichtbar. Ein Faktor, der Populationen stark beeinflusst, sind das vorherrschende Wetter und seine Auswirkungen (vgl. Williams 1961, Kingsolver 1989). Natürlicherweise reagieren nicht alle Insektengruppen gleichartig auf Wetterereignisse. Als Beispiel kann hier das Jahr 2013 genannt werden, welches recht extreme Wetterschwankungen aufwies. Der Frühling/Anfang des Sommers war überdurchschnittlich regenreich, gefolgt von einem extrem heißen, regenarmem Juli (Zimmermann & Raspe 2014). Der Regen sorgte für ein 10-jährliches Hochwasser im Gebiet, gefolgt von einer ökologischen Flutung im Juni. Die Artenzahl der Zikaden und Wanzen war 2013 geringer als in allen anderen Jahren, wohingegen die Artenzahl der Käfer keine Auffälligkeit zeigte. Das Jahr 2022 hingegen war eines der bisher wärmsten gemessenen Jahre in Bayern, zu dem Zeitpunkt war lediglich 2018 genauso warm und trocken (Zimmermann et al. 2023). Die Artenzahl in diesem Jahr war durch alle untersuchten Gruppen hinweg sehr hoch, ausgenommen der aulentypischen Käfer, auf welche der Mangel an Wasser wie zu erwarten einen negativen Einfluss hatte. Rouault et al. (2006) beschrieben den Effekt von Dürre auf die Populationsentwicklung verschiedener Insektengilden in Wäldern. Dabei profitierten holzbohrende Insekten von den geschwächten Bäumen und blattfressende Insekten vom aufgrund der Trockenheit erhöhten Stickstoffgehalt der Blätter.

## 7.5 Fazit

Wie erfolgreich die Auendynamisierungsmaßnahme aus Sicht der Arthropoden bis 2022 war, ist nicht eindeutig zu beantworten. Einerseits verhalten sich Arthropodenpopulationen über die Jahre hinweg nicht konstant; daher ist die Betrachtung eines Jahres im Vergleich zur Betrachtung mehrerer Jahre nur bedingt aussagekräftig. Um eine valide Aussage über die langfristige Entwicklung treffen zu können, sollten mindestens zwei, besser drei aufeinanderfolgende Jahre untersucht werden. Andererseits war die Entwicklung der Artenzahl bei allen Gruppen im Vergleich zu den vorhergehenden Jahren insgesamt positiv und erreichte mindestens wieder das Niveau des Grundzustandes. Durch die Analyse der  $\beta$ -Diversität wurde deutlich, dass sich die Artzusammensetzung über die Zeiträume hinweg teils stark veränderte. Dies war aber nicht nur zwischen dem Grundzustand und 2022 sichtbar, sondern recht durchgängig zwischen fast allen Zeitpunkten. Außerdem liegen in der Literatur bisher wenig Kenntnisse über auentypische Arten der Gruppen der Zikaden und Wanzen vor und die Ergebnisse können daher schwieriger eingeordnet werden als bei den Käfern. Bei den Zikaden wurden nur wenige Arten gefunden, welche auf etablierte Feuchtstandorte hinweisen. Die Bewertung der Wanzen fiel positiver aus, mögliche Feuchtezeiger fanden sich allerdings selten. In der herangezogenen Literatur befanden sich allerdings keine vollständigen Artenlisten.

Die Diversität der auwaldtypischen Käfer war, vermutlich wegen der großen Trockenheit, im Jahr 2022 geringer als in vorhergehenden Jahren. Davor war der Trend jedoch durchgehend positiv, was sicherlich als Erfolg verbucht werden kann. Die Kiesflächen erweiterten das untersuchte Spektrum an Arten zusätzlich und geben Aufschluss über die Qualität der Uferlebensräume des Ottheinrichbachs. Diese Flächen bieten, bei richtigem Erhaltungsmanagement, Lebensraum für viele naturschutzfachlich relevante Arten beispielsweise unter den Laufkäfern. Um die in 2022 wahrgenommenen Trends sicher zu stellen, wird ein weitergehendes Monitoring der Arthropodendiversität empfohlen. Eine Reduzierung des Beprobungsaufwands erscheint möglich, da „nur“ 13% der Arten ausschließlich in der Strauchschicht gefangen wurden. Für eine Trendbeobachtung der Artenzahlen im Gebiet wären die Fallen im Kronenraum daher eventuell ausreichend. Dabei sollte in Zukunft über eine fledermaussichere Gestaltung der Fallen nachgedacht werden, um Beifänge zu verhindern. Sollen allerdings Veränderungen der Artzusammensetzung beobachtet und bewertet werden, sollten Bodenfallen nicht außer Acht gelassen werden. Hier fanden sich die größten Unterschiede der Zusammensetzung des Artenpools zwischen den einzelnen Zeitpunkten. Auch lassen sich einige Arten nur gezielt über Bodenfallen nachweisen, wie zum Beispiel die Mehrheit der Laufkäfer und einige der Wanzenarten (Dorow 2012). Für ein zukünftiges umfassendes Auenmonitoring sollte daher höchstens in Betracht gezogen werden, auf die Kreuzfensterfallen in der Strauchschicht zu verzichten. Eine weiterführende bzw. ausgeweitete Beprobung der Kiesflächen erscheint nur sinnvoll, sobald Maßnahmen zur Verbesserung der vorhandenen oder eine Neuschaffung von Kiesflächen stattfindet.

## 8 Aquatische Biodiversität

Joachim Pander, Elisabeth Winter und Jürgen Geist

### 8.1 Einleitung

Im Wesentlichen wurde in MONDAU I die Erstbesiedelung der aquatischen Habitate, die Besiedelungsgeschwindigkeit, Artendiversität, Präsenz von Neozoen (Pander et al. 2015a; Pander et al. 2018) und die Auswirkungen von ökologischen Flutungen auf die aquatische Biodiversität (Pander et al. 2019) untersucht. Als weitere Fragestellungen konnte die Funktionalität und Verfügbarkeit von Schlüsselhabitaten für die Reproduktion von strömungsliebenden Fischen (Pander et al. 2017) und die Besiedelungsdynamik der Makroinvertebraten mit besonderem Fokus auf invasive Gammariden (Pander et al. 2016) beschrieben werden. Bei der Erstuntersuchung in MONDAU I konnte bezüglich der Gruppe der Fische festgestellt werden, dass sich die verschiedenen aquatischen Lebensräume sehr unterschiedlich und stark saisonal abhängig mit Fischen aus der Donau und den bereits vorher bestehenden Donaualtarmen sowie Auentümpeln besiedelten. Drei Monate nach der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs kamen bereits über 90% der Arten der umgebenden Donau im Projektgebiet vor (Pander et al. 2015a; Pander et al. 2018). Im Ottheinrichbach mit 0,5-30 m<sup>3</sup>/s Abfluss konnten auch erste Individuen rheophiler Flussfische nachgewiesen werden (Pander et al. 2015a). Es konnte weiterhin aufgezeigt werden, dass die Entfernung und die Konnektivität zum Lieferbiotop Donau eine sehr große Auswirkung auf die Besiedelung hatte und dass Bereiche in der Nähe zur Donau allgemein eine hohe Diversität an Fischarten aufweisen (Pander et al. 2018). Da ab den Untersuchungen 2011 kaum mehr neue Arten hinzukamen, wurde vermutet, dass für die weitere Entwicklung im Projektgebiet Lieferbiotope in größerer Entfernung zum Ottheinrichbach erschlossen werden müssen und dass ein Einwandern von seltenen Arten, wie z.B. Donaupercciden, unter Umständen nur längerfristig zu erwarten ist. Unter Donaupercciden werden allgemein verschiedene Donau-endemische Barschartige zusammengefasst, welche heute hochgradig in ihren Beständen bedroht sind. Prominente Vertreter dieser Gruppe sind Streber (*Zingel streber* Siebold 1863), Zingel (*Zingel zingel* Linnaeus 1766), Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser* Linnaeus 1766) und Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni* Holčík & Hensel 1974).

Eine weitere wichtige Frage in MONDAU I war, ob die dort durchgeführten ökologischen Flutungen zur Dynamisierung des Auwaldes Auswirkungen auf die Fischartenzusammensetzung in den aquatischen Lebensräumen haben. Zusätzlich sollte geklärt werden, ob unterschiedlich starke ökologische Flutungen auch eine unterschiedlich große Effektstärke bezüglich der Fischartenzusammensetzung erzielen. Um flutungsinduzierte Auswirkungen auf die Fischartengemeinschaft von deren natürlich auftretender Variabilität (vor allem saisonal) trennen zu können, ist eine große Effektstärke von ökologischen Flutungen notwendig. In der Untersuchung zwischen 2010 und 2013 konnte diese große Effektstärke bei den ökologischen Flutungen kaum erreicht werden. Hingegen hatten natürlich auftretende Hochwasser ohne ökologische Flutung aufgrund der wesentlich höheren einfließenden Wassermengen in das Projektgebiet größere Auswirkungen auf die Fischartengemeinschaft (Pander et al. 2019). Da die Donau einer der wichtigsten Verbreitungskorridore für aquatische Neozoen in Bayern darstellt (Brandner 2014), war es von besonderem Interesse, inwieweit das Projektgebiet von Neozoen besiedelt wird und ob solche Redynamisierungsmaßnahmen die Resilienz der aquatischen Lebensräume gegenüber einer Besiedelung mit invasiven Arten erhöhen können. Bei der Gruppe

der Fische standen dabei vor allem die verschiedenen Grundelarten aus der Schwarzmeerregion im Fokus, welche zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs die Donau bereits in weiten Teilen Bayerns besiedelt hatten. Die pontokaspischen Grundelarten, z.B. die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus* Pallas 1814), konnten im ersten Untersuchungszeitraum bis 2013 noch nicht nachgewiesen werden. Andere Neozoen wie z.B. der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel 1846) oder der Giebel (*Carassius gibelio* Bloch 1782) kamen zwar vor, spielten aber in der Gesamtbetrachtung der Fischartenzusammensetzung zum damaligen Zeitpunkt eine eher untergeordnete Rolle.

Folgende Fragestellungen sollten im Projekt MONDAU II geklärt werden:

- Hat sich die Fischartengemeinschaft im Projektgebiet seit der letzten Untersuchung 2013 wesentlich verändert?
- Konnten seltene Donauarten oder Arten mit komplexen Lebenszyklen und Lebensraumanforderungen, welche in der ersten Untersuchungsperiode bereits nachgewiesen wurden, mittlerweile stabile Populationen im Projektgebiet aufbauen?
- Haben sich weitere Arten des Donaueinzugsgebietes wie die relative seltenen Donau-Percciden im Projektgebiet eingefunden?
- Wie hat sich die Situation der Neozoen im Projektgebiet entwickelt? Konnten die als invasiv geltenden Schwarzmeergrundeln mittlerweile das Projektgebiet besiedeln?

## 8.2 Methoden

### 8.2.1 Aquatische Lebensräume um Projektgebiet

Um die aquatische Biodiversität ganzheitlich zu charakterisieren, wurden verschiedene aquatische Lebensräume, die im gesamten Projektgebiet verteilt liegen, ausgewählt. Diese Lebensräume umfassen generell die drei Beprobungstypen „Fließgewässer“ (FG), „Donau-Altarm“ (DA) und „Auetümpel“ (AT), welche sich in Bezug auf Gewässerbreite, Strömungsgeschwindigkeiten, Wassertiefen und weiteren gewässermorphologischen und chemischen Eigenschaften unterscheiden (Abb. 61). Zusätzlich wurden noch die Donau (Donau), der Längenmühlbach (LM) und der naturnahe Fischpass (FP), welcher den Ottheinrichbach mit dem Längenmühlbach verbindet, untersucht.

Der Beprobungstyp „Fließgewässer“ (FG) ist gekennzeichnet sowohl durch eine geringe Gewässertiefe und -breite als auch durch eine eindeutig messbare und gerichtete Fließgeschwindigkeit. Das Sohlsubstrat ist kiesig geprägt und zum Teil mit erheblichen Anteilen an feinerem Substrat ausgestattet, je nach Steilheit des jeweiligen Gewässerabschnittes. Der „Donau-Altarm“ (DA) besitzt eine größere Gewässertiefe (bis zu 2,4 m) und -breite (zwischen 10 m und 50 m) mit wenig bis kaum messbarer Fließgeschwindigkeit, ein relativ hohes Aufkommen an Makrophyten und generell ein Sohlsubstrat, welches durch einen sehr hohen Feinanteil gekennzeichnet ist. Bei den „abgetrennten Auetümpeln“ (AT) handelt es sich um nicht vom Ottheinrichbach durchflossene, kleinflächige Stillgewässer ohne gerichtete Strömung, welche sich verteilt im Auwald befinden und nur bei Hochwasserereignissen oder durch ökologische Überflutungen mit der Donau oder dem Ottheinrichbach verbunden sind (Pander et al. 2019) (Abb. 61). Sie haben in aller Regel einen sehr hohen Deckungsgrad an Totholz oder Makrophyten und einen schlammigen Gewässergrund.

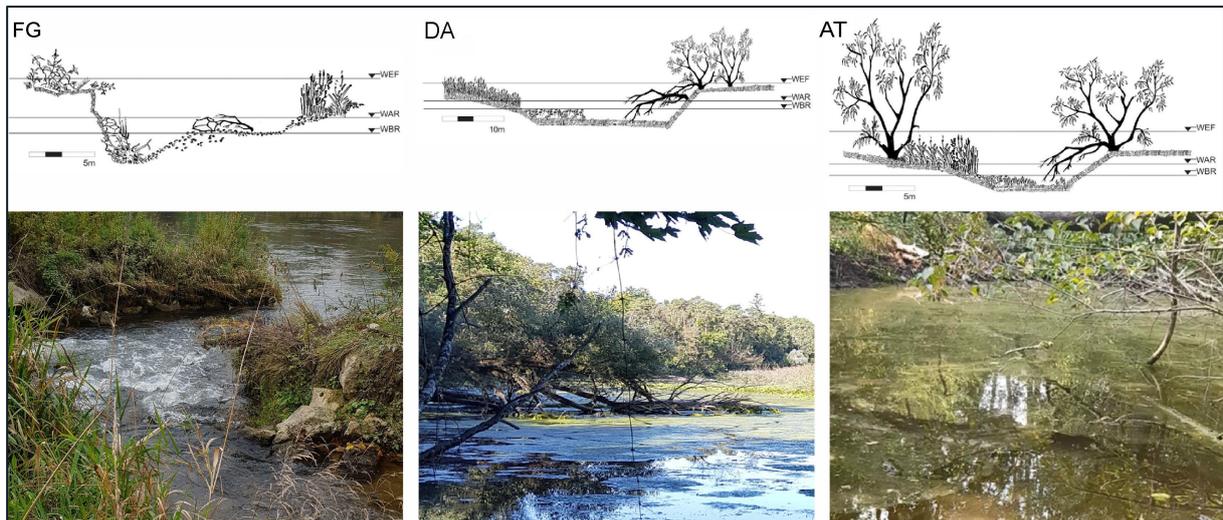


Abb. 61: Oben: Schematische Querschnitte der drei verschiedenen Lebensraumtypen Fließgewässer (FG), Donau-Altarm (DA) und Auetümpel (AT) des neuen Auenflusses (OHB), die die Unterschiede in der Lebensraummorphologie, Ufer- und Wasservegetation darstellen (abgeändert aus Pander et. al 2018); WEF = Wasserstand ökologische Überflutung, WAR = Wasserstand nach Renaturierung, WBR = Wasserstand vor Renaturierung (Quelle: Pander et al. 2015, Fotos: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

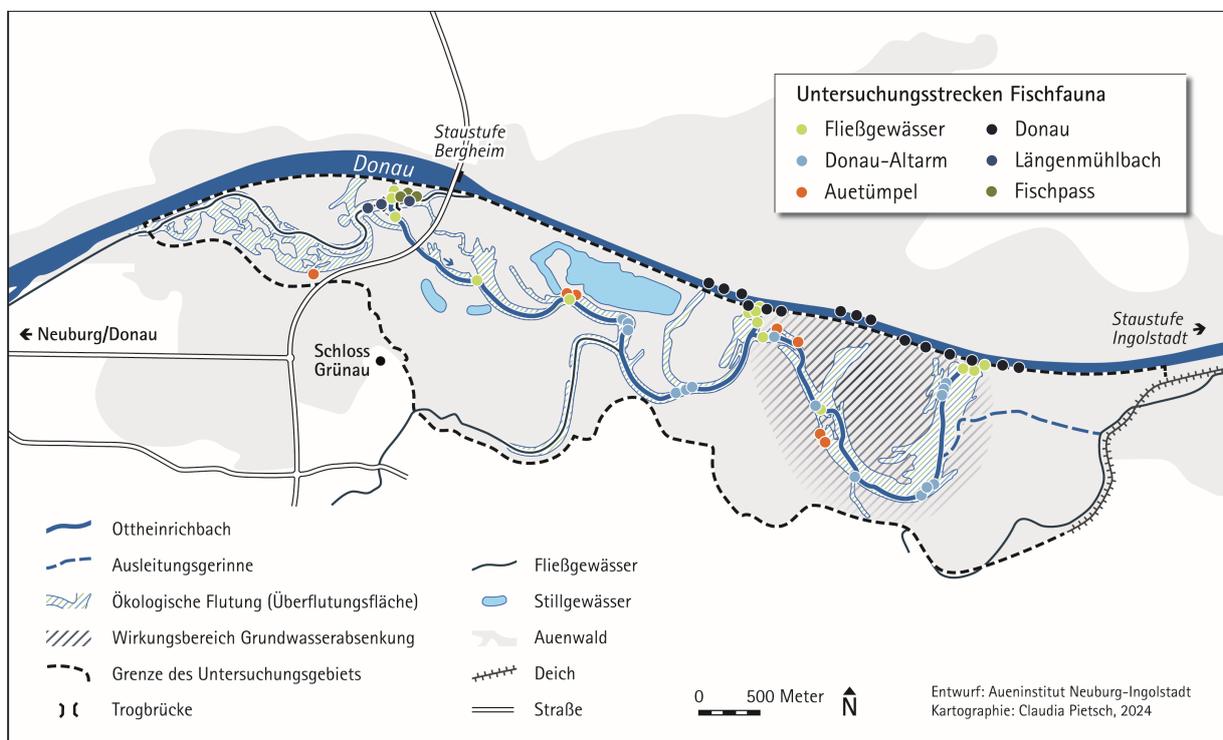


Abb. 62: Übersichtskarte Probenstellen Teil aquatische Biodiversität. Mit den Probestrecken der Donau, Fließgewässer (FG), Donau-Altarme (DA), Fischpass (FP), Längenmühlbach (LM) und Auetümpel (AT) (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Für die Nachfolgeuntersuchung im Jahr 2022 wurden die gleichen Lebensraumtypen und die darin verteilt gelegenen Untersuchungsstrecken wie bei der Erstaufnahme in den Jahren 2010-2013 beprobt. Die Probenahmen wurden im Frühjahr 2022 Anfang Mai und im Spätsom-

mer 2022 Ende August durchgeführt. Für die Beprobungstypen FG und DA wurden jeweils repräsentative Strecken ausgewählt. Neben FG und DA wurden sieben AT, welche bereits im Jahr 2010–2013 begutachtet wurden, untersucht. Eines dieser abgeschlossenen Gewässer befand sich zum Beprobungszeitpunkt in einem fortgeschrittenen Stadium der Sukzession und war aufgrund des wasserarmen Jahres 2022 vollständig ausgetrocknet. Als weitere Lebensräume wurden der Längenmühlbach (LM) und der naturnahe Fischpass (FP) beprobt (Abb. 62). Zusätzlich wurden erstmalig im Jahr 2022 noch weitere Strecken im Hauptstrom der Donau befischt. Die Länge der Befischungstrecken wurde auf je 30 m lange Abschnitte standardisiert (Pander et al. 2015a). Daraus ergeben sich insgesamt 15 Strecken in der Donau, 15 Strecken FG, 15 Strecken DA, 7 Strecken in AT, 3 Gewässerstrecken im LM und 3 Strecken im FP.

### 8.2.2 Abiotische Habitatvariablen

Da abiotische Habitatvariablen einen wesentlichen Einfluss auf die Funktionalität des aquatischen Lebensraums haben und das Vorkommen bestimmter Organismen stark beeinflussen können (Jungwirth et al. 2003), wurden diese in allen Untersuchungsstrecken unmittelbar nach den Befischungen erfasst. Es wurden an jedem Befischungsabschnitt die wasserchemischen Eigenschaften des Freiwassers erhoben. Die Leitfähigkeit (EC, in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), der Sauerstoffgehalt ( $\text{O}_2$ , in  $\text{mg}/\text{l}$ ), der pH-Wert (pH) und die Temperatur (T, in  $^\circ\text{C}$ ) wurden mit Hilfe des Multi340i-Geräts (WTW, Weilheim, Deutschland) mit jeweils drei Wiederholungen ermittelt. Um eine möglichst ungestörte Probe zu bekommen, wurde eine Trübungsmessung (NTU) mittels einem Turb 430 T (WTW, Weilheim, Deutschland) mit jeweils drei Replikaten vor der Elektrofischung vorgenommen. Des Weiteren wurden für jede Befischungstrecke die Wassertiefen (Wt, in cm) am rechten und linken Ufer sowie in der Gewässermitte mit drei Wiederholungen mit einer Nivellierlatte gemessen. Außerdem wurde die Fließgeschwindigkeit (v, in  $\text{m}/\text{s}$ ) mit einem magnetisch-induktiven Strömungsmessgerät Ott MF pro (Ott, Kempten, Deutschland) sowohl 10 cm unter der Wasseroberfläche als auch 10 cm über dem Gewässergrund ermittelt. Zur Erfassung der Korngrößenverteilung des Substrats erfolgte die Probenahme mittels eines Kiesschlittens (Pander et al. 2015b). Diese wurde im Anschluss durch eine Nasssiebung mit einer Siebmaschine (Retsch, Haan, Deutschland) nach den Korngrößen 20 mm, 6,3 mm, 2 mm, 0,85 mm und  $\leq 0,85$  mm aufgetrennt. Die nach Größe eingeteilten Siebungen wurden zunächst getrocknet und gewogen. Anschließend wurde der jeweilige prozentuale Anteil der Korngrößenfraktion bestimmt.

### 8.2.3 Makrophyten und Totholz als Habitatstrukturen

Makrophyten gelten als wichtige biologische Indikatoren, um den ökologischen Zustand eines Fließgewässers zu bewerten, da diese durch ihre Standortgebundenheit eine Vielzahl an Umgebungsfaktoren wie unter anderem die Wasserqualität und Gewässerdynamik widerspiegeln (Schneider & Melzer 2003) und als Anheftungssubstrat für Fischlaich Lebensraum für Fischbrut sowie Versteckmöglichkeit für Fische und andere aquatische Lebewesen bieten (Jungwirth et al. 2003). In jeder einzelnen 30 m langen Beprobungstrecke wurde die Deckung der Makrophyten in 5% Schritten geschätzt. Lag diese unter 5%, erfolgt die Angabe in 1% Schritten. Als weiterer Strukturparameter wurde zusätzlich zur Makrophytendeckung der Totholzanteil erhoben. Totholz hat für das Fließgewässer einen hohen ökologischen Wert, da dieses sowohl die morphologische Gewässerentwicklung als auch die biologische Vielfalt in Fließgewässern stark beeinflussen kann und so zu positiven Effekten in den fischökologischen Funktionsräumen führt. Zum anderen bewirkt die Interaktion zwischen Strömung und Totholz eine Veränderung der Gewässersohle, wodurch eine Vielzahl verschiedenster substratgebundener

Kleinstlebensräume geschaffen werden (Von Siemens et al. 2005, Thüringer Landesanstalt für Umwelt & Geologie 2018). Nach Kail & Gerhard (2002) wurde ebenso wie bei der Makrophytendeckung der Anteil des Totholzes in 5% Schritten geschätzt, bei einem Anteil von weniger als 5%, in 1% Schritten.

#### 8.2.4 Fischfauna

Der Fischbestand in den einzelnen Strecken wurde mittels Elektrobefischungen erfasst. Dabei wurde in allen 30 Meter Abschnitten gemäß der in Pander & Geist (2010) beschriebenen und bereits 2010-2013 angewandten Methodik vorgegangen. Während ein Großteil der 30 m Strecken wadend befischt werden konnte, mussten manche Strecken, vor allem in den Altarmen und der Donau, aufgrund der dort teilweise vorherrschenden hohen Wassertiefen vom Boot aus befischt werden. Für die Befischungen wurde ein Elektrofischfanggerät (EL 65 II, Grassl, Schönau, Deutschland) mit einer Leistung von 11 kW verwendet. Bei der Datenaufnahme wurde stets darauf geachtet, dass stabile Witterungs- und Abflussbedingungen vorherrschten. Alle Befischungen wurden mit der gleichen Stammbesetzung durchgeführt. Unmittelbar nach der Befischung jeder 30 m langen Strecke wurde von allen gefangenen Individuen die Länge der Fische gemessen und deren Art bestimmt (Totallänge  $\pm 0,5$  cm). Anschließend wurden die Fische unverzüglich und schonend am Fangort zurückgesetzt. Neben juvenilen Fischen wurden auch Fischlarven erfasst, welche vor Ort mit bloßem Auge nicht genau bestimmt werden konnten. Dazu wurden Kescher mit feiner Maschenweite benutzt (25 $\mu$ m, Pander et al. 2017). Die Larven und sehr kleinen juvenilen Fische wurden nach dem Fang in 50% Ethanol konserviert und am Lehrstuhl für aquatische Systembiologie weiter auf Artniveau bestimmt.

#### 8.2.5 Datenauswertung

##### Univariate Statistik

Alle univariaten statistische Analysen wurden mit der Open Source Software R (Version 4.3.1) bzw. R-Studio (Version 2023.06.1) durchgeführt. Bei allen statistischen Tests wurde die Signifikanz auf Basis des Signifikanzniveaus  $p < 0,05$  akzeptiert. Aufgrund fehlender Normalverteilung wurde der nicht-parametrischer Kruskal-Wallis Test verwendet. Als Post-Hoc Test wurde anschließend der paarweise Wilcoxon Test angewandt, um die Gruppen (Jahr 2010, 2011, 2013, 2022 und Habitat AT, DA, FG, FP, LM, Donau) paarweise miteinander zu vergleichen. Dazu wurde der  $p$ -Wert Bonferroni korrigiert, um dem  $\alpha$ -Fehler beim Testen von mehreren Gruppen entgegenzuwirken.

##### Multivariate Statistik

Alle multivariaten Analysen wurden mit dem Statistikprogramm PRIMER 7 (Plymouth Marine Laboratory, U.K., Version 7.0.21) gerechnet. Um abiotische Faktoren, welche einen potenziellen Einfluss auf die Fischartenzusammensetzung haben, zu identifizieren, wurde eine multivariate Ordination mittels PCA (Principal Component Analysis) durchgeführt. Diese reduziert die Variablen, die in einem multivariaten Datensatz miteinander korrelieren können, und gewichtet sie nach den Variablen, die den größten Teil der Varianz erklären. Dazu wurden die abiotischen Parameter (Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert, Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Beschattung, Totholz, Makrophyten) als Vektoren in der PCA berücksichtigt (Clarke et al. 2014).

Die Unterschiede in der Artzusammensetzung zwischen den Lebensräumen (AT, DA, FG, FP, LM und Donau) wurden anhand von non-metric multidimensional scaling (NMDS) dargestellt.

Dabei wurde das Distanzmaß nach Bray-Curtis benutzt, um die Ähnlichkeit zwischen zwei Habitaten im zweidimensionalen Raum aufzuzeigen. Je näher die Punktwolken beieinanderliegen, desto ähnlicher sind die Fischartengemeinschaften der verschiedenen beprobten Strecken. Die NMDS mit „Bootstrap“ Funktion wurde jeweils als Hochskalierung mit Mittelwerten der einzelnen Habitate erstellt. Um signifikante Unterschiede zwischen den Habitaten zu ermitteln, wurde außerdem eine Ähnlichkeitsanalyse (ANOSIM) in Primer durchgeführt. Die Arten, welche besonders zur Ähnlichkeit innerhalb der Artengemeinschaft eines Habitats beitragen, wurden mit einer SIMPER-Analyse (Similarity Percentage) identifiziert. Ausschlaggebende Arten müssen über das ganze Untersuchungsgebiet mit einer hohen Stetigkeit vorkommen, damit sie in der Analyse auch als ausschlaggebende Arten ermittelt werden können (Clarke et al. 2014).

### Längenhäufigkeit

In der Längenhäufigkeitsanalyse wurden besonders bedeutende oder für das Projektgebiet repräsentative Arten kleiner bis mittelgroßer Fische wie das Rotaug ( *Rutilus rutilus* Linnaeus 1758), die Bachschmerle ( *Barbatulus barbatula* Linnaeus 1758), der Gründling ( *Gobio gobio* Linnaeus 1758) und der Hasel ( *Leuciscus leuciscus* Linnaeus 1758) ausgewählt und in vier verschiedene Größenklassen ( $\leq 5$  cm,  $\leq 10$  cm,  $\leq 15$  cm und  $> 15$  cm) eingeteilt. Zusätzlich wurden die großwüchsigen Fischarten Barbe ( *Barbus barbus* Linnaeus 1758), Nase ( *Chondrostoma nasus* Linnaeus 1758), Hecht ( *Esox lucius* Linnaeus 1758) und Aitel ( *Squalius cephalus* Linnaeus 1758) ausgewählt, in fünf verschiedene Größenklassen ( $\leq 10$  cm,  $\leq 20$  cm,  $\leq 30$  cm,  $\leq 40$  cm,  $> 40$  cm) eingeteilt und dargestellt. Die Größenklassen der Schwarzmundgrundel ( *N. melanostomus*) wurden in 1 cm-Schritte ( $\leq 1$  cm bis  $\geq 16$  cm) unterteilt.

## 8.3 Ergebnisse

### 8.3.1 Abiotische Habitatqualität

Die aquatischen Lebensräume im Projektgebiet haben sich bezüglich ihrer abiotischen Eigenschaften im Vergleich zur ersten Untersuchung in MONDAU I nicht wesentlich verändert. Alle FG-Strecken haben ihren typischen Fließgewässercharakter beibehalten und es gab hinsichtlich der physikalisch-chemischen Habitatbedingungen kaum Änderungen, abgesehen von der natürlich auftretenden Saisonalität. Wassertiefen, Strömungsgeschwindigkeiten und Substratzusammensetzungen unterschieden sich nicht signifikant zu den Bedingungen nach der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs. Ebenso waren innerhalb der 30m langen Befischungstrecken keine signifikanten Unterschiede im Deckungsgrad von Totholz oder Makrophyten messbar. Die Ergebnisse zum Totholzanteil in den hier untersuchten Strecken unterscheiden sich zum Teil stark von den anderen Untersuchungsstellen im Projektgebiet. Die Zusammensetzung der Makrophyten hat sich zugunsten des Flutenden Hahnenfuß ( *Ranunculus fluitans*) verändert, welcher jetzt größere Flächenanteile besitzt. Die DA-Lebensräume hatten nach der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs im Jahr 2010 weitestgehend ihren Stillwassercharakter behalten und es gab kaum Veränderungen in der Makrophytendeckung oder dem Vorhandensein von Totholz. Daran hat sich im Jahr 2022 wenig geändert, wenngleich alle schmalen Altarme mittlerweile eine deutliche Strömung aufweisen und etwas fließgewässerähnlicher mit höherem kiesigem Anteil geworden sind. In den größeren, breiten Altarmen war nach wie vor kaum eine gerichtete Strömung messbar, die Wassertiefen und die Substratzusammensetzung war nicht signifikant unterschiedlich zwischen der Beprobung in MONDAU I und im Jahr 2022.

Die Strecken der breiten und tiefen Altarme waren fast gänzlich mit Makrophyten zugewachsen. Die AT sind sehr stark von den Grundwasserständen im Projektgebiet abhängig. Da 2022 ein eher trockenes Jahr war und auch keine ökologische Flutung stattgefunden hat, waren die Wasserstände in diesen Habitaten zum Teil sehr niedrig. Einzelne Auetümpel waren gänzlich oder zum größten Teil ausgetrocknet. Der Makrophyten- und Totholzanteil hat sich in diesen Strecken nicht geändert. Nach wie vor unterscheiden sich die Auetümpel im Wesentlichen von den anderen Habitaten entlang der Gradienten Makrophytenanteil, Totholzanteil, Beschattung, Sauerstoff und pH, während sich die Habitate DA und FG stark entlang der Gradienten Strömungsgeschwindigkeit oben und unten trennen lassen. FP und LM waren den FG sehr ähnlich, während die Donaustrecken sehr homogen waren und aufgrund der relativ großen Wassertiefen eher bei den DA gruppiert sind (Abb. 63). Eine Charakterisierung der wichtigsten physikochemischen Habitatvariablen ist in Tab. 11 dargestellt

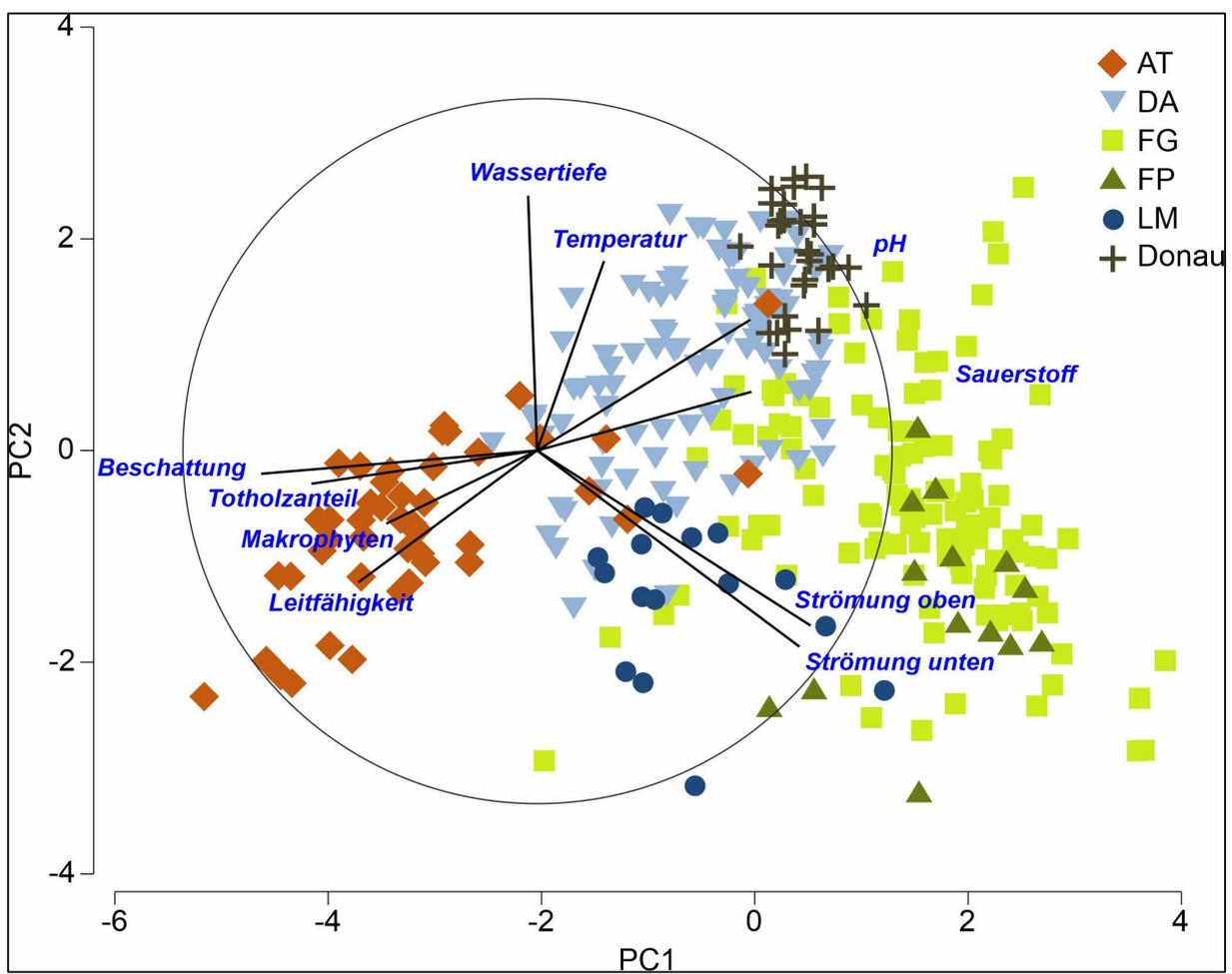


Abb. 63: Principal Component Analysis (PCA) der gemessenen abiotischen Parameter in AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass, LM = Längenmühlbach, und Donau = Hauptfluss Donau. Der Kreis zeigt 100% Korrelation an (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

Tab. 11: Mittelwert und Standardabweichung der abiotischen Habitatparameter Temperatur (T), Sauerstoff (O<sub>2</sub>), Leitfähigkeit (EC), pH-Wert (pH), Trübung (Trüb), Wassertiefe (Wt), Strömungsgeschwindigkeit (Vob und Vun), Beschattung (B), Totholzanteil (TH) und Makrophytendeckung (MP) für die Makrohabitate AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, Donau = Hauptfluss Donau, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass, LM = Längenmühlbach.

Habitat	T [°C]	O <sub>2</sub> [mg/l]	EC [µS/cm]	pH	Trüb [NTU]	WT [m]	Vob [m/s]	Vun [m/s]	B [%]	TH [%]	MP [%]
AT	18,15 ±1,3	3,84 ±4,0	537,06 ±123,6	7,50 ±0,5	20,94 ±27,5	0,32 ±0,3	0,00 ±0,0	0,00 ±0,0	67,50 ±27,8	71,83 ±32,9	49,58 ±43,6
DA	18,64 ±1,2	8,16 ±2,3	491,58 ±28,3	8,02 ±0,3	8,59 ±6,8	0,67 ±0,3	0,05 ±0,1	0,02 ±0,1	19,27 ±16,6	17,97 ±18,4	48,20 ±34,2
Donau	17,77 ±1,7	8,62 ±0,4	482,08 ±37,6	8,10 ±0,1	6,61 ±2,0	1,35 ±0,7	0,18 ±0,2	0,04 ±0,0	14,17 ±12,1	9,83 ±8,3	1,50 ±1,8
FG	19,26 ±2,3	9,86 ±2,2	480,27 ±16,6	8,14 ±0,4	9,06 ±3,9	0,53 ±0,3	0,38 ±0,3	0,21 ±0,2	6,13 ±5,5	5,13 ±6,0	19,97 ±18,9
FP	18,21 ±2,9	9,59 ±0,9	479,44 ±0,5	8,13 ±0,1	7,18 ±1,4	0,33 ±0,1	0,59 ±0,3	0,36 ±0,2	13,50 ±13,7	0,83 ±0,8	38,33 ±25,4
LM	15,07 ±2,8	6,81 ±1,2	605,61 ±52,9	7,73 ±0,1	3,40 ±1,5	0,54 ±0,2	0,26 ±0,1	0,15 ±0,1	33,33 ±16,6	7,00 ±8,8	38,33 ±17,5

### 8.3.2 Zusammenfassung der Fischartengemeinschaft im Jahr 2022

Im Jahr 2022 wurden insgesamt 18.198 Fische gefangen, davon 5.347 im Frühjahr und 12.851 im Sommer. In den FG wurden insgesamt 8.921, im FP 449, im LM 175, in den DA 5.539, in den AT 613 und in den Donauabschnitten 2.501 Fische gefangen. Das Artenspektrum umfasste dabei 34 Fischarten. Im Vergleich zum Jahr 2010 vor der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs war dies eine erhebliche Steigerung in der Arten- und Individuenzahl (vgl. Tab. 12). Allerdings konnte ab dem Jahr 2011 immer eine ähnlich hohe Individuenzahl zwischen 34-36 Arten nachgewiesen werden (Tab. 12). Seit 2013 hat sich die Gesamtartenzahl nur unwesentlich um eine hinzugekommene Art, die Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*), verändert. Insgesamt kamen im Projektgebiet 16 verschiedene Fischfamilien vor, wovon die meisten Arten den Leuciscidae mit einem Anteil von 35% zuzuordnen waren, gefolgt von den Cyprinidae und Percidae mit je 12%, den Gobionidae mit 6% und den übrigen Familien mit jeweils 3%. Die häufigste Fischart war der Bitterling (*Rhodeus amarus* Bloch 1782) mit 4.548 Individuen, gefolgt von Aitel (*S. cephalus*) mit 2.429 Individuen und der Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) mit 2.169 Individuen (Tab. 13). Die Arten mit der geringsten Individuenzahl setzten sich aus Aalrutte (*Lota lota* Linnaeus 1758), Mühlkoppe (*Cottus gobio* Linnaeus 1758), Bachforelle (*Salmo trutta fario* Linnaeus 1758), Zander (*Sander lucioperca* Linnaeus 1758), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua* Linnaeus 1758) und Neunauge (*Lampetra planeri* Bloch 1784) zusammen. Die Donau-endemische Art Donaukaulbarsch (*G. baloni*), wie auch die Elritze (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus 1758) und die Äsche (*Thymallus thymallus* Linnaeus 1758) konnten 2022 nicht mehr nachgewiesen werden. Neben weit verbreiteten Arten konnten auch einige Arten, die auf den Roten Listen Deutschland und Bayern geführt werden, sowie auch der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie unterliegen, im Gebiet gefangen werden (Tab. 12). Ein Beispiel dafür ist die Fischart Streber (*Z. streber*), welcher in beiden Roten Listen als stark gefährdet eingestuft wird oder die Karausche (*Carassius carassius* Linnaeus 1758), die als „vom Aussterben bedroht“ gilt (Tab. 13).

Tab. 12: Individuenzahl (N), Artenzahl (S) und Gesamtartenzahl (Gesamt S) der gefangenen Fische aufsummiert über die Jahre vor und nach der Inbetriebnahme.

Zeitpunkt	N	S	Gesamt S
Vor Inbetriebnahme (2010)	1.740	26	26
3 Monate nach Inbetriebnahme (2010)	5.253	30	32
Nach einem Jahr (2011)	8.829	31	34
Nach zwei Jahren (2012)	13.611	32	35
Nach drei Jahren (2013)	15.288	34	36
Nach 12 Jahren (2022)	18.198	34	37

Tab. 13: Gesamtfang der Fische nach Individuenanzahl in den Habitaten AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass, LM = Längenmühlbach, Donau und gesamtes Untersuchungsgebiet. Reproduktionsart (PL = Phyto-lithophil, L = Lithophil, M = Marin, PS = Psammophil, P = Phytophil, SP = Speleophil, LP = Litho-pelagophil, O = Ostracophil), Ström = Strömungspräferenz (ind. = indifferent, rheo. = rheophil, limn. = limnophil) und Gefährdungsstatus (Rote Liste Bayern (RL B), Rote Liste Deutschland (RL D): \* = Ungefährdet, V = Vorwarnliste, 1 = Vom Aussterben bedroht, 2 = Stark gefährdet, 3 = Gefährdet, ! = Verantwortlichkeit Bayerns, x = Nicht aufgeführt, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, ♦ = Nicht bewertet), Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) Anhang II, IV, V; x = Nicht aufgeführt.

Wissenschaftlicher Name	AT	DA	FG	FP	LM	Donau	Gesamt	Reproduktion	Ström.	RL B (21)	RL D (09)	FFH-Anh. II, IV, V (2022)
<i>Abramis brama</i>	0	113	9	0	0	6	<b>128</b>	PL	ind.	*	*	x
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0	60	496	13	0	540	<b>1109</b>	L	rheo.	*	V	x
<i>Alburnus alburnus</i>	0	466	874	36	8	50	<b>2434</b>	PL	ind.	*	*	x
<i>Anguilla anguilla</i>	0	4	49	8	17	46	<b>124</b>	M	ind.	3	2	x
<i>Barbatula barbatula</i>	0	11	300	37	3	1	<b>351</b>	PS	rheo.	*	*	x
<i>Barbus barbus</i>	0	20	525	55	8	12	<b>620</b>	L	rheo.	*!	*	V
<i>Blicca bjoerkna</i>	0	16	113	3	0	7	<b>139</b>	P	ind.	V	*	x
<i>Carassius carassius</i>	322	0	0	0	0	0	<b>322</b>	P	limn.	1	2	x
<i>Carassius gibelio</i>	0	0	15	0	0	1	<b>16</b>	P	ind.	*	*	x
<i>Chondrostoma nasus</i>	0	7	7	0	0	0	<b>75</b>	L	rheo.	3!	V	x

Wissenschaftlicher Name	AT	DA	FG	FP	LM	Do- nau	Ge- samt	Repro- duk- tion	Strö- m.	RL B (21)	RL D (09)	FFH- Anh. II, IV, V (2022)
<i>Cottus gobio</i>	0	0	0	1	0	0	1	SP	rheo.	*	*	II
<i>Cyprinus carpio</i>	0	94	94	57	22	20	683	P	ind.	V	*	x
<i>Esox lucius</i>	0	130	43	0	3	11	187	P	ind.	*	*	x
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	80	238	379	4	13	4	718	P	ind.	*	*	x
<i>Gobio gobio</i>	0	262	108 2	19	52	16	1431	PS	rheo.	*!	*	x
<i>Gymnocephalus cernua</i>	0	2	0	0	0	3	5	PS	rheo.	*	*	x
<i>Lampetra planeri</i>	0	2	1	0	1	2	6	L	rheo.	V	*	II
<i>Leuciscus aspius</i>	0	6	21	0	0	11	38	L	ind.	*	*	II,V
<i>Leuciscus idus</i>	5	114	58	10	5	4	196	L	ind.	*	*	x
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0	53	343	10	11	2	419	L	rheo.	*	*	x
<i>Lota lota</i>	0	0	0	0	0	3	3	LP	rheo.	*	V	x
<i>Neogobius melanostomus</i>	0	64	693	64	0	1348	2169	SP	ind.	◆	◆	x
<i>Perca fluviatilis</i>	0	100	25	1	9	43	178	PL	ind.	*	*	x
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	10	7	5	0	0	22	PL	ind.	◆	◆	x
<i>Rhodeus amarus</i>	116	2650	1703	12	0	67	4548	O	limn.	*	*	II
<i>Rutilus rutilus</i>	0	270	166	5	6	10	457	PL	ind.	*	*	x
<i>Salmo trutta fario</i>	0	0	1	0	0	1	2	L	rheo.	V	*	x
<i>Sander lucioperca</i>	0	0	2	0	0	0	2	P	ind.	*	*	x
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	38	0	0	0	0	38	P	limn.	*	*	x
<i>Silurus glanis</i>	0	16	14	1	0	34	65	P	ind.	*	*	x
<i>Squalius cephalus</i>	6	651	1388	108	17	259	2429	L	ind.	*	*	x
<i>Tinca tinca</i>	84	134	38	0	0	1	257	P	limn.	*	*	x
<i>Vimba vimba</i>	0	8	6	0	0	0	14	L	rheo.	V	3	x
<i>Zingel streber</i>	0	0	12	0	0	0	12	L	rheo.	2	2	II
<b>Insgesamt 2022</b>	<b>613</b>	<b>5539</b>	<b>8921</b>	<b>449</b>	<b>175</b>	<b>2502</b>	<b>18198</b>					

### 8.3.3 Entwicklung der Fischartenzusammensetzung seit der Auenrevitalisierung

Die multivariate Auswertung der habitatspezifischen Fischartengemeinschaft für FG, DA, AT, LM, FP und die Donau (hier nur für das Jahr 2022) ergab, dass es signifikante Unterschiede zwischen allen Teilhabitaten in der Fischartenzusammensetzung gibt, mit Ausnahme zwischen FG und FP (ANOSIM, Global  $R = 0.42$   $p < 0.001$ , Tab. 14). Über den gesamten Zeitraum des Monitorings betrachtet, ergibt sich ein differenziertes Bild der zeitlichen Entwicklung der Habitate. Zwar waren die verschiedenen Habitattypen in jedem Untersuchungsjahr weiterhin signifikant unterschiedlich zueinander (mit Ausnahme von FP und FG), die zeitliche Entwicklung des spezifischen Habitattyps zwischen den Jahren war dies hingegen nicht (ANOSIM, Global  $R = 0.51$ ,  $p < 0.001$ , Abb. 64).

Tab. 14: ANOSIM – Paarweise Analyse der Fischartengemeinschaft in AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass und LM = Längenmühlbach und Donau (nur für das Jahr 2022). Globaler Test:  $R = 0.42$ ;  $p < 0.001$

Habitat	Habitat	R Statistik	p value
AT	DA	0.63	0.001
AT	FG	0.64	0.001
AT	FP	0.48	0.001
AT	LM	0.30	0.001
AT	Donau	0.68	0.001
DA	FG	0.19	0.001
DA	FP	0.37	0.001
DA	LM	0.42	0.001
DA	Donau	0.66	0.001
FG	FP	0.02	0.378
FG	LM	0.24	0.001
FG	Donau	0.47	0.001
FP	LM	0.55	0.001
FP	Donau	0.85	0.001
LM	Donau	0.98	0.001

Grundsätzlich unterlagen FG-Habitate einer starken zeitlichen Entwicklung in Ihrer Fischartengemeinschaft zwischen 2010 und 2022, wohingegen z.B. DA- und AT-Habitate nur eine signifikante initiale Änderung ihrer Fischartengemeinschaft, zwischen vor und nach der Inbetriebnahme des OHB und der ökologischen Flutungen, aufwiesen (Abb. 64, Abb. 65). Bei der fortschreitenden Entwicklung der Fischartengemeinschaft in FG fällt auf, dass sie zwischen den einzelnen Aufnahmejahren sukzessive weniger Überlappung zeigte (Abb. 64). Der FP änderte sich nicht in seiner Fischartenzusammensetzung über die Jahre (Abb. 64, Abb. 65). Gleiches

galt auch für den LM, obwohl beide Habitattypen sehr stark von der Inbetriebnahme des Ott-  
 heinrichbachs und besonders von ökologischen Flutungen betroffen sind. Da die Donau nur  
 im Projektjahr 2022 näher untersucht wurde, können zu der zeitlichen Entwicklung der Fisch-  
 artengemeinschaft in diesem Habitattyp nur im Vergleich zu Daten der Wasserrahmenrichtli-  
 nie Aussagen getroffen werden. Demnach hat sich die Fischartengemeinschaft in der Donau  
 dahingehend verändert, dass mittlerweile die Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) in  
 sehr dichten Beständen vorkommt.

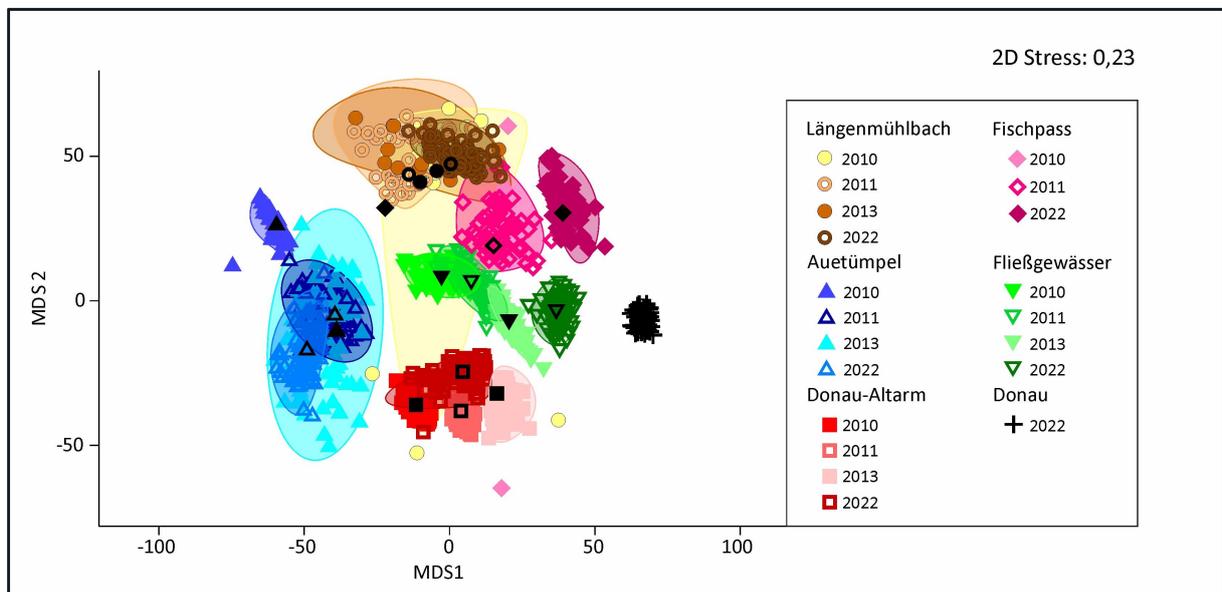


Abb. 64: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Fischartengemeinschaft anhand  
 Bray-Curtis Similarity mit Bootstrap-Funktion in AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG =  
 Fließgewässer, LM = Längenmühlbach, FP = Fischpass und Donau (nur 2022 beprobt) zu den  
 Aufnahmejahren 2010, 2011, 2013 und 2022, Schwarze Symbole = average abundance. 2D  
 Stress = 0.23 (Stresswert nach Kruskal); Globaler Test:  $R = 0.507$ ;  $p < 0.001$  (Quelle: Lehrstuhl  
 für Aquatische Systembiologie, TUM).

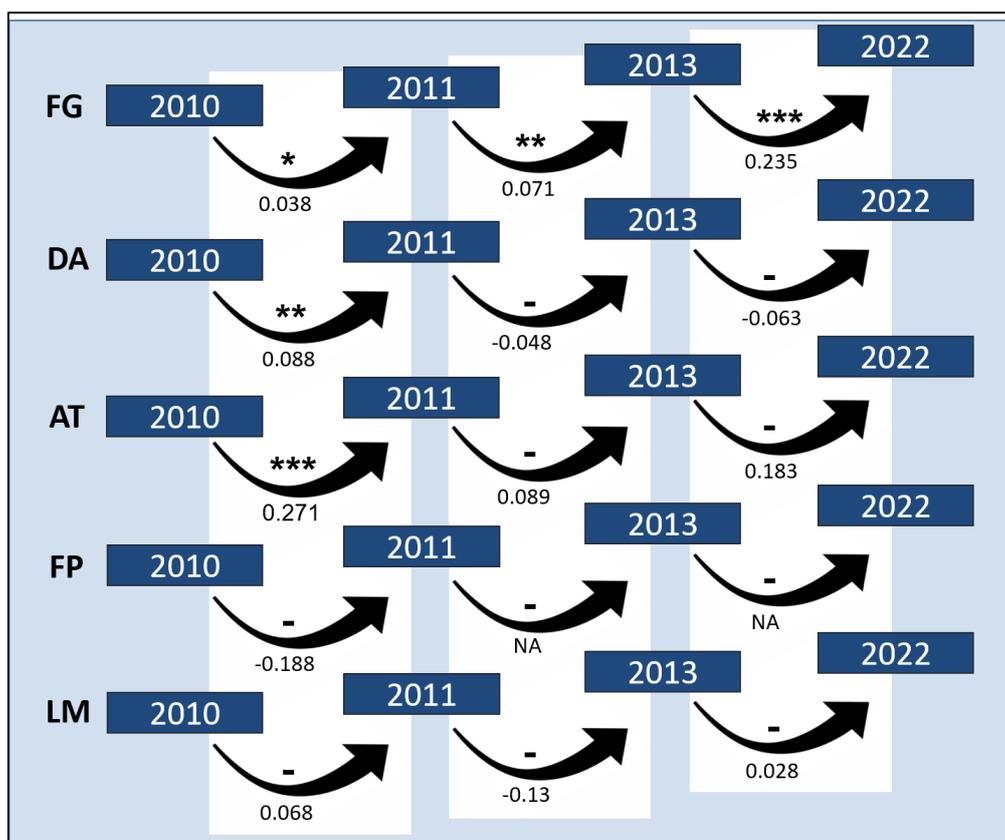


Abb. 65: ANOSIM-Analyse der Fischartengemeinschaft in den Makrohabitaten AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass und LM = Längenmühlbach zwischen den Jahren 2010, 2011, 2013 und 2022. Signifikanz: \* = signifikant, \*\* = sehr signifikant, \*\*\* = hoch signifikant, - = nicht signifikant. Werte unterhalb des Pfeiles sind die zugehörigen Korrelationskoeffizienten: NA = nicht angegeben. Globaler Test  $R = 0.51$ ;  $p < 0.001$  (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

### 8.3.4 Lebensraum spezifischer Fischarten

Mithilfe der SIMPER-Analyse konnte für jeden der untersuchten Habitattypen (FG, DA, AT, LM, FP und Donau) eine bestimmte Verteilung stetiger Fischarten identifiziert werden, welche maßgeblich zur Ähnlichkeit der einzelnen Untersuchungsstrecken innerhalb des entsprechenden Lebensraumtyps beitragen (Abb. 66). In den strömungsdominierten FG-Lebensräumen wurde von der SIMPER-Analyse der Aitel (*S. cephalus*) (25,5%), die Laube (*Alburnus alburnus* Linnaeus 1758) (20,3%), der Gründling (*G. gobio*) (13,5%), das Rotauge (*R. rutilus*) (8,4%) und der Stichling (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus 1758) (7,1%) als stetig vorkommende Arten ermittelt. In FP-Habitaten mit besonders hoher Strömungsgeschwindigkeit waren dies eher strömungsliebende Fische wie z.B. die Barbe (*B. barbus*) (28,8%) aber auch Generalisten wie der Aitel (*S. cephalus*) (26,1%). Im Gegensatz dazu waren in den DA-Strecken mit eher Stillwassercharakter mehrere Generalisten mit relativ ähnlichen Anteilen stetig vorhanden. Neben dem Rotauge (*R. rutilus*) (23,4%) waren dies vor allem die Karausche (*C. carassius*) (21,7%), die Laube (*A. alburnus*) (17,7%) und der Flussbarsch (*Perca fluviatilis* Linnaeus 1758) (11,0%). In den AT-Lebensräumen war dies insbesondere die Karausche (*C. carassius*), welche hier mit einem sehr hohen Anteil von 81,4% vorkommt. Weitere Arten, wie z.B. die Schleie (*Tinca tinca* Linnaeus 1758) und der Bitterling (*R. amarus*) sind ebenfalls in AT stetig und tragen wie die Karausche (*C. carassius*) in den anderen Lebensräumen keine oder nur sehr geringe Anteile zur Stetigkeit bei. Neben der Karausche (*C. carassius*) ist die einzige Art der AT, welche

auch einen nennenswerten Anteil an Stetigkeit in den anderen Habitattypen aufweist, der Stichling (*G. aculeatus*). Dieser trägt zusätzlich zu einem geringen Anteil (7,1%) in FG und einem höheren Anteil (19,2%) im LM zur Ähnlichkeit der Fischartenzusammensetzung in diesen Lebensräumen bei. In LM-Lebensräumen kommen stetig hauptsächlich der Gründling (*G. gobio*) (42,2%) und der Stichling (*G. aculeatus*) (19,2%) vor. Die Donau besitzt ebenfalls eine eigene Fischartenzusammensetzung und ist dominiert von der Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*), die einen Beitrag zur Ähnlichkeit von 82,2% besitzt und damit insgesamt die höchste Stetigkeit in einem Lebensraumtyp aufweist. Über alle Lebensräume hinweg lässt sich ein Muster erkennen von eher limnophilen bzw. indifferenten Arten der AT, DA und der Donau hin zu einem höheren Anteil an rheophilen Arten in FG, FP und LM. Besonders hoch ist der Anteil an rheophilen Arten in FP.

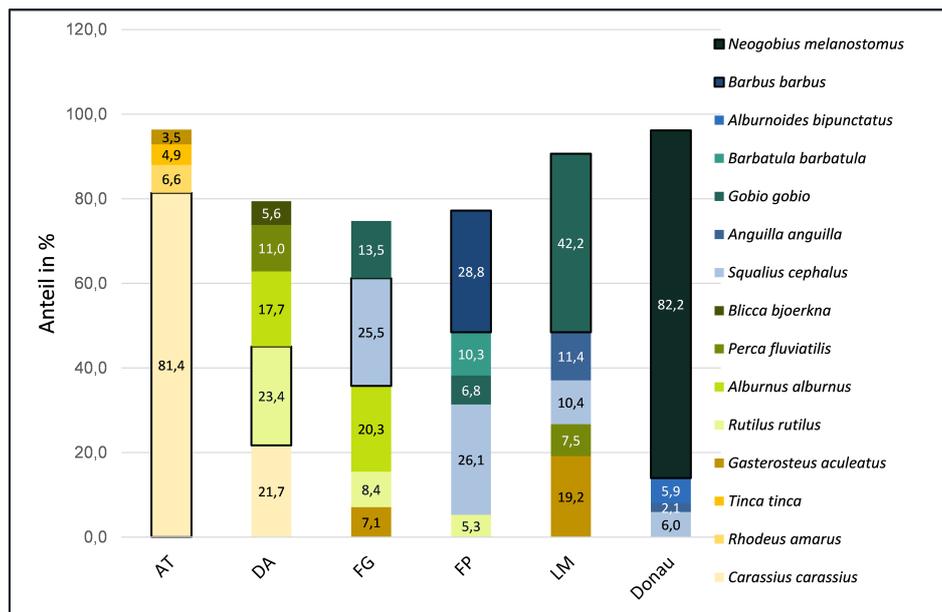


Abb. 66: SIMPER-Analyse der Fischartengemeinschaft in den Makrohabitaten AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass, LM = Längenmühlbach und Donau. Angegeben ist der Anteil in %, den die Fischart zur Ähnlichkeit der Artengemeinschaft beiträgt. Mit einem schwarzen Rand markiert ist jeweils die Art, die den größten Anteil an der Fischartengemeinschaft erhält (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

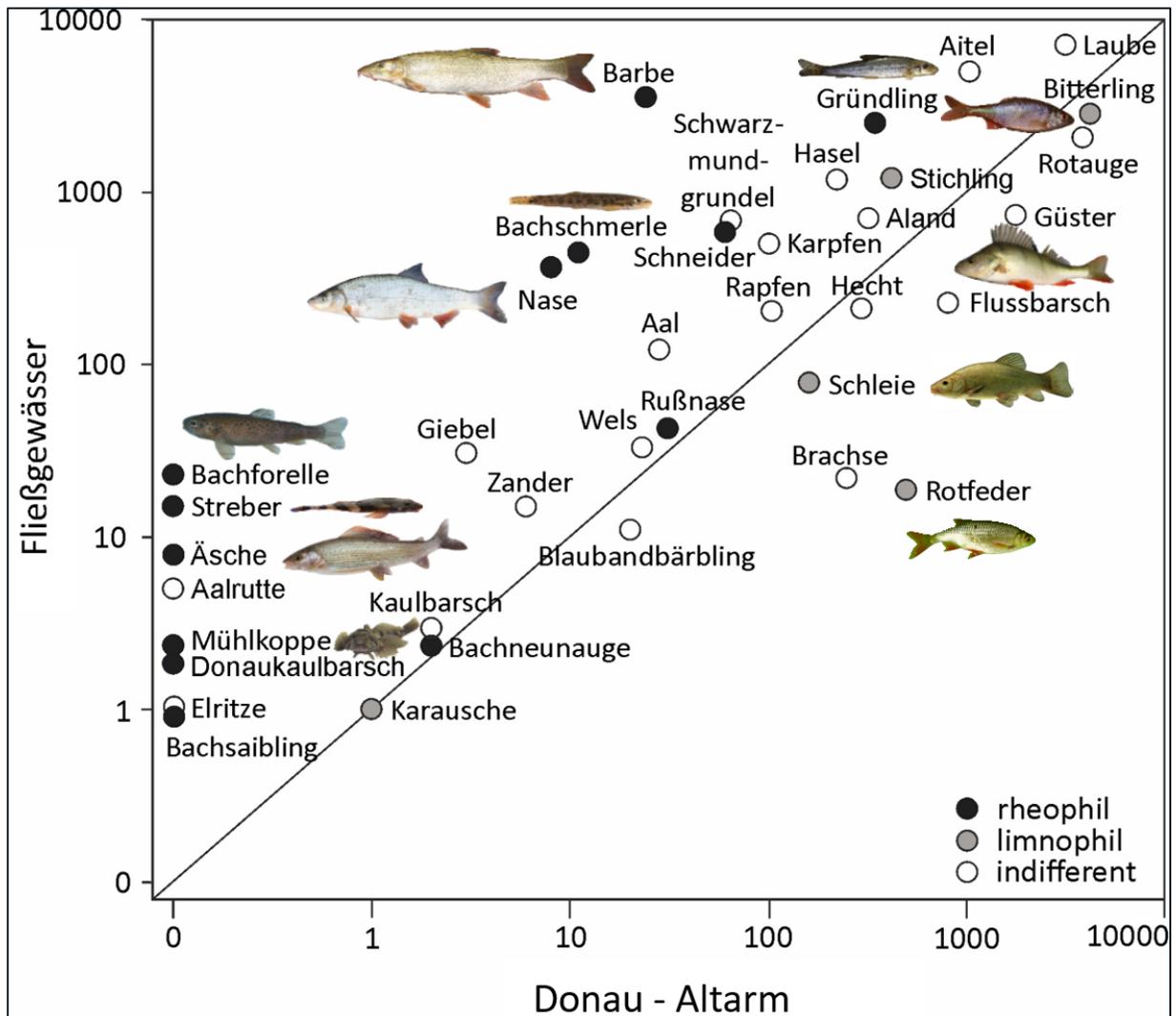


Abb. 67: Streudiagramm der Abundanz der Fischarten für die zwei Habitattypen Fließgewässer und Donau-Altarm mit deren Strömungspräferenz rheophil, limnophil und indifferent, logarithmische Darstellung (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

Eine einfache Möglichkeit, die Verteilung bestimmter Fischarten in Lebensräumen mit und ohne Fließgewässercharakter darzustellen, ist ein Streudiagramm (Abb. 67). Je weiter entfernt eine Fischart von der die Abbildung trennenden diagonalen Geraden ist, desto spezifischer wurde sie im Lebensraum (Y-Achse FG, X-Achse DA) nachgewiesen. Rheophile Fischarten wie die Barbe (*B. barbatus*), Nase (*C. nasus*) und der Gründling (*G. gobio*) treten dementsprechend in hoher Abundanz auf der Fließgewässersseite auf. Außerdem sind auch die rheophilen Arten Bachforelle (*S. trutta fario*), Streber (*Z. streber*) und Mühlkoppe (*C. gobio*), welche generell in geringer Stückzahl im Projektgebiet gefangen wurden, ausschließlich bei den FG eingeordnet. In den DA-Lebensräumen kommen allgemein weniger und eher limnophile und indifferente Arten vor. Für dieses Habitat sind Fischarten wie Brachse (*Abramis brama* Linnaeus 1758), Rotaugen (*R. rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus 1758), aber auch der Flussbarsch (*P. fluviatilis*) und der Bitterling (*R. amarus*) spezifisch.

### 8.3.5 Längenhäufigkeitsanalyse bedeutender im Projektgebiet vorkommender Fischarten



Abb. 68: Logarithmierte Längenhäufigkeitsverteilung von mittelgroßen Fischarten Rotaue (*Rutilus rutilus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*) und Gründling (*Gobio gobio*) der Jahre 2010, 2011, 2012, 2013 und 2022 (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

Von den 34 im Jahr 2022 detektierten Fischarten wiesen 20 Arten eine vollständige Größenverteilung auf. Dies waren 4 Arten mehr im Vergleich zu den Beprobungen bis 2013. Generell konnten vier unterschiedlich verlaufende Populationsentwicklungen im Projektgebiet festgestellt werden. Erstens gab es Fischarten, welche schon vor der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs einen vollständigen Populationsaufbau hatten wie z.B. der Aitel (*S. cephalus*), das Rotaue (*R. rutilus*) oder der Hecht (*E. lucius*) (Abb. 68, Abb. 69). Zweitens konnte bei einigen Fischarten eine deutliche Zunahme der Individuenzahlen und eine Schließung von Lücken im Populationsaufbau nachgewiesen werden sowohl kurz nach der Öffnung des Ottheinrichbachs als auch drittens im zweiten Monitoringdurchlauf nach 9 Jahren (wie z.B. bei der Barbe (*B. barbatus*), Bachschmerle (*B. barbatula*)). Viertens gab es Fischarten, welche trotz hoher Individuenzahlen einzelner Größenklassen keinen vollständigen Populationsaufbau (alle Größenklassen) im Jahr 2022 aufwiesen (wie z.B. die Nase (*C. nasus*) und der Hasel (*L. leuciscus*), Abb. 68, Abb. 69). Bei der Nase (*C. nasus*) fällt auf, dass im Frühjahr nur große (> 40 cm) und im Sommer überwiegend nur kleine (bis zu 20 cm lange) Individuen gefangen werden konnten.

Zusätzlich zu der Vervollständigung von Größenklassen waren bei manchen Arten die Individuenzahlen kontinuierlich höher als in den Vorjahren. Vor allem beim Gründling war dieser Zuwachs an Individuen, hier annähernd in allen Größenklassen, deutlich. Beim Hasel (*L. leuciscus*) wurde nach einer anfänglichen raschen Steigerung der Individuenzahlen (bis 2011) eine gewisse Stagnation in der Entwicklung mit einem Rückgang an größeren Exemplaren festgestellt. Im Jahr 2022 konnten aber wieder vermehrt Hasel mit  $\leq 5$  cm und  $\leq 10$  cm nachgewiesen werden. Fische wie die rheophile Bachschmerle (*B. barbatula*), wiesen ebenfalls eine positive Populationsentwicklung auf, mit z.B. wesentlich höheren Individuenzahlen im Jahr 2022 (Abb. 68).

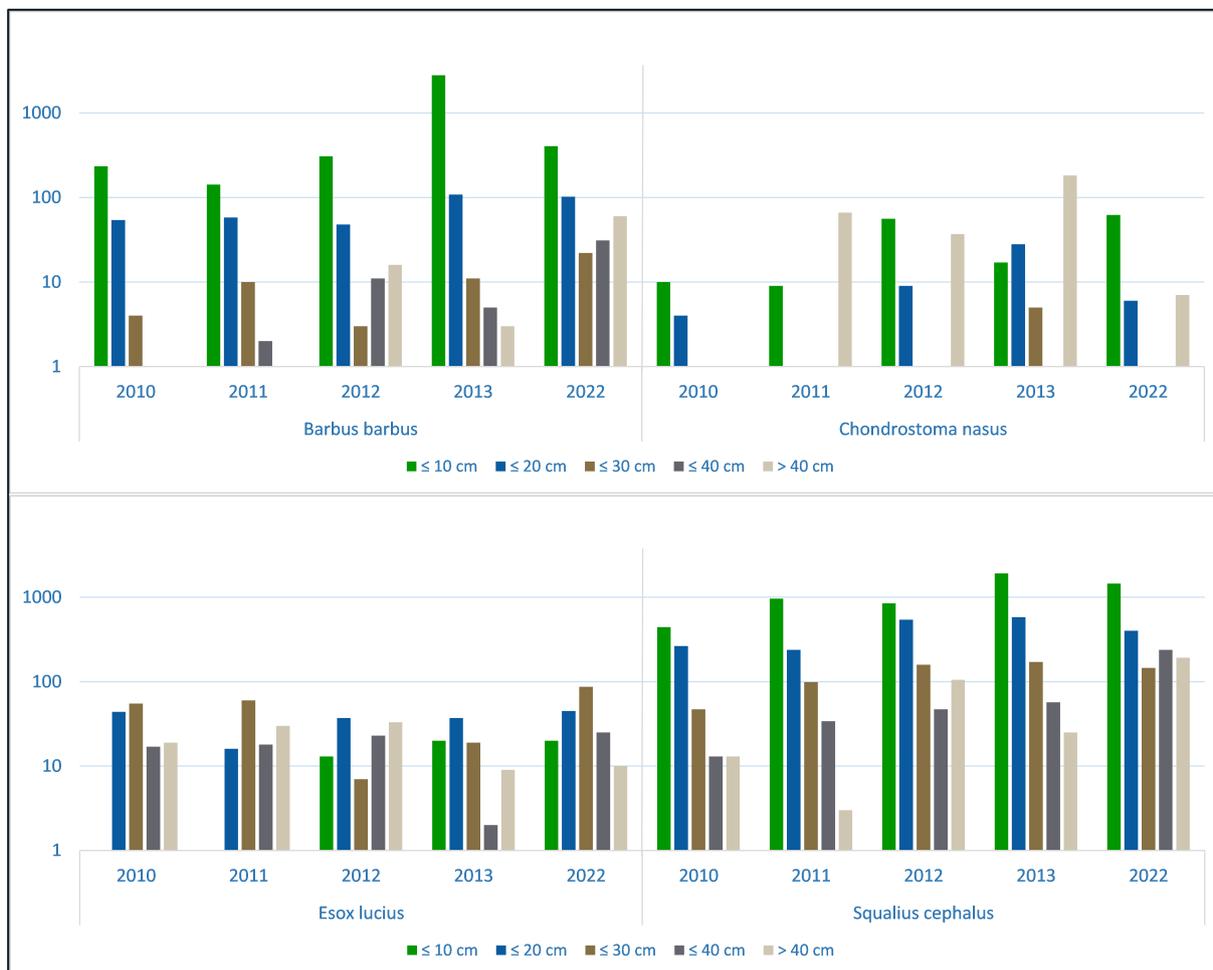


Abb. 69: Logarithmierte Längenhäufigkeitsverteilung von großen Fischarten Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Hecht (*Esox lucius*) und Aitel (*Squalius cephalus*) der Jahre 2010, 2011, 2012, 2013 und 2022 (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

### 8.3.6 Auswirkungen der Grundwasserabsenkungen auf die Fischartengemeinschaft

Der warme und trockene Sommer im Jahr 2022 eröffnete die Möglichkeit, potentielle Auswirkungen einer Grundwasserabsenkung auf die davon betroffenen Abschnitte des Ottheinrichsbachs unterhalb der zweiten Rückleitung zu untersuchen. Es wurden von der Grundwasserabsenkung betroffene FG und DA mit unbeeinflussten Strecken verglichen. Die von der Absenkung betroffenen FG waren nicht gänzlich ausgetrocknet und es war immer noch ein dünnes Rinnsal mit 5-10 cm Wassertiefe und einzelne kleinere Kolke vorhanden, in die sich Fische

theoretisch zurückziehen hätten können. In DA-Habitaten war durch die Grundwasserabsenkung die Wassertiefe reduziert, was sich aber auf die Flächigkeit der Habitate unwesentlich auswirkte. Generell stellte sich heraus, dass sich die Fischartenzusammensetzung in DA nicht signifikant zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Strecken unterschied (ANOSIM:  $R = -0.036$ ,  $p > 0.05$ ). Arten- und Individuenzahlen unterschieden sich ebenfalls nicht signifikant (Kruskal-Wallis Test  $p > 0.05$ ). Dies stellt sich für FG-Habitate anders dar. Hier unterscheiden sich beeinflusste und unbeeinflusste Strecken in ihrer Fischartenzusammensetzung signifikant voneinander (ANOSIM:  $R = 0.863$ ,  $p < 0.05$ ). In FG-Habitaten bestand in den betroffenen Strecken ein Trend zu weniger Arten- und Individuenzahlen, diese waren jedoch aufgrund der zu geringen Stichprobenzahl nicht signifikant (Kruskal-Wallis Test  $p > 0.05$ ). Die SIMPER-Analyse ergab vor allem eine geringe Abundanz von strömungsliebenden oder großwüchsigen Arten (oder deren größere Individuen) in von der Grundwasserabsenkung betroffenen FG (Abb. 70). Am deutlichsten wird dies am Beispiel der Barbe (*B. barbus*), die im Sommer 2022 fast ausschließlich in FG-Habitaten vorkommt, welche nicht von der Grundwasserabsenkung betroffen waren (Abb. 70).

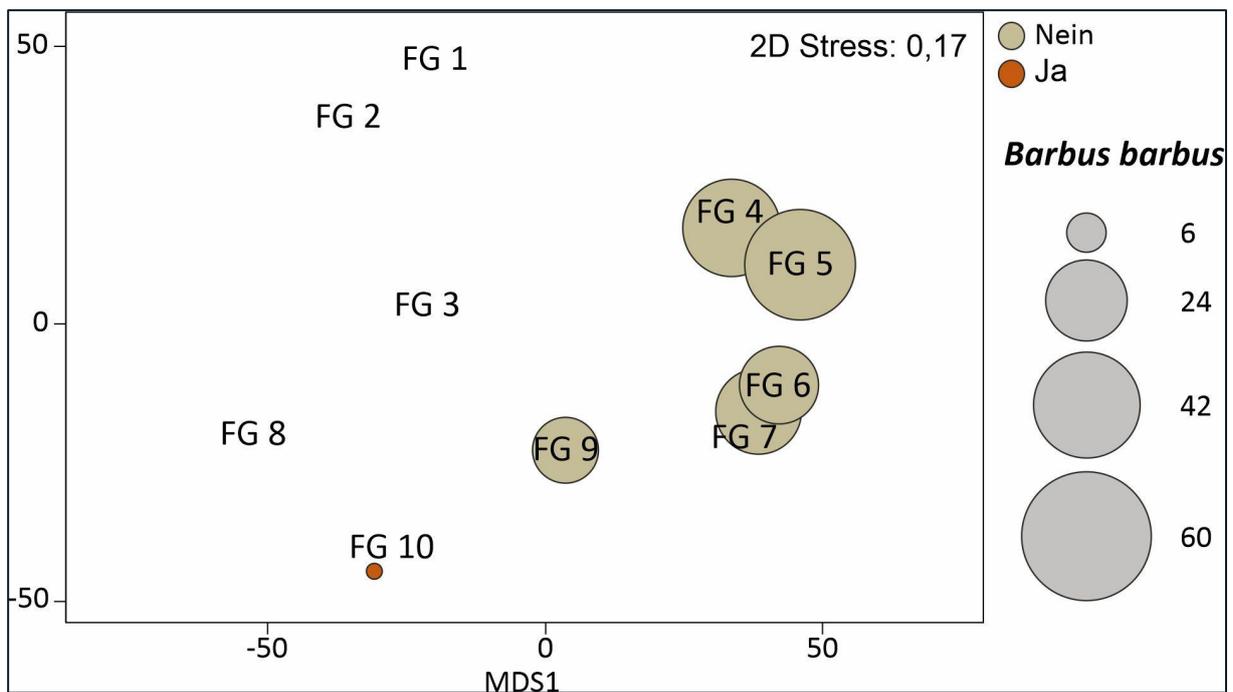


Abb. 70: NMDS ausgewählter Fließgewässerstrecken (FG 1 bis FG 10) mit Untersuchung der Auswirkung der Grundwasserabsenkung. Ja = dunkelbraun, Strecken beeinflusst von der Grundwasserabsenkung (FG 1, FG 2, FG 3, FG 8, FG 10), nein = beige, Strecken nicht beeinflusst von der Grundwasserabsenkung (FG 4, FG 5, FG 6, FG 7, FG 9). Individuenzahl der rheophilen Barbe (*Barbus barbus*) ist als „Bubble“ dargestellt. Globales  $R = 0.863$ ,  $p < 0.052$ . D-Stress = 0.17 (Stresswert nach Kruskal). (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

### 8.3.7 Invasive Arten

Im Jahr 2022 wurden erstmals 2.169 Schwarzmundgrundeln (SM-Grundel, *N. melanostomus*) in Donau, Fließgewässer, FG und DA gefangen (siehe Tab. 15). In den Lebensräumen LM und AT konnten die SM-Grundel nicht nachgewiesen werden. Mit jeweils der Hälfte der Individuenzahl im Frühjahr und der Hälfte im Sommer verteilten sich die Individuen gleichmäßig auf

die Jahreszeiten. Auch in der Längenhäufigkeit waren die SM-Grundeln in nahezu allen Altersklassen häufig vertreten (Abb. 71). Nur sehr kleine Individuen ( $\leq 2\text{-}3\text{ cm}$ ) und sehr große Individuen ( $\geq 14\text{ cm}$ ) wurden in geringeren Stückzahlen (weniger als 10 Exemplare jeweils) gefangen. Andere Neozoen spielten mit Ausnahme des Dreistachligen Stichlings (*G. aculeatus*) (718 Individuen) im Projektgebiet nur eine untergeordnete Rolle und wurden nur mit relativ wenigen Individuen nachgewiesen wie z.B. der Blaubandbärbling (*P. parva*) (22 Individuen, Tab. 15).

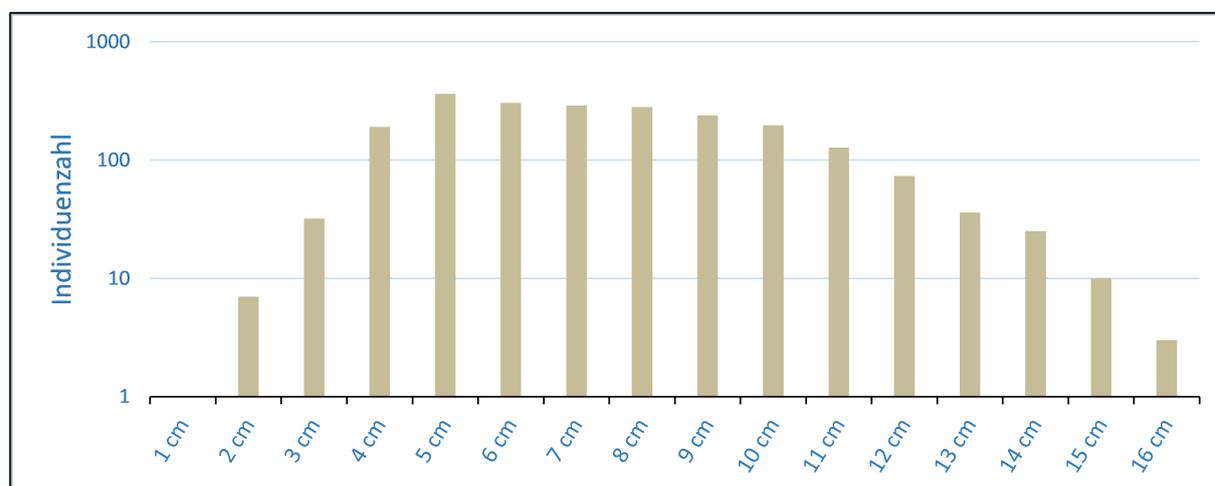


Abb. 71: Logarithmierte Längenhäufigkeitsverteilung der Schwarzgrundel (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

Tab. 15: Individuenzahlen der invasiven Arten Schwarzgrundel (*N. melanostomus*), Stichling (*G. aculeatus*), Blaubandbärbling (*P. parva*), Giebel (*G. gibelio*) in den Habitaten AT = Auetümpel, DA = Donau-Altarm, FG = Fließgewässer, FP = Fischpass, LM = Längenmühlbach und Donau

Habitat	Schwarzgrundel	Stichling	Blaubandbärbling	Giebel
AT	0	80	0	0
DA	64	238	10	0
FG	693	379	7	15
FP	64	4	5	0
LM	0	13	0	0
Donau	1348	4	0	1
<b>Gesamt</b>	<b>2169</b>	<b>718</b>	<b>22</b>	<b>16</b>

Die SM-Grundel kam sehr stark in den Lebensräumen der Donau und den FG des Ottheinrichbachs vor. Unabhängig von der Jahreszeit konnten sowohl im Frühjahr als auch im Sommer z. T. sehr hohe Stückzahlen in der Donau gefangen werden. In LM und AT kamen die SM-Grundeln im Jahr 2022 nicht und in DA nur sporadisch in einigen Strecken mit geringer Dichte vor.

## 8.4 Diskussion

Die Renaturierung von Flussauen und Auwaldgebieten, wie in Kapitel 2 beschrieben, gewinnt immer mehr an Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität, aber auch im Zuge des Klimawandels als wichtiger CO<sub>2</sub>-Speicher (Mehl et al. 2013). An der Donau zwischen Ingolstadt und Neuburg an der Donau befindet sich eine dieser letzten großen zusammenhängenden Flussauen, welche durch ein gesteuertes Dynamisierungsprojekt so naturnah wie möglich die alluvialen Lebensräume rekonstruieren sollte (Stammel et al. 2012). Begleitet wurde das Projekt von einem Monitoring für die Erfassung der kurzzeitigen Effekte, der Initialbesiedelung des Gebietes und den Auswirkungen von ökologischen Flutungen mit einem neu gebauten Fließgewässer, dem OHB in den Jahren 2010 bis 2013 (Pander et al. 2015a; 2018; 2019). Im Jahr 2022, neun Jahre nach der letzten Untersuchung in MONDAU I wurde das Monitoring wiederholt, um auch die Langzeiteffekte für die Populationsentwicklung von Arten mit längerer Generationszeit zu untersuchen. Weiterhin konnte mit dem neuerlichen Monitoring gezeigt werden, dass nach der Erstbesiedelung noch Arten hinzukommen und die Besiedelung von aquatischen Habitaten ein zeitlich und räumlich dynamischer Prozess ist, welcher sehr stark von der morphologischen Entwicklung des Projektgebietes und dessen Vernetzung zu diversen Lieferbiotopen abhängig ist.

### 8.4.1 Abiotische Habitatqualität

Die abiotische Habitatqualität hat sich seit dem Jahr 2013 nicht wesentlich geändert, abgesehen von den permanent klimawandelbedingt steigenden Wassertemperaturen (Pander et al. 2022) im Projektgebiet. Aufgrund der Tatsache, dass abgesehen von Feinsediment unterhalb der Sandfraktion kaum Feststoffe, wie gröberes Geschiebe oder Totholz, durch die ökologischen Flutungen ins Projektgebiet gelangen, ist die Möglichkeit für eine morphologische Entwicklung der Habitate durch Sedimentation oder Anlagerung, auf Prozesse innerhalb des Projektgebietes beschränkt. Der gesamte verfrachtete Kies stammt demnach aus der lateralen Seitenerosion des Ottheinrichbachs und wird immer dann verstärkt verlagert, wenn das Abflussgefälle des OHB relativ steil ist und die Ufer nicht gesichert sind. Dies ist besonders gut im Vergleich des Abschnittes nach der Trogbrücke (Kreuzung Längenmühlbach) mit den Strecken an der 1. Rückleitung zu erkennen. Beide Strecken haben ein relativ hohes Gefälle. Im Gegensatz zu der Strecke an der Kreuzung zum Längenmühlbach ist die Strecke an der ersten Rückleitung nicht mit Blocksteinen ufergesichert, was sich in einem Wechsel von Erosion und Sedimentation niederschlägt. Wie in den Vorjahren war auch dort im Jahr 2022 die Sohle relativ dynamisch und mit kiesigem Substrat bedeckt, welches einen hohen Feinanteil in der Sandfraktion aufweist. Trotzdem sind geeignete Bereiche vorhanden, an denen Kieslaichplätze entstehen und auch genutzt werden (Pander et al. 2023a). Dementsprechend findet hier auch im Wesentlichen das Abbläuen der Nase im Projektgebiet statt. Bei den schmalen Altarm-Strecken konnte eine leichte Tendenz zur Verlandung festgestellt werden. Durch Anlagern von Totholz, welches innerhalb des Projektgebietes verfrachtet wurde, ist der Wasserkörper in diesen Strecken etwas schmaler geworden. Die Wassertiefen sind dort mittlerweile variabler mit häufiger auftretenden, flachen Abschnitten. In den tieferen Altarm-Strecken hat sich am wenigsten geändert. Im Jahr 2022 wiesen diese zum Teil ein erhöhtes Makrophytenwachstum auf, welches sich auf die niederen Wasserstände im diesem Sommer 2022 zurückführen lässt.

#### 8.4.2 Lebensraumspezifische Zusammensetzung und Entwicklung der Fischartengemeinschaft

Die generelle Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft im Jahr 2022 unterschied sich zu den ersten Aufnahmen in MONDAU I dadurch, dass wesentlich mehr Individuen vorkamen. Offensichtlich konnten einzelne Fischarten wie z.B. die Barbe mittlerweile vollständige Populationsstrukturen aufbauen, während andere Fischarten wie z.B. Äsche und Bachforelle (Salmonidenartige) weitestgehend aus dem Projektgebiet verschwunden sind. Das weitestgehende Verschwinden der Salmonidenartigen ist vermutlich auf die zu hohen Wassertemperaturen zurückzuführen, welche vor allem im Sommer, bedingt durch die starke Erwärmung des aus dem Staubereich der Donau ausgeleiteten Oberflächenwassers, entstehen können. Weiterhin konnten Fischarten, welche bereits eine vollständige Populationsstruktur im Jahr 2013 aufwiesen, ihre Abundanz im Projektgebiet deutlich steigern. Die zunehmend erhöhten Wassertemperaturen kommen derzeit vor allem Generalisten und strömungsliebenden Leucisciden und in begrenzterem Umfang auch den Cypriniden zugute. Dabei hat sich die generelle habitatspezifische Fischartenzusammensetzung in den meisten der untersuchten Lebensräumen nicht wesentlich geändert und die einzigen nennenswerten Entwicklungen finden sich in den Fließstrecken des OHB. Hier konnten strömungsliebende Leucisciden wie Gründling, Hase, Schneider (*Alburnoides bipunctatus*, Bloch, 1782) und vor allem die Barbe mittlerweile vollständige Populationen aufbauen oder ihre Individuenzahlen deutlich steigern (über die Hälfte der gefangenen Fische in 2022 und annähernd alle Arten). Entsprechend ihrer Lebensraumsprüche finden sich hier auch die einzigen Vertreter der Donauperciden wie z.B. der Streber, welcher seit 2012 langsam aber stetig mit steigenden Individuenzahlen nachzuweisen war. Weitere Donau-Perciden konnten im Monitoring 2022 nicht mehr (z.B. der Donaukaulbarsch) oder noch nicht nachgewiesen werden, wie z.B. der Zingel (*Z. zingel*) oder Schrätzer (*G. schraetzer*). Dies könnte generell daran liegen, dass diese Arten auch in der Donau nur noch sporadisch mit einzelnen Individuen vorkommen. Offensichtlich ist die angrenzende Donau als Lieferbiotop für diese seltenen Arten mittlerweile ungeeignet und die noch in wenigen Restbeständen weiter entfernt vorkommenden Individuen haben den Weg in das Projektgebiet noch nicht gefunden oder wurden aufgrund zu geringer Verbreitung nicht nachgewiesen.

Die Donaualtarme weisen, bis auf die sehr schmalen Streckenabschnitte dieses Typs, keine Änderungen in Ihrer Fischartenzusammensetzung auf und sind nach wie vor von Rotaugen, Lauben, Barschen und Hechten dominiert. In den breiteren und tieferen Altarm-Strecken hat sich, entsprechend der geringen morphologischen Entwicklung, auch keine Steigerung der Individuenzahlen oder Änderung der Fischartenzusammensetzung eingestellt. In den schmalen Altarm-Strecken gibt es eine Tendenz zu mehr strömungsliebenden Leucisciden wie z.B. dem Gründling welche sich durch ihre Entwicklung hin zu spürbar durchströmten Habitaten erklären lässt.

Aufgrund des trockenen Sommers 2022 fand keine ökologische Flutung im Projektgebiet statt. Jedoch sind besonders die Auentümpel in Ihrer Fischartenzusammensetzung auf diese regelmäßigen Flutungen angewiesen. Diese Lebensräume sind in ihrer Fischartenzusammensetzung von Kolonisierung und Aussterbeprozessen geprägt, welche durch die ökologischen Flutungen gesteuert werden. Dementsprechend fanden sich in den Auentümpeln 2022 ausschließlich rudimentäre Überbleibsel der Fischartengemeinschaft vorangegangener ökologischer Flutungen mit relativ wenigen Individuen, welche vor allem bei den Kleinfischen öfters Ihre Altersgrenze erreicht zu haben schienen, wie z.B. Bitterlinge mit bis zu 9 cm Länge verdeutlichen. Die einzige Ausnahme in diesem Lebensraum ist die Karausche, welche sich dort

seit Projektbeginn unabhängig von Flutungseignissen vermehrt. Karauschen sind phytophile Spezialisten, welche optimal an makrophytenreiche Kleingewässer angepasst sind, da sie in diesen meist flachen Stillgewässern temporäre Sauerstoffdefizite (im Mittel in den Auentümpeln 3,8 mg/L) sehr gut tolerieren können (Lelek 1987).

Die Habitate LM und FP haben sich über die Zeit in ihrer Fischartenzusammensetzung nicht wesentlich verändert. In den relativ flachen, makrophytenreichen und schnellströmenden Probestrecken des Fischpasses hatte die Barbe mit 28,8% die höchste Stetigkeit und hat damit am meisten zur Ähnlichkeit der Fischartengemeinschaft dort beigetragen. Außerdem waren im FP die rheophilen Fische wie Barbe, Gründling und Bachschmerle mit 45,9%, aufgrund der relativ hohen Strömung dort, wesentlich dominanter als in den übrigen Fließgewässern des Projektgebietes. Bei der Betrachtung der Artzusammensetzung des LM, gibt es von vielen Arten nur einige wenige Individuen (z.B. ein Bachneunauge) oder es sind gebietsfremde Arten wie z.B. der Aal (*Anguilla anguilla*, Linnaeus, 1758), welcher überwiegend durch Besatz und nicht durch bloße Einwanderung – der Aal kommt ursprünglich im Rheineinzugsgebiet vor – von der Donau in den LM gelangt sind (Leuner et al. 2013). Der LM ist wegen des hohen Grundwasseranteils im Sommer klar und kühler und im Winter wärmer (Pander et al. 2023b) als alle anderen Habitate im Projektgebiet. Durch diese Temperaturabweichung und der maximalen Temperatur von  $15,1 \pm 2,8$  °C im Sommer könnte der LM theoretisch als Rückzugsgebiet für kaltsthenotherme Fische dienen. Faktisch ist aber der Sauerstoffgehalt für diese Fischarten, die besonders sensitiv gegenüber geringe Sauerstoffkonzentrationen sind, dort zu niedrig ( $6,8 \pm 1,2$  mg/L).

#### **8.4.3 Längenhäufigkeitsanalyse bedeutender im Projektgebiet vorkommender Fischarten**

Abhängig von Generationszeit, Lebenszyklenstrategie und artspezifischer Größe konnten für die im Projektgebiet nachgewiesenen Fische unterschiedliche Verteilungen der Längenklassen ermittelt werden. Dabei konnten vier wesentliche Unterschiede zwischen den einzelnen Arten nachgewiesen werden:

- (i) Fischarten, welche schon vor der Inbetriebnahme des Ottheinrichbachs ein vollständiges Spektrum ihrer artspezifischen Längenklassen aufwiesen,
- (ii) Arten, die dies kurz nach der Öffnung des OHB erreichten,
- (iii) Arten, die erst im zweiten Monitoring (nach 12 Jahren) ihre artspezifische Längenverteilung erreichten,
- (iv) Arten, welche im Projektgebiet nach wie vor, trotz relativ hoher Stückzahlen, nur in einzelnen Längenklassen nachgewiesen werden.

Bei Fischen des Typs (i) handelt es sich überwiegend um Arten mit generalistischer Lebensweise und einer sehr kurzen Generationszeit. Dies sind im Wesentlichen Arten wie z.B. Rotauge, Laube und Stichling (Froese & Pauly 2023; Kottelat & Freyhof 2007), für welche die Habitatbedingungen im Projektgebiet vor der Revitalisierung schon ausreichend gut waren. Bei den Fischen des Typs (ii) handelt es sich zum Teil um rheophile Kleinfische, wie Bachschmerle oder Hasel. Diese Arten haben kurzfristig von der Zunahme an FG-Lebensräumen im Projektgebiet profitiert, konnten ihre Teilpopulationen vernetzen und kurzfristig gesteigerte Bestände ausbilden. Bei Fischen des Typs (iii) handelt es sich um Fische mit längerer Generationszeit, welche auf Fließgewässerhabitate angewiesen sind. Im Projektgebiet trifft dies auf die Barbe zu, welche anfangs schon vereinzelt in kleinen Größen im Projektgebiet vorkam. Die

Barbe konnte die Lücken in der Größenverteilung nach Inbetriebnahme des OHB durch ein sukzessives Aufwachsen und Zuwandern einzelner großer Fische aus der Donau schließen. Barben werden in der Literatur mit einer Generationszeit von 4-15 Jahren klassifiziert (Froese & Pauly 2023; Kottelat & Freyhof 2007), was sich im Ergebnis im Projektgebiet widerspiegelt. Nach nunmehr 12 Jahren Betriebszeit des OHB beherbergt dieser alle für diese Art typischen Größenklassen bis hin zu Individuen > 70 cm in relativ großen Stückzahlen. Neben diesen drei Typen gibt es noch Fischarten, welche trotz des großen Gewinns von Fließgewässerlebensräumen des OHB nach 12 Jahren noch keine vollständige Längenklassenverteilung aufweisen und es auch derzeit nicht absehbar ist, dass diese Arten eine solche erreichen werden. Ein prominenter Vertreter dieses Typs ist die Nase. Obwohl sie ähnliche Teillebensräume für die Reproduktion oder im Erwachsenenstadium wie die Barbe bevorzugt, gibt es im Lebenszyklus erhebliche Unterschiede. Während die Barbe im Juvenilstadium relativ stark überströmte, grobkiesige Bereiche nutzen kann (Ebel 2002), bevorzugt die Nase eher flache, sandige, besonnte Bereiche mit geringer Strömung (Pander et al. 2017; BUWAL 2000). Diese finden sich bei Abflüssen des OHB zwischen 1,5 und 5 m<sup>3</sup>/s, vor allem im Bereich der ersten Rückleitung. Allerdings können bei ökologischen Flutungen dort aufgrund der Gerinnemorphologie extreme hydraulische Bedingungen entstehen, denen die juvenilen Nasen offensichtlich nicht standhalten können und vermutlich in die Donau ausgetragen werden (Knott 2012). Eine Rückwanderung dieser Fische ist bis jetzt noch nicht erfolgt, obwohl auch die unterhalb liegende Staustufe Ingolstadt seit 2015 bereits fischdurchgängig gestaltet ist. Weiterhin könnte natürlich auch eine sehr lange Generationszeit der Nasen für die Lücken in der Populationsstruktur verantwortlich sein (Pander et al. 2018). Eventuell benötigen sie noch mehr Zeit, um auch in den Zwischengrößen aus der Donau wieder einzuwandern, weshalb ein erneutes Monitoring in circa fünf Jahren von besonderer Wichtigkeit wäre, um solche Effekte erfassen zu können. Andere Arten dieses Typs wie z.B. Bachforelle oder Äsche sind generell nur noch selten anzutreffen, da dem Aufbau einer vollständigen Population eher das Temperaturregime des Ottheinrichbachs als gewässermorphologische Defizite im Projektgebiet entgegenstehen.

#### **8.4.4 Auswirkungen der Grundwasserabsenkung auf die Fischartengemeinschaft**

Zur Dynamisierung der Aue sind nicht nur Überschwemmungen mit hohen Wasserständen (erzeugt durch natürliche Hochwasser oder ökologische Flutungen), sondern auch Niedrigwassersituationen als Bestandteil einer natürlichen Grundwasserdynamik unabdingbar (Kapitel 10). Phasen mit Niedrigwasserständen werden im Dynamisierungsprojekt durch gezielte Entwässerungen der sogenannten Grundwasserabsenkung durchgeführt (bei Donauabfluss unter 150 m<sup>3</sup>/s). Der warme und trockene Sommer im Jahr 2022 mit dauerhaft niedrigem Abfluss in der Donau unter 150 m<sup>3</sup>/s bot ideale Bedingungen für eine längere Grundwasserabsenkung und damit zur Untersuchung von den dadurch beeinflussten aquatischen Lebensräumen. Erwartungsgemäß hat sich die Fischartengemeinschaft in den betroffenen Donaualtarmen nicht wesentlich geändert. In den bis zu 2,4 m tiefen Altarmen war der Wasserstand mit teilweise über 2 m Wassertiefe immer noch ausreichend, um Fischen genug Lebensraum zu bieten. Die durch den Wasserstand bedingt verminderte Wasserfläche der Altarme war dabei ebenfalls vernachlässigbar. Anders stellt sich die Situation in den betroffenen FG-Lebensräumen dar. In diesen war der Wasserstand zum Teil erheblich reduziert und es flossen nur noch ca. 30-100 l/s ab. Dadurch war es für größere Individuen von Fischen nicht mehr möglich diese Lebensräume zu nutzen. Insbesondere waren dadurch die strömungsliebenden Arten betroffen, wie am Beispiel der Barbe sehr gut dokumentiert werden konnte. Ob diese Verarmung der Fischartengemeinschaft dauerhaft ist oder ob sich nach dem Ende der Grundwasserabsenkung die

alte Fischartenzusammensetzung wiedereinstellt, konnte im Projektverlauf noch nicht geklärt werden und müsste zu einem späteren Zeitpunkt untersucht werden.

#### 8.4.5 Invasive Arten

Als einzige neue Art ist 2022 die Schwarzmundgrundel zur Fischartengemeinschaft hinzugekommen. Sie ist bereits im Jahr 2004 zum ersten Mal in der bayerischen Donau bei Passau und Straubing nachgewiesen worden (Paintner & Seifert 2006). Obwohl die Schwarzmundgrundeln eigentlich aus der Schwarzmeerregion stammen, konnten sie sich durch den Schiffsverkehr auf der Donau, einer der Hauptwasserstraßen in Deutschland (Holm et. al. 2014), bis nach Kelheim verbreiten und etablieren (Brandner 2014). Die Grenze ihres Verbreitungsgebietes wird 2018 bei Vohburg an der Donau angegeben und hatte sich zu der Zeit in 4 Jahren um 30 km von Kelheim nach Vohburg verlagert (Brandner et. al. 2018). Zum Zeitpunkt der Nachfolgeuntersuchung in MONDAU II hatten sich die Schwarzmundgrundeln bis nach Neuburg an der Donau circa 25 km von Vohburg entfernt angesiedelt. Die Verbreitungswege sind hier nicht geklärt, da keine gewerbliche Schifffahrt in diesem Abschnitt der Donau stattfindet. Vermutlich hat sie sich durch Exploration, Verschleppung mit Sportbooten oder als Köderfisch durch Angelfischer verbreitet. In MONDAU II ist sie nicht im ganzen Projektgebiet gefangen worden, sondern konzentrierte sich hauptsächlich in den Fließgewässerstrecken des Ottheinrichbachs, dem Fischpass und der Donau selbst. Passend zu ihrer speleophilen Lebensweise (Roche et. al. 2021) bevorzugt sie steinigen Untergrund, was vor allem in der Donau durch die Blocksteinschüttungen als Uferbefestigung oder den übrigen Gewässern durch deren Auskleidung mit Schroppen gegeben ist (Sindilariu et. al. 2006). Überhaupt kein Nachweis erfolgte im Längenmühlbach, da dieser wahrscheinlich zu kalt für die Schwarzmundgrundel ist. Es ist zu vermuten, dass sie ihre Population im übrigen Gebiet innerhalb der nächsten Jahre vergrößern wird, vor allem in den fließgewässerähnlichen, schmalen Donaualtwässern. Da die Schwarzmundgrundel als invasive Art gilt und sehr schnell in der Lage ist neue Gewässer zu besiedeln, stellt sie auch eine gewisse Bedrohung der einheimischen Arten dar. Anhand von Magenanalysen konnte jedoch zumindest für die Grundel in der oberen Donau festgestellt werden, dass sie sich zu einem großen Anteil von ebenfalls invasivem Makrozoobenthos (*Dikerogammarus villosus*, Brandner et. al. 2013) und weniger als Laichräuber von artfremden Fischlaich ernährt (Kollin 2011). Negative Auswirkungen auf die Fischzönose im Projektgebiet konnten noch nicht gezeigt werden, es ist aber nicht auszuschließen, dass es längerfristig zu solchen kommen kann. Andere Neozoen wie z.B. der Stichling gelten mittlerweile in der Donau als eingebürgert oder spielen, wie z.B. der Giebel und der Blaubandbärbling, im Projektgebiet nur eine untergeordnete Rolle.

#### 8.4.6 Hinweise für die Renaturierung

Zusammenfassend lässt sich aus den Untersuchungen im Teilprojekt „Aquatische Biodiversität“ ableiten, dass sekundäre Auengewässer wie der dynamisch gesteuerte Ottheinrichbach in Verbindung mit einer verbesserten Konnektivität zu lotischen Lebensräumen der Aue hervorragend zur Diversität der Fische im Projektgebiet beitragen. Aufgrund der Ergebnisse des Monitorings lassen sich weiterhin Maßnahmen bezüglich der Konnektivität zwischen OHB, Donau und den weiteren aquatischen Lebensräumen, der Gerinnemorphologie, sowie zur Steuerung von ökologischen Flutungen und der Grundwasserabsenkung ableiten. Bezüglich der Konnektivität der aquatischen Lebensräume und ihrer morphodynamischen Entwicklung wäre es sinnvoll, bei Auen-Redynamisierungsprojekten den Feststoffeintrag aus dem Hauptstrom

zu intensivieren. Dies betrifft vornehmlich Geschiebe aller im Hauptstrom vorkommenden natürlichen Korngrößen und eine natürliche Totholzfracht. Weiterhin wäre es wichtig, in einem übergeordneten Konzept die longitudinale und laterale Durchgängigkeit des Systems für aquatische Organismen zu verbessern und weitere Lieferbiotope zu erschließen. Dies betrifft nicht nur die longitudinale Durchgängigkeit des Hauptstroms, sondern insbesondere die Quervernetzung zu weiteren aquatischen Lebensräumen in der Aue wie bedeutende Altarmkomplexe oder Nebenflüsse.

Bei der Redynamisierung sollte neben einer an die Lebensstadien der Fischarten angepassten Gerinnemorphologie auch die Gewässermorphologie der Donau überprüft werden und diese, wenn möglich renaturiert werden. Gerade unterhalb der Staustufe Bergheim wäre ein Rückbau der harten Ufersicherung (Blocksteine) wünschenswert. Dies hätte eventuell den aus dem Ottheinrichbach ausgedrifteten Larven oder Jungfischen den benötigten Refugialraum bieten können. Im OHB selbst ist vor allem im Bereich der ersten Rückleitung Potential für morphologische Verbesserungen. Aufgrund der Höhenverhältnisse im Projektgebiet liegt der OHB hier sehr tief im Gelände, mit sehr hohen und steilen Ufern. Die erodierende Kraft der ökologischen Flutungen hat bisher nur bedingt ausgereicht, flach auslaufende Kiesbänke entstehen zu lassen, welche für verschiedene Fischlarven und juvenile Fische notwendig sind. Eventuell muss hier baulich nachgesteuert und durch intensiven Vorlandabtrag flachere Uferbereiche geschaffen werden, welche auch als terrestrischer Lebensraum im Projektgebiet sehr wichtig und wertvoll wären. In MONDAU I hat sich bereits herausgestellt, dass die derzeitige Häufigkeit und Stärke der ökologischen Flutungen keine nachhaltigen Verbesserungen der Lebensräume und der Fischartengemeinschaft herbeiführen konnten (Pander et al. 2019). Hier gilt es durch ein adaptives Steuerungskonzept mit Beachtung der bestehenden Gerinnemorphologie herauszufinden, wie viel Abfluss bei ökologischen Flutungen notwendig ist, um das gewünschte Ergebnis von Lebensraumdynamik und Verbesserungen für die Fischartengemeinschaft zu erreichen. Vor allem kiesgeprägte Schlüsselhabitate für strömungsliebende Fischarten bedürfen einer höheren Störintensität durch ökologische Flutungen, um dauerhaft funktionale Interstitialräume zu gewährleisten. Da das gesteuerte Absenken von Grundwasserständen durchaus auch negative Folgen (zumindest kurzfristige) für die aquatischen Lebensräume und die darin lebenden Organismen haben kann, ist darauf zu achten, den Abfluss langsam zu drosseln und eine angemessene Restwassermenge im Gewässerverlauf zu belassen. Weiterhin wäre ein nachfolgendes Monitoring wichtig, um die Populationsentwicklung weiterer Fischarten, wie z.B. der neu eingewanderten, als invasiv geltenden Schwarzmundgrundeln zu erfassen und eventuelle negative Auswirkungen auf die Populationsstruktur einheimischer Fischarten zu beschreiben.

## 9 Integrierende Bewertung der langfristigen Entwicklung der Biodiversität zwölf Jahre nach der Renaturierung

Barbara Stammel und Joachim Pander

### 9.1 Einleitung

Verschiedene Tier- und Pflanzengruppen reagieren unterschiedlich auf Maßnahmen und Ereignisse in Auen (Januschke et al. 2017, Jähnig et al. 2009). Auch die hier untersuchten Pflanzen- und Tiergruppen (Fische, Mollusken, Arthropoden) wurden unterschiedlich durch die durchgeführten Dynamisierungsmaßnahmen beeinflusst (Cyffka et al. 2016, Pander et al. 2018). Derzeit steht noch kein einheitlicher Erfassungs- und Bewertungsstandard für verschiedene Artengruppen in Auen zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsvorhaben zur Verfügung. Einzelne Studien zeigen jedoch, dass eine gemeinsame Betrachtung verschiedener Artengruppen mit guten Indikatoreigenschaften von großer Bedeutung ist (Januschke et al. 2023, Januschke et al. 2018, Pander et al. 2018, Scholz et al. 2009). Neben fehlenden gesetzlichen Vorgaben für ein einheitliches Verfahren einer biozönotischen Bewertung von komplexen Auenlebensräumen stellt vor allem auch die auentypische Dynamik in Raum und Zeit eine große Herausforderung dar. Die oftmals nur kurzfristig, wenige Jahre nach der Umsetzung von Maßnahmen erfassten Daten sind teilweise durch Effekte der Baumaßnahmen stark beeinflusst (Bauer et al. 2018b, Gruppe et al. 2016). Die bei der Renaturierung prognostizierten positiven Wirkungen treten unter Umständen erst mit einer zeitlichen Verzögerung ein. Die Wichtigkeit einer langfristigen Erfassung der Renaturierungseffekte wird auch in der Untersuchung von Steenken et al. (2021) deutlich. In dieser konnten die Autoren zeigen, dass anfangs vielversprechende Renaturierungen auenspezifischer Lebensgemeinschaften diese meist nur zeitlich oder räumlich begrenzt fördern konnten. Aus diesem Grund ist die hier dargestellte Wiederholungsaufnahme zwölf Jahre nach Fertigstellung der Renaturierungsarbeiten, die für sieben Artengruppen gleichzeitig durchgeführt wurde, von großer Bedeutung. Sie ermöglicht es in einer Zeitreihe, die initiale Änderung unmittelbar nach der Renaturierung, in den zwei Folgejahren und längerfristig zu vergleichen und daraus Managementempfehlungen für das Projektgebiet abzuleiten. Weiterhin kann diese Untersuchung auch als Modellstudie verwendet werden, um beispielhaft die gewonnenen Erkenntnisse auf nachfolgende Auenrenaturierungen zu übertragen. Dies ist umso bemerkenswerter, da es bisher nur wenige Langzeituntersuchungen in Auen gibt (Januschke et al. 2017).

Das Monitoringprojekt MONDAU II zielte insbesondere darauf ab, verschiedene Ökosystemkomponenten von Primärproduzenten (terrestrische und aquatische Vegetation) über Primärkonsumenten (Mollusken, Arthropoden) bis hin zu Konsumenten höherer trophischer Stufen (Arthropoden, Fische) gemeinsam mit den bestimmenden hydrologischen Bedingungen und wichtigen physikochemischen Lebensraumvariablen zu erfassen. In den Kapiteln 5 bis 8 wurden die einzelnen Indikatorgruppen jeweils in räumlicher und zeitlicher Auflösung getrennt voneinander betrachtet. Das Untersuchungsdesign orientierte sich dabei auf die für diese Artengruppe spezifischen Einflussfaktoren und typischen Lebensraumgrößen. Dabei wurden Unterschiede in der zeitlichen Reaktion direkt nach der Renaturierung und zwölf Jahre nach Maßnahmenumsetzung beobachtet. In diesem Kapitel werden nun die erhobenen Daten in einem ökosystembasierten Ansatz betrachtet und mittels multivariater Methoden hinsichtlich der verschiedenen Zeitschnitte und zweier räumlicher Bereiche integrativ analysiert und ganzheitlich bewertet.

## 9.2 Methode

Für die ökosystemare Gesamtbewertung wurde das Projektgebiet zunächst in zwei Bereiche unterschiedlicher Ausgangsbedingungen eingeteilt. Bereich 1 umfasst das westliche Untersuchungsgebiet beginnend mit dem Ausleitungsbauwerk für ökologische Flutungen. Dieser Bereich, in dem sich der neu gebaute Abschnitt des OHB befindet, war vor der Renaturierung größtenteils terrestrisch geprägt, nur der Längenmühlbach (Hinterlandentwässerung, Pander et al. 2023) und einige wenige Auentümpel führten vor 2009 dort Wasser. Die Neuanlage des Ottheinrichbachs mit teils baulichen Eingriffen initiierte deutliche Veränderungen des Wasserhaushalts/Grundwasserpegels und führte zu einer ausgeprägten Morphodynamik im Bachbett, insbesondere bei ökologischen Flutungen. Der angrenzende Bereich 2 erstreckt sich bis zur „1. Rückleitung“ (siehe Abb. 6 in Kapitel 3). Dieser Bereich war vor Eröffnung des Ottheinrichbachs hydrologisch maßgeblich durch den Zeller Kanal und durch von der Donau abgekoppelte Altarmlebensräume geprägt. Aufgrund des temporären Trockenfallens des Zeller Kanals und der ausgedehnten Altarmstrukturen, welche sich bereits in unterschiedlichen Stadien der Sukzession befanden (teilweise schon im Terminalstadium als Übergang zu terrestrischen Lebensräumen), hatte dieser Bereich vor der Renaturierung den Charakter eines (temporären) Stillgewässers. Der umgebende Auwald war in beiden Bereichen strukturell und auch faunistisch ähnlich ausgeprägt, jedoch aufgrund der fehlenden Überschwemmungshäufigkeit insgesamt mit einer bereits deutlich erkennbaren Entwicklung der Auwaldvegetation hin zu trockeneren Lebensraumtypen. Der Grundwasserstand der Aue im Bereich 1 war aufgrund der Eintiefung der Donau direkt nach der Staustufe und der in westlichen Bereich bestehenden Hinterlandentwässerung (Längenmühlbach) niedriger als in Bereich 2.

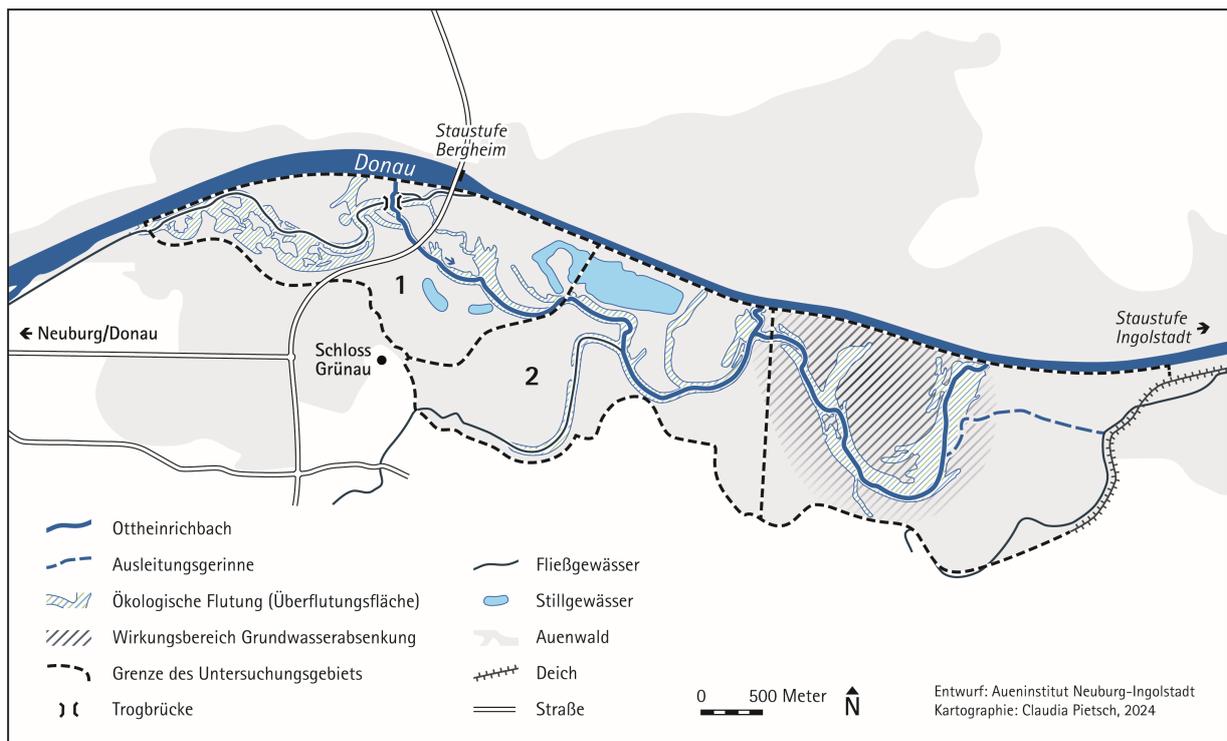


Abb. 72: Einteilung des Untersuchungsgebiets in die zwei Bereiche, die in der integrierenden Bewertung verglichen wurden (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Um die mittelfristige Entwicklung im Projektgebiet für alle untersuchten Artengruppen in einer übergreifenden Auswertung aufzuzeigen, wurden folgende Zeitpunkte ausgewählt: vor der Renaturierung (Aufnahmen von 2007-2009), kurz nach der Renaturierung „MONDAU I“ (2011-2013), längerfristig nach der Renaturierung „MONDAU II“ (2022, die Daten der aktuellen Untersuchung). Da für MONDAU II nur Untersuchungen aus einem Jahr zur Verfügung standen, wurden die Daten für MONDAU I entsprechend so ausgewählt, dass für jeden Zeitpunkt eine repräsentative Aufnahme ausgewählt wurde, um eine Vergleichbarkeit sicherzustellen. Aufgrund der zwei Bereiche und der drei Zeiträume standen also insgesamt sechs verschiedene Datensätze für den Vergleich zur Verfügung.

### 9.2.1 Aufbereitung und Zusammenführung der einzelnen Datensätze

Um die einzelnen Artengruppen (Wasser- und Ufervegetation, Waldvegetation, Käfer, Wanzen, Zikaden, Mollusken und Fische) aus den Kapiteln 5 bis 8 und die abiotischen Parameter mit gleicher Gewichtung in einer gemeinsamen Auswertung zu betrachten, ist eine Normalisierung der Daten erforderlich (Mueller et al. 2014). Alle Daten wurden zunächst für die zwei Bereiche (1, 2) (Abb. 72) und die drei Zeitpunkte (vor der Renaturierung, kurz und lang nach der Renaturierung) arithmetisch gemittelt und entsprechend der in Mueller et al. (2014) beschriebenen Methode normalisiert. Dazu wurden die Daten jeder Organismengruppe zuerst in einer einzelnen Tabelle zusammengestellt. Die Abundanzwerte wurden anschließend durch die Gesamtsumme aller Werte geteilt und mit 1000 multipliziert. Auf diese Weise geht jede Organismengruppe trotz unterschiedlicher Erhebungsmethoden und verschiedener Arten- und Individuenzahlen mit gleichem numerischem Gewicht in die Gesamtauswertung ein. Innerhalb einer Organismengruppe bleiben die numerischen Verhältnisse zwischen den Bereichen und Zeitpunkten erhalten. Die normalisierten Tabellen der Artengruppen wurden schließlich für die multivariate Analyse in einer Tabelle zusammengefasst. Die abiotischen Daten (mittlerer, Höchst- und Niedrigstand des Grundwasserflurabstands und der Pegelwerte im Ottheinrichbach, die Amplitude und die Standardabweichung dieser Werte) wurden ebenfalls für die zwei Bereiche und die drei Zeitschnitte zusammengefasst, um als erklärende Variable in der multivariaten Analyse zu dienen.

### 9.2.2 Datenanalyse

Zunächst erfolgte ein Vergleich der Veränderung von Artenzahlen, Arten der Rote Liste Bayern und auentypischer Arten (für die Pflanzen, Mollusken und Käfer) in den zwei Bereichen über die drei Zeitpunkte. Zusätzlich wurde für die zusammengefassten und normalisierten biotischen Daten eine nicht-metrische mehrdimensionale Skalierung (NMDS, Distanzmaß: Bray-Curtis-Koeffizient, Bray & Curtis 1957) durchgeführt, bei der die sechs Artenlisten (zwei Bereiche, drei Zeitpunkte) jeweils durch einen Punkt in einem zweidimensionalen Koordinatensystem dargestellt werden. Die Ähnlichkeiten der Artenlisten werden dabei durch den Abstand zwischen den Punkten dargestellt. Im Nachgang werden die abiotischen Daten mit den Art-aufnahmen in Beziehung gesetzt, in dem die Korrelation der abiotischen Daten mit den NMDS-Achsen (Spearman-Rangkorrelation) berechnet und dargestellt wird. Alle multivariaten Berechnungen wurden in dem Softwareprogramm PRIMERV7 (Plymouth, Plymouth Marine Laboratory) durchgeführt (Clarke et al. 2014).

## 9.3 Ergebnisse und Interpretation

### 9.3.1 Gesamtartenzahlen und Rote Liste-Arten

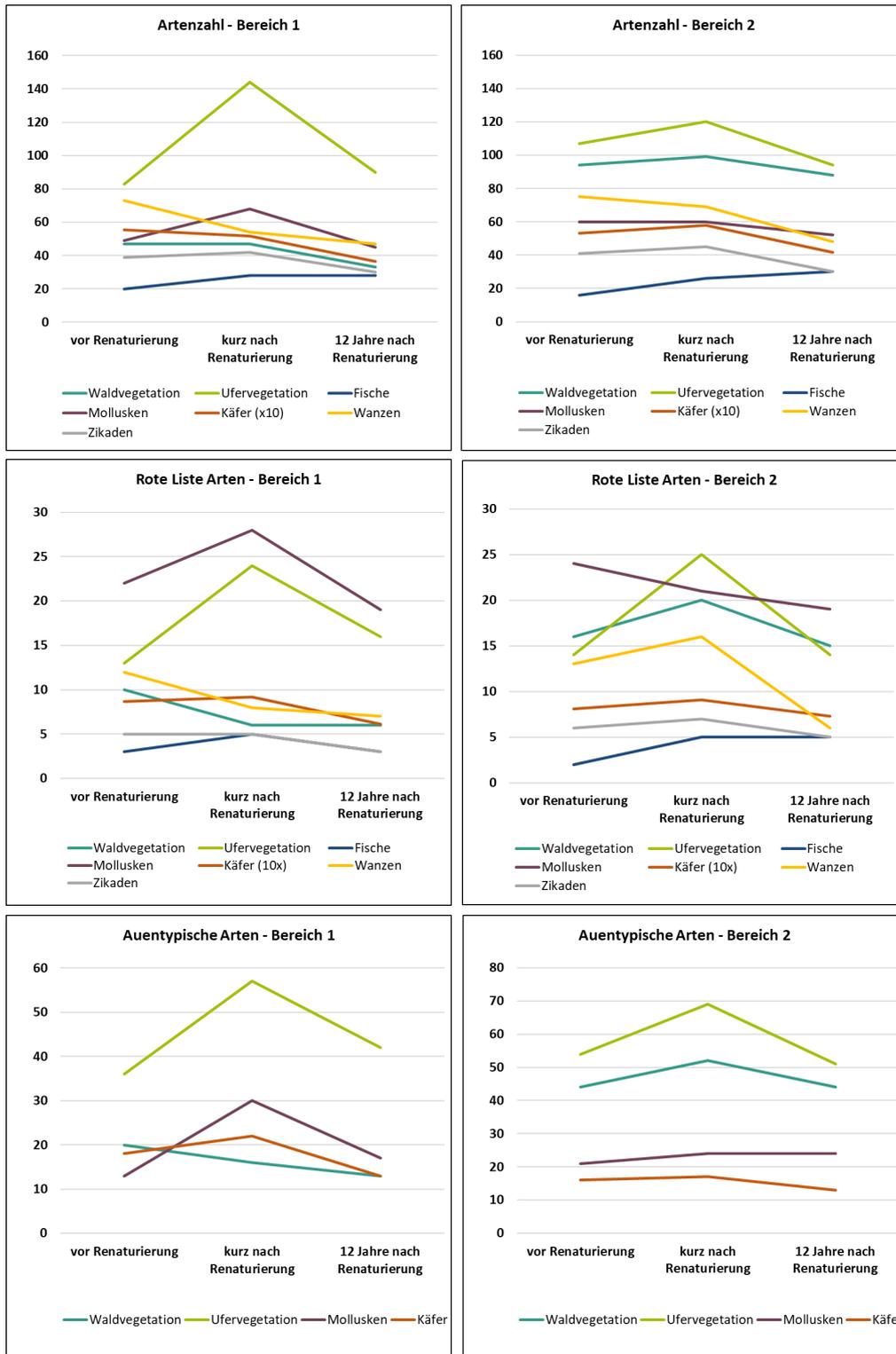


Abb. 73: Kurz- und mittelfristige Veränderung der Artenzahl, der Anzahl der Rote Liste-Arten und der auentypischen Arten für die einzelnen Artengruppen seit der Renaturierung für die zwei Abschnitte Bereich 1 und 2 getrennt. Die Anzahl der Käfer ist dabei bei der Gesamtartenzahl und der Rote Liste-Arten um den Faktor 10 reduziert (Quelle: Aueninstitut Neuburg-Ingolstadt).

Sowohl die zwei Bereiche als auch die untersuchten Artengruppen reagieren unterschiedlich auf die Dynamisierungsmaßnahmen (Abb. 73). Für die Wanzen (siehe Kapitel 7) ist eine Abnahme der Artenzahl seit der Renaturierung zu beobachten, die im Bereich 1 insbesondere kurzfristig zu beobachten war, während sie in Bereich 2 erst mittelfristig höher wurde. Abweichend von diesem Trend stieg die Anzahl der Rote Liste-Arten im Bereich 2 kurz nach der Renaturierung. Für die Waldvegetation (Kapitel 5.2), Zikaden und Käfer (Kapitel 7) zeigte sich dagegen erst bei der mittelfristigen Entwicklung ein Trend der Artenabnahme, während die kurzfristige Entwicklung entweder keine Veränderung (Bereich 1) oder sogar einen sehr leichten Anstieg zeigte (Bereich 2). Die Wasser- und Ufervegetation (Kapitel 5.1) und die Mollusken (Kapitel 8) dagegen reagierten zunächst sehr positiv auf die Dynamisierung (Ausnahme: Mollusken in Bereich 2 stagnierten), was aber nach zwölf Jahren so nicht mehr festgestellt werden konnte. Diese beiden Artengruppen zeigten auch eine sehr ähnliche Entwicklung sowohl für die Rote Liste- als auch für die auentypischen Arten. Lediglich im Bereich 2 nahmen die Rote Listen-Arten entgegen diesem Trend seit Beginn der Renaturierung kontinuierlich ab, während dort die auentypischen Arten mehr oder weniger gleichblieben. Für die Fische (Kapitel 6) dagegen konnten die schnelle Zunahme der Gesamtartenzahl und auch der Rote Liste-Arten, die sofort nach der Renaturierung eintrat, auch nach zwölf Jahren noch beobachtet werden, lediglich im Bereich 1 nahm die Anzahl der Rote Liste-Arten wieder etwas ab.

### **9.3.2 Entwicklung der Artgruppen in den Bereichen 1 und 2 vor, kurz nach und zwölf Jahre nach der Renaturierung**

Die NMDS der normalisierten Daten aller Artgruppen zeigte einen klaren zeitlichen Trend entlang der ersten Achse vom Zustand vor der Renaturierung über die kurzfristige Entwicklung hin zur Situation zwölf Jahre nach der Renaturierung (Abb. 74). Dabei ist der Abstand zwischen den Aufnahmezeitpunkten sehr ähnlich; die Veränderungen direkt nach der Renaturierung und auch die mittelfristige Entwicklung sind demnach ähnlich bedeutend. Dieser Trend kann dabei mit den ansteigenden Pegelständen sowohl für Grundwasser als auch für den Ottheinrichbach und auch mit der steigenden Amplitude der Pegelstände im Ottheinrichbach in Verbindung gebracht werden. Gleichzeitig korreliert diese erste Achse sehr stark positiv mit der Artenzahl und Abundanz der Fische sowie mit der Abundanz der Mollusken und Käfer. Negativ korreliert sie dagegen mit der Artenzahl und Abundanzen der Zikaden und Wanzen sowie mit der Artenzahl der Käfer. Die zweite Achse dagegen, die vor allem die zwei Bereiche im Ausgangszustand vor der Renaturierung voneinander trennt, korreliert positiv mit der höheren Artenzahl beider Pflanzengruppen und der Mollusken und negativ mit dem mittleren und minimalen Grundwasserstand. Nach der Renaturierung dagegen unterschieden sich die Artenzusammensetzung eines Zeitabschnitts für die beiden Bereiche nur noch sehr geringfügig und nach zwölf Jahren nicht mehr.

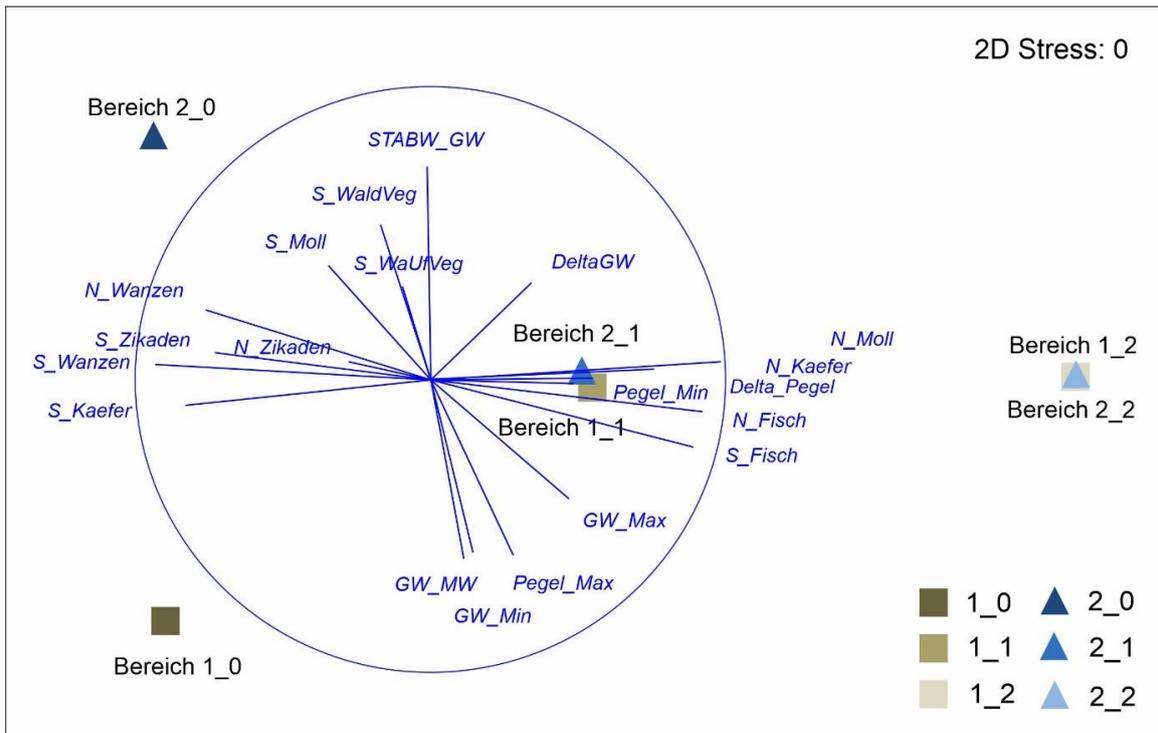


Abb. 74: Nicht-metrische mehrdimensionale Skalierung (NMDS) aller erhobenen biotischen Daten (Wasser- und Ufervegetation (WaUfVeg), Waldvegetation (WaldVeg), Mollusken (Moll), Käfer, Zikaden, Wanzen, Fische (Fische)) in den verschiedenen Zeiträumen: 0 = Ausgangszustand, 1 = kurz nach Renaturierung, 2 = 12 Jahre nach Renaturierung. Die Farben zeigen die zwei Bereiche: 1 = braun, 2 = blau. Abiotische Faktoren (Grundwasser (GW), Wasserstand OHB (Pegel)) und Artenzahl (S) und summierte Abundanz (N) der einzelnen Artengruppen sind in blauer Schrift und in blauen Richtungsvektoren dargestellt, die Länge der Striche entspricht der Stärke der Korrelation (Radius blauer Kreis = 100%). Max = Maximum, Min = Minimum, Max-Min = Amplitude, MW = Mittelwert, STABW = Standardabweichung, DELTA = Amplitude (Quelle: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, TUM).

#### 9.4 Schlussfolgerung aus der integrierenden Bewertung

Der anfängliche Trend der steigenden Entwicklung der Artenzahlen in den ersten vier Jahren nach der Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen (Cyffka et al. 2016) führte sich nur für die Fische einheitlich für die zwei untersuchten Bereiche fort. Für diese Artgruppe scheinen die Habitateigenschaften des Fließgewässers eher durch die Konnektivität zu geeigneten Lieferbiotopen außerhalb des Projektgebietes (Donau) entscheidend zu sein, als von den lokalen Bedingungen bestimmt zu sein. Insbesondere für Mollusken und die Wasser- und Ufervegetation nahmen dagegen die Artenzahlen nach der anfänglichen Zunahme wieder deutlich ab. Dies kann vor allem durch den Übergang vom Ausgangszustand hin zu einem neuen Zustand und damit einem Nebeneinander verschiedener Habitattypen erklärt werden (Gruppe et al. 2016, Lang et al. 2016). Für Käfer, Wanzen und Zikaden sowie die Waldvegetation konnte dagegen ein mehr oder weniger deutlicher Rückgang der Artenzahlen und auch der Zielarten (Rote Liste, auentypische Indikatoren) beobachtet werden. Offensichtlich scheinen die Dynamisierungsmaßnahmen im neu geschaffenen Ottheinrichbach selbst langfristig zu wirken, so dass sich durch die erzielte Dynamik die standorttypischen Biozönosen etablieren und halten konnten. Für die aquatischen Pflanzen ist dabei zu erkennen, dass zusätzlich zu den ökologischen Flutungen auch immer wieder stärkere Hochwasser wie 2013 notwendig sind, um die Vielfalt an Standorten dauerhaft zu erhalten (Stammel et al. 2021). Weniger starken Einfluss

scheinen dagegen die durchgeführten Maßnahmen im Auwald, also der eher terrestrisch geprägten Aue, zu haben. Während die Arthropoden nach starken Einbrüchen durch die Baumaßnahmen sich deutlich erholten und wieder das Niveau des Ausgangszustands erreichten, zeigten die Waldvegetation und die Mollusken langfristig einen abnehmenden Trend in der Artenzahl. Gleichzeitig ist aber eine Zunahme der Produktivität/Individuenzahlen (Mollusken, Arthropoden, Fische) festzustellen, die auf die veränderten hydrologischen Bedingungen zurückgeführt werden kann. Dies hat zudem Auswirkungen auf die höheren trophischen Ebenen, die in MONDAU I, aber nicht in dieser Untersuchung betrachtet wurden (z.B. Vögel; Gruppe et al. 2016, Utschik et al. 2013).

Durch die integrative Auswertung dieser einzelnen Artgruppen kann die Reaktion der Auenzönose auf die andauernden Dynamisierungsmaßnahmen auf ökosystemarer Ebene sehr gut beschrieben werden. Es konnte gezeigt werden, dass die Bedeutung der Ausgangsbedingungen zwischen den Bereichen 1 und 2 (Abb 72.) mit der Zeit stark zurückging und 2022 eine noch geringere Rolle als 2013 für die Zusammensetzung der Artgemeinschaften spielt. Deutlich wurde dagegen, dass auch zwölf Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen weiterhin eine Veränderung der Auenbiozönose zu beobachten ist. Obwohl die Effekte für die einzelnen Artengruppen sehr unterschiedlich sind (sowohl deutliche Zu- als auch Abnahme der Artenzahlen), konnte bei der gemeinsamen Auswertung die Gesamteffektstärke durch die Abstände zwischen den Plots in Abb. 74 für die untersuchten Bereiche quantifiziert werden. Die beobachteten Veränderungen können mit der erfassten Änderung des Wasserstandes und mit dessen größerer Dynamik in Beziehung gebracht werden und so die Wirkung der Dynamisierungsmaßnahmen (v.a. des Ottheinrichbachs) bestätigen. Weitere Faktoren wie die klimatischen Bedingungen, insbesondere der extrem warmen und trockenen Jahre 2018-2021 (Müller et al. 2023) können mit den Untersuchungen nur bedingt für einzelne Artengruppen nachgewiesen werden und ist in den einzelnen Kapiteln dort entsprechend diskutiert.

Unklar bleibt, ob dieser Entwicklungspfad der Auenbiozönose nach zwölf Jahren nun an einem gewissen Gleichgewichtszustand angekommen ist oder ob sich der bisherige Trend weiter fortsetzen wird. Um Auenökosysteme in ihrer räumlichen und zeitlichen Veränderung besser zu verstehen und damit auch im Rahmen von Renaturierungen besser managen zu können, sind mehr und auch längere Studien notwendig. Dabei sollten stets verschiedene Artengruppen als Indikatoren parallel untersucht werden. Vergleichbare Kontrollflächen ohne Maßnahmen ermöglichen dabei auch allgemeine Entwicklungen oder klimatische Einflüsse zu identifizieren, was im Fall von MONDAU aufgrund fehlender vergleichbarer Flächen nicht möglich war.

## 10 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Barbara Stammel, Joachim Pander, Andrea Rumm, Klaus Mandery, Melanie Assel und Bernd Cyffka

### 10.1 Vorbemerkung

Die Wiederholung des Monitorings zur Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt, zwölf Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen, sollte die mittelfristigen Veränderungen der Biozönose von den kurzfristigen Effekten direkt nach der Umsetzung trennen. Die kurzfristige Entwicklung durch die verbesserte laterale und longitudinale Vernetzung des Gewässersystems war sehr positiv bezüglich der Vegetationsentwicklung, der Gesamtdiversität der Arten und der ökologischen Integrität der Arten. Diese Ergebnisse wurden im Nachfolgeprojekt auf ihre weitere und dauerhafte Entwicklung nach einem längeren Zeitraum überprüft. Aufgrund einer erneuten Förderung durch das BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) bot sich die seltene Gelegenheit, vier Artengruppen (Pflanzen, Fische, Mollusken, Arthropoden) zeitlich gemeinsam und mit den gleichen Erfassungsmethoden zu erfassen und zu analysieren. Der Untersuchungszeitraum dieser Nachfolgeuntersuchung war auf ein Jahr festgelegt, was beispielsweise für die Ergebnisinterpretation der hier untersuchten Arthropoden (Käfer, Wanzen und Zikaden) berücksichtigt werden muss, da es bei diesen Artengruppen natürlicherweise zu starken Schwankungen in der Diversität zwischen Untersuchungsjahren kommen kann. Nach der ausführlichen Präsentation der Ergebnisse für die abiotischen Bedingungen (Kapitel 4) und der einzelnen Artengruppen (Kapitel 5-8), aber auch einer integrierenden Auswertung (Kapitel 9) werden in diesem Kapitel evidenzbasierte Empfehlungen sowohl für ein wissenschaftlich fundiertes Monitoring als auch für die Planung und das Management vergleichbarer Dynamisierungsprojekte gegeben.

### 10.2 Empfehlungen für ein effizientes Monitoringsystem

Die räumliche und zeitliche Dynamik in Auen, die im Rahmen von Renaturierungsprojekten angestrebt wird, ist für die Planung und Durchführung eines biologischen Monitorings und die Interpretation der Ergebnisse sehr herausfordernd. Zusätzlich zu den sich verändernden Standortbedingungen können auch die dort lebenden Arten einer Dynamik unterliegen, die von verschiedenen Mobilitätsgraden und Reaktionszeiten auf Störungen abhängen. Diese zahlreichen Variablen machen die Vorhersage von biozönotischen Entwicklungen durch Renaturierungen, selbst auf der Grundlage einer Untersuchung kurz nach der Umsetzung, sehr unsicher. Empfehlenswert ist daher ein zeitlich abgestimmtes Langzeitmonitoring für verschiedene Artengruppen, das nach einer engmaschigeren jährlichen Erfassung in den ersten drei Jahren nach der Umsetzung, etwa alle 5 bis 10 Jahre die langfristige Entwicklung überprüft. Diese zeitlichen Abstände des Monitorings sollten gezielt auf die verschiedenen Artengruppen angepasst werden.

**Die wichtigen Erkenntnisse aus den MONDAU-Projekten für den Aufbau eines effizienten Langzeitmonitorings sind:**

- **Langzeiteffekte:** Viele Maßnahmen zeigen erst nach Jahren Wirkung, oder ein Extremereignis ist zur Initiierung dynamischer Prozesse notwendig. Ein Monitoring sollte diese Zeiträume beinhalten, um auch die Auswirkungen von Extremereignissen (Hochwasser, aber auch Dürre) erfassen zu können. Dies ist insbesondere auch vor dem Hintergrund der zu

erwartenden klimatischen und hydrologischen Veränderungen von großer Bedeutung.

- **Vergleichbarkeit:** Das Monitoring sollte bei Wiederholungsaufnahmen immer im gleichen Zeitraum eines Jahres auf den gleichen Flächen durchgeführt werden. Wie bei MONDAU mit den Artengruppen der Arthropoden, Fische, Mollusken und Pflanzen gezeigt, ist dabei auch die gleichzeitige Aufnahme verschiedener Artengruppen optimal, um wetterbedingte Unterschiede zwischen den Jahren bei der gemeinsamen Auswertung zu reduzieren.
- **Auswahl der Untersuchungsobjekte:** Geeignete Arten und abiotische Parameter benötigen verschiedene Teilhabitate, trophische und funktionale Ebenen, aber auch Veränderungen der abiotischen Parameter. Bei der Auswahl sollten diese Aspekte, aber auch die projektspezifischen Ziele der Maßnahmen (Prozesse, evtl. auch ausgewählte Zielarten, Schirmarten oder Organismengruppen) berücksichtigt werden.
- **Auswahl der Probeflächen:** Bei der Festlegung von Untersuchungsstraten sollten die Standortbedingungen der ausgewählten Artengruppen und deren mögliche Veränderungen, d.h. das Zusammenspiel von abiotischen und biotischen Faktoren, beachtet werden. Dazu sind bereits vor der Maßnahmenumsetzung Erhebungen notwendig, die auch aussagekräftige Prognosen zur Entwicklung der Standortbedingungen zulassen. Eine möglichst gemeinsame räumliche Untersuchung und Auswertung aller Artengruppen sollte angestrebt werden. Als Standard für die Auswahl von Flächen hat sich das klassische BACI-Design (before, after, control, impact) bewährt, das sowohl die zeitliche Entwicklung, als auch Kontrollstellen ohne Maßnahmeneinfluss berücksichtigt.
- **Erfassungs- und Bewertungsstandard:** Für aquatische Organismen besteht ein Standard im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie, für die Artengruppen Laufkäfer, Mollusken, Amphibien, Vögel und Pflanzen ist ein solcher nun entwickelt worden (Januschke et al. 2023). Bis zu diesem Standard sollte für jede Aufnahme eine eindeutige Methodenbeschreibung erfolgen, um auch bei fehlender Kontinuität der Bearbeitenden, eine gleichmäßige Qualität der Erhebung bei einheitlichem Monitoringaufwand (Intensität, Methodik) zu erreichen.

### 10.3 Empfehlungen für die Planung und das Management von Auendynamisierungen

Trotz der hier dargestellten Renaturierungserfolge in den staugeregelten Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt ist festzuhalten, dass es sich hierbei im Wesentlichen um ein gesteuertes sowie sekundäres Ökosystem handelt, welches aber die ökosystemaren Komponenten sehr gut imitiert. Die ökologische Situation im Projektgebiet konnte durchaus verbessert werden, allerdings wirken die Verbesserungen nur abschnittsweise statt im gesamten Gewässer oder flächenhaft in der Aue. Zusätzlich weist jede Aue sowohl aus hydrologischer als auch aus ökologischer Sicht spezifische Bedingungen auf. Deshalb muss sich die Planung von Dynamisierungsmaßnahmen immer an den jeweiligen lokalen Bedingungen und Situationen orientieren. Das nach der Umsetzung notwendige Management sollte auf der Grundlage des projektspezifischen Monitorings basieren. Dieser Umstand verdeutlicht, dass nur schwer allgemeingültige Empfehlungen für Planung und Management abzuleiten sind, die alle projektspezifischen Belange abdecken. Jedoch sind die menschlichen Eingriffe in Flussauen und die Problemlagen häufig ähnlich genug, um aus den Erkenntnissen in MONDAU zu einem gewissen Grad allgemeingültige Hinweise geben zu können.

**Allgemeine Empfehlungen für Auenrenaturierung:**

- **Wiedervernetzung von Fluss und Aue:** Eine Dynamisierung der Wasserstände sollte nicht nur Flutungen der Aue beinhalten, sondern auch die Nebengewässer bei der Planung und beim Management (Unterhalt) miteinbeziehen, um eine dauerhafte Fluss-Aue-Vernetzung zu erzielen, die für die Biodiversität von zu renaturierenden Auenbereichen von enormer Bedeutung ist. Hier gilt prinzipiell: So viele Flutungen, so lang und mit so viel Wasser dotiert, wie möglich! Dabei ist eine nur punktuelle Verbindung, wie im Untersuchungsgebiet (zwei Auslassbauwerke und zwei Wiedereinmündungen des Ottheinrichbachs), nur eine Minimallösung. Effizienter ist die laterale Verknüpfung von Fluss und Aue entlang längerer Abschnitte.
- **Totholz:** Inzwischen wurde Totholz als ein wichtiger Faktor bei Gewässerrenaturierungen allgemein erkannt (LfU & LFV 2009). Die möglichen Probleme bei der Bewirtschaftung von Gewässern (z.B. Verklausungen) müssen berücksichtigt werden, aber die Rolle von abgestorbenen Bäumen als Lebensraum sowie als Struktur und Strukturbildner im Bereich der fluvialen Morphodynamik sind bedeutend. Das Einbringen und vor allem die Sicherung von Totholz ist oft aufwändig. Daher sollte das bei Kalamitäten, wie dem Eschentriebsterben, anfallende Totholz mit genutzt und möglichst im Gewässer belassen werden.
- **Austausch und Zusammenarbeit:** Beides ist wichtig zwischen Planern, Wissenschaftlern, allen tangierten Institutionen/Fachressorts und Stakeholdern. Das gilt sowohl für die Planung und Umsetzung der Maßnahmen, als auch im Nachgang für die Erfolgskontrolle. Die Transparenz aller Handlungen und Erkenntnisse ist prioritär.
- **Ökosystemleistungen:** Sie sind heutzutage bei der Umweltplanung ein wichtiger Faktor, um den Mehrwert von Renaturierungen für die Gesellschaft zu verdeutlichen und sollten deshalb vor allem bei der Kommunikation betont werden. Eine fundierte Bewertung der verschiedenen Leistungen kann z.B. mit dem River Ecosystem Service Index (RESI; Fischer-Bedtke et al. 2020) durchgeführt werden.
- **Alle Erkenntnisse kommunizieren:** Es gibt inzwischen viele Renaturierungsprojekte mit verschiedenen Maßnahmen, für einige wurden die Ergebnisse publiziert und gute Empfehlungen gegeben. Aber nur wenige Autor\*Innen kommunizieren tatsächlich die aufgetretenen Probleme oder Schwachpunkte. Für die Planung von Renaturierungsmaßnahmen wären auch diese Erfahrungen sehr hilfreich, um vergleichbare Fehler von Beginn an zu vermeiden. Nach der Umsetzung und beim Management sollten Schwachpunkte vor allem aber die Verbesserungsmöglichkeiten offen kommuniziert werden.
- **Adaptives Management:** Ein Monitoring sollte Teil des Managements zur Effizienzsteigerung von Maßnahmen sein, um u.a. Verbesserungspotentiale zu identifizieren. So können beispielsweise im aquatischen Bereich bei geringer Habitatdiversität Strömungen an die Bedürfnisse von Zielarten angepasst werden oder im semi-aquatischen Bereich Ufer gestaltet oder abgeflacht werden, um Wechselwasserzonen zu optimieren. Deshalb sollte ein (Langzeit-)Monitoring, z.B. nach mehr als 10 Jahren nach Umsetzung wie hier in MONDAU, unbedingt mit eingeplant werden (s. Kapitel 10.2). Dementsprechend sind auch Anpassungsmöglichkeiten im Management (z.B. Ausleitungsmengen und -zeiten) bei der Planung von Anfang an mitzubedenken.

### **Zusätzliche Empfehlungen für Auendynamisierungen im Bereich staugeregelter Flüsse:**

- **Strukturvielfalt in Auenbächen:** Der Ottheinrichbach im Dynamisierungsprojekt ist ein gelungenes Beispiel, wie ein bedeutender aquatischer Lebensraum, auch als Ersatz für den stark veränderten Lebensraum im gestauten Hauptstrom (Verlust des Fließgewässercharakters und von rheophilen Arten), wiederhergestellt werden kann. Dabei sollte ein möglichst großer Gradient von hochdynamischen bis hin zu eher statischen Bereichen bei der Planung angestrebt werden. Diese unterschiedliche Dynamik führt zur auentypischen Vielzahl an Lebensräumen und bildet zahlreiche ökologische Nischen. Solchen Nebengewässern sollte dabei die Möglichkeit gegeben werden, eine dynamische Sekundäraue auszubilden. Ein entsprechender Entwicklungskorridor sollte von Anfang an eingeplant werden (größerer Platzbedarf in der Planung). Grundsätzlich sollte auch an staugeregelten Flüssen die Renaturierung des Hauptstroms innerhalb der begrenzten Möglichkeiten (z.B. eine Uferentsteinung) angestrebt werden.
- **Longitudinale Vernetzung:** Bei der Auenrenaturierung sollte die longitudinale Konnektivität stärker berücksichtigt werden, die eine Neubesiedlung renaturierter Abschnitte mit auentypischen Organismen deutlich fördern bzw. oft erst ermöglichen kann. Dies sollte mit dem Bewusstsein erfolgen, dass temporäre Absenkungen von Wasserständen, welche die Funktion als Umgehungsgewässer unter Umständen einschränken, auch in natürlichen Auen auftreten. Dynamische Abflüsse, die für ausreichend Heterogenität im Gewässer und an den Ufern sorgen, sind dabei wesentliche Prozesse, die erreicht werden sollten. Durch die longitudinale Konnektivität können aquatische Tierarten aktiv einwandern. Zudem sind auch (semi-)terrestrische Tier- und Pflanzenarten in der Lage, per Drift von stromaufwärts in den Auenbereich zu gelangen – vorausgesetzt, es besteht eine durchgängige Vernetzung sowohl zwischen den einzelnen Auengebieten als auch zwischen Fluss und Aue.
- **Gesteuerte Wasserausleitungen:** Die Stauhaltung sowie die Steuerung der Ausleitung sind technische Maßnahmen, welche dennoch die Möglichkeit bieten, auch über einen längeren Zeitraum oder in trockeneren Zeiten Wasser in die Aue zu leiten. Einerseits kann dies sogar ein Vorteil im Vergleich zu ungestauten, aber meist eingetieften Flüssen sein. Andererseits kann es durch die aktive Steuerung der Ausleitungen zur Verkürzung der genehmigten Flutungszeiten kommen (Interessenskonflikte, Arbeitskräfte müssen zur Verfügung stehen). Bei der Erstellung der Betriebsvorschrift für eine solche Steuerung ist von Bedeutung, dass nicht zu starre Randbedingungen/Schwellenwerte gesetzt werden, sondern vielmehr die (ökologische) Funktionalität im Vordergrund steht. Schäden (und ggf. folgende Entschädigungen) müssen vermieden werden, aber der Erfolg des Renaturierungsprojekts sollte durch zu seltene oder zu kurze Flutungen nicht gefährdet werden (siehe „Allgemeine Empfehlungen“). Bereits in der Planfeststellung ist eine nochmalige Überprüfung der Grenzwerte nach Inbetriebnahme, z.B. nach 2-3 Jahren, durch eine (erneute) Modellierung der Flutungsflächen festzuschreiben. So kann ein aufwändiges, erneutes Planfeststellungsverfahren vermieden werden. Sinnvoll ist die Festlegung von Wasserhöhen, die nicht überschritten werden dürfen anstelle bestimmter Ausleitungsmengen. Die Empfehlung aus Cyffka et al. (2016: 298) aus dem ersten Monitoring gilt weiterhin: „Eine flexiblere Steuerung der ökologischen Flutungen sollte ermöglicht werden, indem man die starren Grenzwerte in flexible Grenzbereiche umwandelt. Damit sollen nicht zwingend häufigere, aber unbedingt längere ökologische Flutung erreicht werden.“
- **Kiesdepots und -zugaben:** Bei Ausleitungen über technische Bauwerke aus Staubereichen muss damit gerechnet werden, dass kein Grobsediment mehr in die Aue gelangt (sofern

dieses überhaupt in den Staubereich gelangt). Durch die Eigendynamik bei ökologischen Flutungen kann jedoch Erosion im Gebiet selbst stattfinden. Dieses Material wird somit beständig ausgetragen, ohne dass Geschiebe, insbesondere Korngrößen der Kiesfraktion, von stromaufwärts nachgeliefert wird. Diesem Defizit, was sich deutlich auf den Erhalt einer kiesigen Gewässersohle auswirkt, kann zu Beginn der Maßnahme mit Kiesdepots im Gewässer entgegengewirkt werden. Da diese meist nach einigen Jahren abgetragen sind, sollten bei der Planung bereits Kieszugaben und seitliche Kiesdepots vorgesehen werden. Das Erschließen solcher Depots durch induzierte Gewässerverlagerungen kann dazu beitragen, die laterale Vernetzung und das Entstehen einer Sekundäraue zu begünstigen. Diese Entwicklung und mögliche Kieszugaben (Menge, Art und Ort) sollten durch ein entsprechendes Monitoring erarbeitet werden.

### **Fazit aus zwölf Jahren Dynamisierungsprojekt an der Donau**

Die Dynamisierungsmaßnahmen und vor allem natürliche Hochwasser führten zu einer mäßigen Veränderung des terrestrischen Auenökosystems und einer deutlichen Veränderung des aquatischen Ökosystems. Das umfangreiche Monitoring mit seiner räumlichen, zeitlichen und artspezifischen Dimension zeigte, dass die anfangs starken Dynamisierungseffekte mit der Zeit allerdings oftmals schwächer wurden. Deutlich wurde die große Bedeutung der hydrologischen Dynamik für das Auenökosystem, die die Notwendigkeit bestätigt, wieder möglichst viel Wasser flächig in die verbliebenen Auenwälder zu bringen. Auch wenn die zukünftige Entwicklung der Auenbiozönose unklar ist, bestätigen die Monitoringergebnisse das Potenzial, Auenwälder durch ökologische Flutungen zu renaturieren.

Unsicherheiten und damit auch Forschungsbedarfe bestehen dahingehend, wie sich die Auenökosysteme und insbesondere die Auwälder in Zukunft vor dem Hintergrund des Klimawandels und möglicher längerer Trockenzeiten entwickeln werden. Hier kann ein möglichst standardisiertes Monitoring, das auch Vergleiche verschiedener Renaturierungen zulässt, helfen, Maßnahmen zu optimieren und Forschungslücken zu schließen. Auch wenn Auenrenaturierungen einen großen Flächenbedarf haben und mit vielen Interessen konkurrieren, sollten die guten Erfahrungen und gewonnenen Erkenntnisse aus dem Dynamisierungsprojekt entlang der staugeregelten Donau genutzt werden, um diese in andere staugeregelte Auengebiete zu übertragen. Um eine signifikante Trendwende in der Biodiversitätskrise in Flüssen und Auen zu erreichen, ist die großflächige Ausweitung von erfolgreichen Maßnahmen unabdingbar. Ein gutes Monitoring und Erfolgskontrollen unter Berücksichtigung der verschiedenen Auen- und Maßnahmentypen sind dabei die Voraussetzung, um Renaturierungsvorhaben erfolgreich in andere Gebiete zu übertragen.

## Danksagung

Wir möchten den langjährigen Begleitern des Projekts (Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt, Naturschutzbehörde Neuburg—Schrobenhausen, Umweltamt Ingolstadt) für die zahlreichen Diskussionen, das gegenseitige Interesse und Verständnis und die stets wohlgemeinten Verbesserungsvorschläge danken. Insbesondere die hilfreichen Hinweise zu Kapitel 9 und 10 durch folgende Mitglieder der projektbegleitenden Arbeitsgruppe haben diese Publikation wesentlich verbessert: Benno Kügel, Madlen Gerken (Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt), Sarah Löber (Regierung von Schwaben), Kai Deutschmann (Landesamt für Umwelt).

Ebenfalls danken wir für die erneute Förderung durch das BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

## Literaturverzeichnis

- Achtziger, R., Holzinger, W. E., Nickel, H. & Niedringhaus, R. (2014): Zikaden (Insecta: Auchenorrhyncha) als Indikatoren für die Biodiversität und zur naturschutzfachlichen Bewertung. *Insecta* 14: 37-62.
- Agisoft LLC (2023): Agisoft Metashape Professional (2.0.1): <https://www.agisoft.com> (Letzter Zugriff: 15.05.2023).
- Andersson, E., Nilsson, C. & Johansson, M. E. (2000): Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management* 16(1): 83-89.
- Arndt (2009): Neobiota in Sachsen-Anhalt. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 46(2): 3-63.
- Backes, D., Smigaj, M. & Schimka, M. (2020): River morphology monitoring of a small-scale alpine riverbed using drone photogrammetry and LIDAR. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XLIII-B2-2020. 2020 XXVI ISPRS Congress: 1017-1024.*
- Barth, U. & Gumpinger, C. (2008): Morphologischer Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässerabschnitte im Krems-System. *Gewässerschutz-Bericht. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung. Unterabteilung Gewässerschutz* 38. Linz.
- Bauer, M., Dorbath, K. & Kollmann, J. (2018a): Alluvial forest vegetation in an active and inactive alpine floodplain – a case study from River Ammer (Bavaria). *Tuexenia* 38: 43-60.
- Bauer, M., Harzer, R., Strobl, K. & Kollmann, J. (2018b): Resilience of riparian vegetation after restoration measures on River Inn. *River Research and Applications* 34: 451-460.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU) (Hrsg.) (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. [https://www.lfu.bayern.de/natur/rote\\_liste\\_pflanzen/doc/pflanzen/rl\\_pflanzen\\_gesamt.pdf](https://www.lfu.bayern.de/natur/rote_liste_pflanzen/doc/pflanzen/rl_pflanzen_gesamt.pdf) (Letzter Zugriff: 18.12.2023)
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU) (Hrsg.) (2022): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern. Weichtiere – Mollusca (Bearbeitung: Colling, M.). 2. aktualisierte Ausgabe. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg: 36 S.
- Becher, H. H. (2001): Einfluß der chemischen Zusammensetzung des Bodenwassers auf sein Bewegungsverhalten. *Wasser und Boden* 53(9): 20-24.
- Bejarano, M. D., Nilsson, C. & Aguiar, F. C. (2018): Riparian plant guilds become simpler and most likely fewer following flow regulation. *Journal of Applied Ecology* 55(1): 365-376.
- Biggs, B. J., Stevenson, R. J. & Lowe, R. L. (1998): A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143: 21-56.
- Brandner, J. A. (2014): Ecology of the invasive neogobiids *Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri* in the upper Danube River. Dissertation Technische Universität München. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie: 149 S.
- Brandner, J., Auerswald, K., Cerwenka, A. F., Schliewen, U. K. & Geist, J. (2013): Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies. *Hydrobiologia* 703(1): 113-131.
- Brandner, J., Cerwenka, A. F., Schliewen, U. K. & Geist, J. (2018): Invasion strategies in round goby (*Neogobius melanostomus*): Is bigger really better? *PLoS One* 13(1): e0190777.
- Braunisch, V. (2015): Natur zulassen – ein Konzept für den Prozessschutz. *FVA-einblick* 2: 11-13.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) & Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2009): Auenzustandsbericht 2009: Flussauen in Deutschland. Bonn

- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (2000): Monitoring der Nase (*Chondrostoma nasus*) in der Schweiz. *Mitteilungen zur Fischerei* 67: 70 S.
- Bundesumweltministerium (BMU) & Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2021): Auenzustandsbericht 2021: Flussauen in Deutschland. Bonn-Bad Godesberg: 71 S.
- Calle, M., Alho, P. & Benito, G. (2018): Monitoring ephemeral river changes during floods with SfM photogrammetry. *Journal of Iberian Geology* 44: 355-373.
- Carl, M. (1993): Autökologie der Wanzen und Zikaden auf dem Uferstreifen des Inn-Nebenflusses „Murn“ unter besonderer Berücksichtigung ihrer Eignung als Indikatororganismen (Hemiptera, Heteroptera & Auchenorrhyncha). *Berichte der ANL* 17: 125-147.
- Catford, J. A., Morris, W. K., Vesk, P. A., Gippel, C. J. & Downes, B. J. (2014): Species and environmental characteristics point to flow regulation and drought as drivers of riparian plant invasion. *Diversity and Distributions* 20(9): 1084-1096.
- Čejka, T., Horsák, M. & Némethová, D. (2008): The composition and richness of Danubian floodplain forest land snail faunas in relation to forest type and flood frequency. *Journal of Molluscan Studies* 74: 37-45.
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J. & Warwick, R. M. (2014): *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* (3. Aufl.). PRIMER-E: Plymouth, UK: 144 S.
- Colling, M. (2005): Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. Geplantes Umgehungsfließgewässer im Auwald südlich der Donau, Fachbeitrag Mollusken, Land- und Süßwasserschnellen, Muscheln. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Ingolstadt, bearbeitet durch ÖKOKART Gesellschaft für ökologische Auftragsforschung. München, Ingolstadt: 24 S.
- Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I., Kiehl, K., Mosandl, R., Schopf, R. & Zahner, V. (Hrsg.) (2016): Neue dynamische Prozesse im Auenwald – Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 150: 370 S.
- Deckert, J. & Wachmann, E. (2020): *Die Wanzen Deutschlands. Entdecken – Beobachten – Bestimmen*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim: 720 S.
- Deichner, O., Foeckler, F., Groh, K. & Henle, K. (2003): Anwendung und Überprüfung einer Rüttelmaschine zur Schlämmlung und Siebung von Mollusken-Bodenproben. *Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft* 69(70): 71-77.
- Dorow, W. (2012): Die Wanzen (Heteroptera) des Naturwaldreservats Kinzigaue (Hessen) – Untersuchungszeitraum 1999-2001. In: *Naturwaldreservate in Hessen* 12: 125-233.
- Dufour, S. & Piégay, H. (2009): From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications* 25(5): 568-581.
- Ebel, G. (2002): Untersuchungen zur Stabilisierung von Barbenpopulationen – dargestellt am Beispiel eines mitteldeutschen Fließgewässers. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie, Halle (Saale): 148 S.
- Eckert (2008): Vegetationsökologische Untersuchungen im Altarmsystem der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. Masterarbeit (unveröff.) Technische Universität München. Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. 89 S.
- European Environmental Agency (EEA) (2016): *European forest ecosystems. State and trends*. – EEA Report no 5/2016: 128 S.
- Ehlert, T. & Natho, S. (2017): Auenrenaturierung in Deutschland—Analyse zum Stand der Umsetzung anhand einer bundesweiten Datenbank. *Auenmagazin* 12: 4-9.

- Ehrmann, P. (1933) [Nachdruck 1956]: Kreis Weichtiere, Mollusca. In: Brohmer, P., Ehrmann P. & Ulmer, G. (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas, Band 2 (Teil 1). Quelle & Meyer Verlag, Leipzig: 264 S.
- Eisen, A., Fussi, B., Jochner-Oette, S. (2022): Die Zukunft der Esche im Auwald. Auenmagazin 21:4-9.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Doll, R., WIRTH, V., Werner, W., Paullßen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. (2. Aufl.). Scripta Geobotanica 17.
- Ellwanger, G., Finck, P., Riecken, U. & Schröder, E. (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. Natur und Landschaft 87(4): 150-155.
- Eltner, A., Kaiser, A., Castillo, C., Rock, G., Neugirg, F. & Abellán, A. (2016): Image-based surface reconstruction in geomorphometry – merits, limits and developments. Earth Surface Dynamics 4 (2): 359-389.
- Engels, A., Hartmann, F. & Jokiel, C. (2017): Untersuchungen zum Befestigen von Totholzelementen in Fließgewässern. In: Porth, M. & Schüttrumpf, H. (Hrsg.): Wasser, Energie und Umwelt: Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall. Springer Vieweg, Wiesbaden: 379-385.
- Erfmeier, A., Haldan, K.L., Beckmann, L.M., Behrens, M., Rotert, J. & Schrautzer, J. (2019): Ash die-back and its impact in near-natural forest remnants – a plant community-based inventory. Front. Plant Sci. 10: doi: 10.3389/fpls.2019.00658
- Erős, T., Kuehne, L., Dolezsai, A., Sommerwerk, N. & Wolter, C. (2019): A systematic review of assessment and conservation management in large floodplain rivers – actions postponed. Ecological Indicators 98: 453-461.
- European Commission, Directorate-General for Environment (EC DG Env.), Tsiripidis, I., Piernik, A., Janssen, J. et al. (2016): European red list of habitats. Part 2, Terrestrial and freshwater habitats, Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/091372>
- Falkner, G. (1991): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere) mit einem revidierten systematischen Verzeichnis der in Bayern nachgewiesenen Molluskenarten. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (97): 61-112.
- Fechter, R. & Falkner, G. (1989): Steinbachs Naturführer. Weichtiere. Europäische Meeres- und Binnenmollusken. Mosaik-Verlag, München: 287 S.
- Fischenich, J. C. (2003): Effects of riprap on riverine and riparian ecosystems. US Army Engineer Research and Development Center/Environmental Laboratory TR-03-4, Vicksburg: 60 S.
- Fischer, C., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Harris, R., Hoffmann, T.G., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Rumm, A., Stammel, B. & Scholz, M. (2019): The 'habitat provision' index for assessing floodplain biodiversity and restoration potentials as an ecosystem service – method and application. Frontiers in Ecology and Evolution 7: 483.
- Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Pusch, M., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, UFZ-Bericht 2020 (2), Leipzig: 382 S.
- Florsheim, J. L., Mount, J. F. & Chin, A. (2008): Bank erosion as a desirable attribute of rivers. BioScience 58(6): 519-529.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & Castella, E. (2006): Suitability of Molluscs as Bioindicators for Meadow- and Flood-Channels of the Elbe-Floodplains. International Review of Hydrobiology 91(4): 314-325.

- Foessler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & Castella, E. (2009): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen. In: Scholz, M., Dziok, F., Henle, K., Stab, S. & Foessler, F. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart: 203-243.
- Foessler, F., Stammel, B., Schmidt, H. & Rumm, A. (2016): Lebensräume der Flussauen. Wechselwasserzone – „Kampfzonen“ zwischen Land und Wasser. Auenmagazin – Magazin des Auenzentrums Neuburg a. d. Donau 10: 31-37.
- Forum Biodiversität Schweiz (Hrsg.) (2022): 20 Jahre Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Sonderheft zu HOTSPOT 46. Forum Biodiversität Schweiz Akademie der Naturwissenschaften, Bern: 44 S.
- Froese, R. & Pauly, D. (Eds.) (2023): FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (02/2023).
- Gelhaus, M. & Fischer, P. (2016): Dynamisierung der Donauauen. In: Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I., Kiehl, K., Mosandl, R., Schopf, R. & Zahner, V. (Hrsg.): Neue dynamische Prozesse im Auenwald. Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt. Naturschutz und Biologische Vielfalt 150: 34-44.
- Geyer, D. (1927): Unsere Land- und Süßwassermollusken. Einführung in die Molluskenfauna Deutschlands (3., erweiterte Aufl.). K.G. Lutz-Verlag. Stuttgart: 224 S.
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I. & Kienast, F. (2006): Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management* 235(1-3): 1-13.
- Glöer, P. (2021): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland, (16., korr. Aufl.). Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg: 135 S.
- González, E., Masip, A., Tabacchi, E. & Poulin, M. (2017): Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Restoration Ecology* 25(1): 82-91.
- Görs (1974): Nitrophile Saumgesellschaften im Gebiet des Taubergießen. – In: Das Taubergießengebiet. – Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 7: 325-354.
- Gorzalak, A. (2000): Effect of flooding on the flora-the example of the flooding of the Oder in 1997. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 34(1): 8-11.
- Groh, K. & Richling, I. (2010): Veränderungen der Molluskenfauna auf ausgesuchten Maßnahmenflächen. In: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) mit Beiträgen von Baumgärtner, D., Bernauer, D., Bolender, E., Breunig, T., Döpmeier, C., Geyer, H., Grabow, K., Groh, K., Hafner, A., Harms, O., Hofmann, K., Hunger, H., Kern, K., Kirchhoffer, R., Köninger, F., Krauss, B., Laufer, H., Lechner, F., Lehmann, J., Martens, A., Murmann-Kristen, L., Musall, H., Özkan, G., Pfanz, L., Radkowitzsch, A., Richling, A., Schanowski, A., Scheckeler, H.-J., Schiel, F.-J., Späth, V., Vogel, P., Weber, C., Wolf, A. & Zimmermann, P.: Lebendige Rheinauen – Natur, Kultur und LIFE am nördlichen Oberrhein. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weier: 432-441, [Literatur: 450-456].
- Groh, K. & Weitmann, G. (2018): Biomonitoring im Polder Söllingen / Greffern – Berichtsjahr 2017 [Ergänzungsuntersuchung] Schnecken (Gastropoda). Büro Beratender Dipl.-Biol. Klaus Groh, Bad Dürkheim. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Karlsruhe, Referat 53.2 Landesbetrieb Gewässer. Karlsruhe: 126 S.
- Gruppe, A., Kilg, M., Utschick, H., Gerstmeier, R. & Schopf, R. (2016): Terrestrische Fauna. In: Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I., Kiehl, K., Mosandl, R., Schopf, R. & Zahner, V., (Hrsg.): Neue dynamische Prozesse im Auenwald. Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt. Naturschutz und Biologische Vielfalt 150: 232-258.

- Günther-Diringer, D., Berner, K., Koenzen, U., Kurth, A., Modrak, P., Ackermann, W., Ehlert, T. & Heyden, J. (2021): Methodische Grundlagen zum Auenzustandsbericht 2021: Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Flussauen. BfN-Skripten 591: 145 S.
- Gurnell, A. M., Rinaldi, M., Belletti, B., Bizzi, S., Blamauer, B., Braca, G., Buijse, A. D., Bussettini, M., Camenen, B., Comiti, F., Demarchi, L., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Grabowski, R. C., Gunn, I. D. M., Habersack, H., Hendriks, D., Henshaw, A. J., Klösch, M., Lastoria, B., Latapie, A., Marcinkowski, P., Martínez-Fernández, Mosselman, E., Mountford, J. O., Nardi, L., Okruszko, T., O'Hare, M. T., Palma, M., Percopo, C., Surian, N., Van de Bund, W., Weissteiner, C. & Ziliani, L. (2016): A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management. *Aquatic Sciences* 78: 1-16.
- Haas, C., Thumser, P. & Tuhtan, J. (2019): Rivers 2.0 – Transforming rivers into digital landscapes using unmanned aerial vehicles. *Hydrolink* 2019(1): 13-15.
- Haase, P., Hering, D., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W. & Sundermann, A. (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704: 475-488.
- Hamshaw, S., Underwood, K., Rizzo, D., Dunne, J. & Dewoolkar, M. (2019): Unmanned Aircraft System (UAS) Photogrammetry for tracking stream bank erosion and geomorphic change along a protected river corridor. *Geo-Congress 2019: Embankments, Dams and Slopes*. University of Vermont: 150-159.
- Hancock, P. J., Boulton, A. J. & Humphreys, W. F. (2005): Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeology Journal* 13(1): 98-111.
- Härdtle, W., Bergmeier, E., Fichtner, A., Heinken, T., Hölzel, N., Remy, D., Schneider, S., Schwabe, A., Tischew, S. & Dierschke, H. (2020): Pflanzengesellschaft des Jahres 2021: Hartholz-Auenwald (*Ficario-Ulmetum*). *Tuexenia* 40: 373-399.
- Harvolk, S., Symmank, L., Sundermeier, A., Otte, A. & Donath, T. W. (2014): Can artificial waterways provide a refuge for floodplain biodiversity? A case study from North Western Germany. *Ecological Engineering* 73: 31-44.
- Havrdová, A., Douda, J. & Doudová, J. (2023): Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment* 854: 158743.
- Hejda, M., Pyšek, P. & Jarošík, V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97(3): 393-403.
- Herberg, A. (2013): Auenentwicklung – eine gute Perspektive für Flusslandschaften. In: Fehlerts, B., EHLERT, T. & NEUKIRCHEN, B. (Hrsg.): *Perspektiven einer nachhaltigen Gewässer- und Auenentwicklung*. BfN-Skripten 354: 20-23.
- Hering, D., Borja, A., Jones, J. I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., Bruce, K., Drakare, S., Hänfling, B., Kahlert, M., Leese, F., Meissner, K., Mergen, P., Reyjol, Y., Segurado, P., Vogler, A. & Kelly, M. (2018): Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water research* 138: 192-205.
- Holm, P., Kalchauer, I. & Hirsch, P. (2014): Fremde Fische in Flüssen und Seen. *Biologie in unserer Zeit* 44(6): 392-399.
- Hörren, T. (2011): *Bruchidius imbricornis* (PANZER, 1795) – neu für die Rheinprovinz, nebst weiteren bemerkenswerten Arten aus einer Kiesgrube in Köln (Col., Bruchidae). *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen* (Bonn) 21.
- Hupke, K.-D. (2015): *Naturschutz – Ein kritischer Ansatz*. Springer, Berlin, Heidelberg: 368 S.

- Ilg, C., Deichner, O., Foeckler, F., Schmidt, H., Henle, K. & Scholz, M. (2009): Molluskengemeinschaften im Deichrückverlegungsgebiet Roßlauer Oberluch im Biosphärenreservat Mittelelbe. In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt – 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe. Sonderheft 46: 130-134.
- Jähnig, S. C., Carolli, M., Dehnhardt, A., Jardine, T., Podschun, S., Pusch, M., Scholz, M., Tharme, R. E., Wantzen, K. M. & Langhans, S. D. (2022): Ecosystem services of river systems — Irreplaceable, undervalued, and at risk. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00129-8>
- Jähnig, S. C., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A. W. & Hering, D. (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology* 46: 406-416.
- Januschke, K., Hering, D., Stammel, B., Brunzel, S., Scholz, M., Rumm, A., Sattler, J., Fischer-Bedtke, C., Makiej, A. & Foeckler, F. (2023): Biozönotische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an Gewässerufern und in Auen. *Typologische Grundlagen und Bewertungsverfahren*. BfN-Schriften 655: 200 S.
- Januschke, K., Jachertz, H. & Hering, D. (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. BfN-Skripten 484: 86 S.
- Januschke, K., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W. & Hering, D. (2014): Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators* 38: 243-255.
- Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Gelhaus, M., Stammel, B. & Hering, D. (2017): Metadaten – aktueller Bestand zum Monitoring in Auen, In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands – Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Entwicklung der Biodiversität von Flussauen“. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 163: 25-40.
- Jungbluth, J. H., von Knorre, D., Gosselck, F. & Darr, A. (1992): Mollusca – Weichtiere. In: Klausnitzer, B. (Hrsg.): Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland. Band 1: Wirbellose (ohne Insekten) (9. Aufl.). Springer Spektrum, Berlin: 153-304.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz S. (Hrsg.) (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern* (1. Aufl.). UTB GmbH, Stuttgart: 547 S.
- Kaden, U.S., Scholz, M., Buijse, A.D., Cvijanović, D., Froese, I., Diack, I., Duffield, S., Ibáñez, C., Jähnig, S. C., Januschke, K., Ludewig, K., Marsden, K., Müller, P., Rodríguez-González, P. M., Schulz-Zunkel, C., Stadler, J., Stammel, B., Wantzen, K. M., Weber, A., Wulf, S., Zak, D. & Bonn, A. (2023): Riverine and coastal wetlands in Europe for biodiversity and climate. State of knowledge, challenges and opportunities. BfN Discussion paper: 44 S.
- Kahmen, H. (2005): *Angewandte Geodäsie: Vermessungskunde* (20., völlig neu bearb. Aufl.) Walter de Gruyter, Berlin: 679 S.
- Kail, J. & Gerhard, M. (2002): Totholz in Fließgewässern – eine Begriffsbestimmung. *Wasser und Boden – Zeitschrift für Wasserwirtschaft, Bodenschutz und Abfallwirtschaft* 10: 1-8.
- Kail, J. (2005): *Geomorphic effects of large wood in streams and rivers and its use in stream restoration: a central European perspective*. Dissertation Universität Duisburg-Essen, Fakultät der Biologie, Aquatische Ökologie. Duisburg: 152 S.
- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M. & Januschke, K. (2015): The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 58: 311-321.
- Kassambara, A. (2022): ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>

- Kassambara, A. (2023): rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- Kerney, M. P., Cameron, R. A. D. & Jungbluth, J. H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Ein Bestimmungsbuch für Biologen und Naturfreunde (1. Aufl.). Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin: 384 S.
- Kingsolver, J.G. (1989): Weather and the Population Dynamics of Insects: Integrating Physiological and Population Ecology. *Physiological Zoology* 62(2): 314-334. doi:10.2307/30156173
- Knott, J. (2012): Charakterisierung von Juvenilhabitaten für Fische im Umgebungsgewässer der Staustufe Bergheim. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie Department für Ökologie und Ökosystemmanagement.
- Koenies, H. & Glavac, V. (1979): The ability of *Impatiens glandulifera* to compete on the banks of the River Fulda near Kassel, West Germany. *Philippia* 4: 47-49.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. Ergebnisse des F+ E-Vorhabens "Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland" des Bundesamtes für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie* 65: 327 S.
- Köhler, F., Bense, U., Fritze, M.-A., Gürlich, S., Köhler, J. & Schneider, A. (2019): Waldbindung der Käfer (Coleoptera) Deutschlands, in: Dorow, W. H. O., Blick, T., Pauls, S. U. & Schneider, A. (Hrsg.): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. Lumbricidae, Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Heteroptera, Coleoptera, Aculeata, Macrolepidoptera, Aves. BfN-Skripten 544: 115-217.
- Kollin, V. L. D., Geist J. (2011): Abschlussbericht: Ernährungsökologie invasiver Grundeln in Bayern. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München. München: 1-99.
- Kollmann J. (2019): Monitoring von Renaturierungen. In: Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N. & Kiehl, K. (Hrsg.): Renaturierungsökologie. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg: 71-86.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Springer Verlag. Switzerland: 646 S.
- Kowarik, I. (2002): Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. In: Kowarik, I. (Hrsg.): Biologische Invasoren. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa (2. Aufl.). Eugen Ulmer KG, Stuttgart: 5-24.
- Kraier, W. (2014): Leitbildkollision: Kulturlandschaftsschutz contra Prozessschutz in Auen. In: Albrecht, J., Von Andrian-Werburg, F., Drüke, J., Hofmann, M., Jessel, B., Köhler, R., Kraier, W., Lorenz, W., Neukirchen, B., Peters, A., Schackers, B. & Sellheim, P. (Hrsg.): Naturschutz und Wasser-rahmenrichtlinie in der Praxis. BfN-Skripten 381: 20-23.
- Kunz, G. (2011): Zikaden – die Insekten des 21. Jahrhunderts? (Hemiptera, Auchenorrhyncha). *Entomologica Austriaca* 18: 105-123.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M. M., Bussler, H., Isacson, G. & Müller, J. (2012): Saproxyllic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators* 23: 323-331.
- Landesamt für Umwelt Bayern & Landesfischereiverband Bayern (LfU & LFV) (2009): Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche. Augsburg: 56 S.
- Lang, P., Frei, M. & Ewald, J. (2011): Waldgesellschaften und Standortabhängigkeit der Vegetation vor Beginn der Redynamisierung der Donauaue zwischen Neuburg und Ingolstadt. *Tuexenia* 31: 39-57.
- Lang, P., Schwab, A., Stammel, B., Ewald, J. & Kiehl, K. (2013): Long-term vegetation monitoring for different habitats in floodplains. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* 19: 39-48.

- Lang, P., Stammel, B. & Ewald, J. (2016): Waldvegetation. In: Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I., Kiehl, K., Mosandl, R., Schopf, R. & Zahner, V. (Hrsg.) (2016): Neue dynamische Prozesse im Auenwald – Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 150: 135-160.
- Langhammer, J. (2019): UAV Monitoring of stream restorations. *Hydrologie* 6(29): 1-22.
- Langrehr, H. A., Gray, B. R. & Janvrin, J. A. (2007): Evaluation of aquatic macrophyte community response to island construction in the Upper Mississippi River. *Lake and Reservoir Management* 23(3): 313-320.
- Lausch, A. & Herzog, F. (2002): Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2: 3-15.
- Lelek, A. (1987): The freshwater fishes of Europe. Threatened fishes of Europe. AULA-Verlag, Wiesbaden: 343 S.
- Leuner, E., Schubert, M. & Klein, M. (2013): Die Situation des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) in Bayern. *LfL-Schriftenreihe* 2: 44 S.
- Löffler (2023): Räumliche und zeitliche Veränderung der Wasser- und Ufervegetation entlang eines dynamisierten Fließgewässers in den Donauauen bei Neuburg von 2007 bis 2022. Bachelorarbeit (unveröff.). Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt. Mathematische-Geographische Fakultät. 81 S.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lorenz, A. W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K. & Haase, P. (2012): Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology* 49(1): 202-212.
- Ložek, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. Schweizerbarth, Stuttgart in Kommission des Verlags der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Prag: 374 S., ((alternative Quelle: *Rozprawy ústředního ústavu geologického* 31: 374 S.))
- Margraf, C. (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg: vegetationskundlich-ökologische Studie über den Wandel einer Auenlandschaft 30 Jahre nach Staustufenbau. *Hoppea* 65: 296-703.
- Matlock, M. D., Osborn, G. S., Hession, W. C., Kenimer, A. L. & Storm, D. E. (2001): Ecological engineering: A rationale for standardized curriculum and professional certification in the United States. In: *Ecological Engineering* 17 (4): 403-409.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (2011): PC-ORD v. 6.255 beta. MjM Software. Gleneden Beach, Lincoln.
- McGarigal, K., Cushman, S. A. & Ene, E. (2012): FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. Amherst. 15.
- McGeoch, M. A., Van Rensburg, B. J. & Botes, A. (2002): The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of applied ecology* 39(4): 661-672.
- Mehl, D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born W. & Ehlert, T. (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6(9): 493-499.
- Merkel-Wallner, G. (2014): Insekten im Rainer Wald (Insecta: Odonata, Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha, Neuropterida, Coleoptera, Symphyta, Lepidoptera, Diptera). *Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik* 13: 1-65.

- Merritt, D. M., Scott, M. L., LeRoy Poff, N., Auble, G. T. & Lytle, D. A. (2010): Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology* 55(1): 206-225.
- Mikulová, K., Jarolímek, I., Šibík, J., Bacigál, T. & Šibíková, M. (2020): Long-term changes of softwood floodplain forests—did the disappearance of wet vegetation accelerate the invasion process?. *Forests* 11(11): 1218.
- Modrak, P., Brunzel, S. & Lorenz, A. W. (2017): Riparian plant species preferences indicate diversification of site conditions after river restoration. *Ecohydrology* 10(5): e1852.
- Mosner, E., Schneider, S., Lehmann, B. & Leyer, I. (2009): Weichholzaunen-Entwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz im Biosphärenreservat Mittelelbe. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 46: 29-40.
- Mosner, E., Schneider, S., Lehmann, B. & Leyer, I. (2011): Hydrological prerequisites for optimum habitats of riparian *Salix* communities – identifying suitable reforestation sites. *Applied Vegetation Science* 14(3): 367-377.
- Mosner, E., Weber, A., Carambia, M., Nilson, E., Schmitz, U., Zelle, B., Donath, T. & Horchler, P. (2015): Climate change and floodplain vegetation - future prospects for riparian habitat availability along the Rhine River. *Ecological Engineering* 82: 493-511.
- Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. (2014): A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. *Environmental Systems Research* 3: 1-9.
- Mühlethaler, R., Holzinger, W. E., Nickel, H. & Wachmann, E. (2018): Verzeichnis der Zikaden Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Stand 21.11.2018. <https://www.quelle-meyer.de/downloads/> [https://www.quelle-meyer.de/wp-content/uploads/2018/11/Zikaden-Artentabelle.pdf] (Letzter Zugriff: 03.11.2023).
- Müller, J., Hothorn, T., Yuan, Y., Seibold, S., Mitesser, O., Rothacher, J., Freund, J., Wild, C., Wolz, M. & Menzel, A. (2024): Witterung und Witterungsanomalien erklären den Rückgang und Anstieg der Insektenbiomasse in Deutschland über 34 Jahre. *ANLiegen Natur* 46(1): 41-44.
- Müller, J., Hothorn, T., Yuan, Y., Seibold, S., Mitesser, O., Rothacher, J., Freund, J., Wild, C., Wolz, Marina & Menzel, A. (2023): Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*: 1-6. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06402-z>
- Müller, M., Pander, J., Stammel, B. & Gelhaus, M. (2016): Integrative Bewertung der Auswirkungen der Dynamisierung auf das Auenökosystem. In: Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I., Kiehl, K., Mosandl, R., Schopf, R. & Zahner, V. (Hrsg.): *Neue dynamische Prozesse im Auenwald – Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 150: 280-290.
- Myšák, J. & M. Horsák, M. (2011): Floodplain corridor and slope effects on land mollusc distribution patterns in a riverine valley. *Acta Oecologica* 37: 146-154.
- Naiman, R. J., Bechtold, J. S., Drake, D. C., Latterell, J. J., O'Keefe, T. C. & Balian, E. V. (2005): Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. In: Lovett, G. M., Jones, C. G., Turner, M. G. & Weathers, K. C. (Hrsg.): *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer Science + Business Media, New York: 279-309.
- Naiman, R. J., Decamps, H. & Pollock, M. (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications* 3(2): 209-212.
- Nickel, H. (2003): The leafhoppers and planthoppers of Germany (*Hemiptera*, *Auchenorrhyncha*): patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. Pensoft, Sofia and Moscow: 460 S.

- Nickel, H. (2008): Tracking the elusive: leafhoppers and planthoppers (Insecta: Hemiptera) in tree canopies of European deciduous forests. In: Floren, A. & Schmidl, J. (Hrsg.): Canopy arthropod research in Europe, bioform entomology, Nürnberg: 175-214.
- Nielson, M. W. & Knight, W. J. (2000): Distributional patterns and possible origin of leafhoppers (Homoptera, Cicadellidae). *Revista brasileira de Zoologia* 17: 81-156.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solyomos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E. R., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. J. F. & Weedon, J. (2022): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Paintner, S. & Seifert, K. (2006): First record of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Gobiidae), in the German Danube. *Lauterbornia* 58: 101-107.
- Pander, J. & Geist, J. (2010): Seasonal and spatial bank habitat use by fish in highly altered rivers, a comparison of four different restoration measures. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 127-138.
- Pander, J. & Geist, J. (2013): Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators* 30: 106 -118.
- Pander, J., Casas-Mulet, R. & Geist, J. (2023a): Hydropeaking impairs upstream salmonid spawning habitats in a restored Danube tributary. *River Research and Applications* 39(3): 389-400.
- Pander, J., Casas-Mulet, R. & Geist, J. (2023b): Contribution of a groundwater-influenced hinterland drainage system to the restoration of salmonid spawning grounds at the upper river Danube. *Frontiers in Environmental Science* 11: 1124797.
- Pander, J., Habersetzer, L., Casas-Mulet, R. & Geist, J. (2022): Effects of Stream Thermal Variability on Macroinvertebrate Community: Emphasis on Native Versus Non-Native Gammarid Species. *Frontiers in Environmental Science* 10: 869396.
- Pander, J., Knott, J., Mueller, M. & Geist, J. (2019): Effects of environmental flows in a restored floodplain system on the community composition of fish, macroinvertebrates and macrophytes. *Ecological Engineering* 132: 75-86.
- Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. (2015b): A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River Research and Applications* 31: 239-255.
- Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. (2015a): Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River. *Ecological Engineering* 75: 41-50.
- Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. (2018): Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. *Biological Conservation* 217: 1-10.
- Pander, J., Mueller, M., Knott, J., Egg, L. & Geist, J. (2017): Is it Worth the Money? The Functionality of Engineered Shallow Stream Banks as Habitat for Juvenile Fishes in Heavily Modified Water Bodies. *River Research and Applications* 33(1): 63-72.
- Pander, J., Mueller, M., Sacher, M. & Geist, J. (2016): The role of life history traits and habitat characteristics in the colonisation of a secondary floodplain by neobiota and indigenous macroinvertebrate species. *Hydrobiologia* 772: 229-245. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2667-0>.
- Pander, J., Müller, M., Hamp, J. & Geist, J. (2011): E+E-Begleitvorhaben Monitoring auenökologischer Prozesse und Steuerung von Dynamisierungsmaßnahmen. Teilprojekt VIII - Aquatische Biodiversität. Abschlussbericht 2010. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie. TU München. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), Bonn: 51 S.

- Patt, H. (2018): Feststofftransport in Fließgewässern. In: Patt, H., Jürging, P. & Kraus, W. (Hrsg.): Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern (5. Aufl.). Springer Vieweg, Wiesbaden: 261-280.
- Peper, J., Horchler, P. J. & Schleuter, M. (2012): Vegetation der Donauaue zwischen Straubing und Vilshofen: Standortpotenzial für die Auenvegetation des Ist-Zustands und der Ausbauvarianten. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht BfG 1773: 105 S.
- Pietsch, M. & Richter, K. (2008): Diversitätsanalysen unter Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen als naturschutzfachliche Bewertungsgrundlage. In: Feit, U. & Korn, H. (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Bonn-Bad Godesberg: 161-166.
- Pottgiesser, T., Januschke, K. & Müller, A. (Hrsg.) (2020): Verfahrensempfehlung zur Erfolgskontrolle hydro-morphologischer Maßnahmen in und an Fließgewässern – Handbuch. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): 116 S.
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Reid, D. & Church, M. (2015): Geomorphic and ecological consequences of riprap placement in river systems. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 51(4): 1043-1059.
- Remy, D. (1993): Pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen an Fließgewässern Nordwestdeutschlands. Westfälisches Museum für Naturkunde, Münster: 118 S.
- Renker, C., Jäckel, K. & Groh, K. (2020): Monitoring von Mollusken in Wäldern des Nationalparks Schwarzwald. RenkerPlan, Harxheim. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Nationalparks Schwarzwald, Fachbereich 2: Ökologisches Monitoring, Forschung & Artenschutz. Freudenstadt: 158 S.
- Rennwald, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. *Schriften. Vegetationskd.* 15: 1-799.
- Rheinheimer, J. & Hassler, M. (2010): Die Rüsselkäfer. Baden-Württembergs-Verlag Regionalkultur.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P. M. & Dufour, S. (2020): Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience* 70(6): 501-514.
- RMD Consult (2004): Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. Unveröffentlichte Ergänzung zum Erläuterungsbericht i.A. des Wasserwirtschaftsamts Ingolstadt.
- Roche, K., Šlapanský, L., Travnik, M., Janáč, M. & Jurajda, P. (2021): The importance of rip-rap for round goby invasion success – a field habitat manipulation experiment. *Journal of Vertebrate Biology* 70(4): 21052-1.
- Roni, P. & Quimby, E. (2005): Monitoring stream and watershed restoration. American Fisheries Society, Maryland: 350 S.
- Rouault, G., Candau, J. N., Lieutier, F., Nageleisen, L. M., Martin, J. C. & Warzée, N. (2006): Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science* 63(6): 613-624.
- Rowson, R., Turner, J., Anderson, R. & Symondson, B. (2014): Slugs of Britain and Ireland. Identification, understanding and control (1. Aufl.). FSC Publications, Telford: 136 S.
- RStudio Team (2021): RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio. PBC, Boston. <http://www.rstudio.com/>.

- Rumm, A., Foeckler, F., Deichner, O., Scholz, M. & Gerisch, M. (2016): Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. *Hydrobiologia* 771: 151-163.
- Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L. & Foeckler, F. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna – Mollix. In: Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Mehl, D., Podschun, S., Pusch, M., Stammel, B. & Scholz, M. (Hrsg.): River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. UFZ-Bericht 2(2020): 193-208.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Mellado, A. et al. (2006): Are Water Beetles Good Indicators of Biodiversity in Mediterranean Aquatic Ecosystems? The Case of the Segura River Basin (SE Spain). *Biodivers Conserv* 15: 4507-4520. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-5101-x>.
- Sattler, J., Colling, M., Geissler, S., Nissl, M. & Foeckler, F. (2020): Erfassung von Mollusken in den Donauauen zwischen Lech- und Usselmündung. *Auenmagazin - Magazin des Auenzentrums Neuburg a. d. Donau* 18: 27-35.
- Schiemer, F. (2000): Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 422: 271-278.
- Schiemer, F., Baumgartner, C. & Tockner, K. (1999): Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. *River Research and Applications* 15(1-3): 231-244.
- Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (2017): Biodiversität der Flussauen Deutschlands - Ergebnisse des F+E-Vorhabens "Entwicklung der Biodiversität von Flussauen". *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 163: 498 S.
- Schneider, S. & Melzer, A. (2003): The trophic index of macrophytes (TIM) – a new tool for indicating the trophic state of running waters. *International Review of Hydrobiology* 88: 49-67.
- Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. *Naturschutz und Landschaftsplanung*. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 482 S.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperdius, H. D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 258 S.
- Schuldes, H. & Kübler, R. (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*: ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg.
- Schwab, A. & Kiehl, K. (2017): Analysis of soil seed bank patterns in an oxbow system of a disconnected floodplain. *Ecological Engineering* 100: 46-55.
- Schwab, A., Stammel, B. & Kiehl, K. (2018): Seed dispersal via a new watercourse in a reconnected floodplain: differences in species groups and seasonality. *Restoration Ecology* 26: 103-113.
- Seele-Dilbat, C., Kretz, L. & Wirth, C. (2022): Vegetation of natural and stabilized riverbanks and early effects of removal of bank fixation. *International Review of Hydrobiology* 107(1-2): 88-99.
- Simpson, E. H. (1949): Measurement of diversity. *Nature* 163(4148): 688-688.
- Sindilariu, P.D., Freyhof, J. & Wolter, C. (2006): Habitat Use of Juvenile Fish in the Lower Danube and the Danube Delta: Implications for Ecotone Connectivity. *Hydrobiologia* 571(1): 51-61.

- Sørensen, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske skrifter* 5: 1-34.
- Southwood, T. R. E. (1961): The number of species of insect associated with various trees. *The Journal of Animal Ecology*: 1-8.
- Spang, W. D. (1996): Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für auentypische Standortbedingungen. *Heidelberger Geographische Arbeiten* 102: 23.
- Stammel, B., Cyffka, B., Geist, J., Müller, M., Pander, J., Blasch, G., Fischer, P., Gruppe, A., Haas F. & Kilg, M. (2012): Floodplain restoration on the Upper Danube (Germany) by re-establishing water and sediment dynamics: a scientific monitoring as part of the implementation. *River Systems* 20: 55-70.
- Stammel, B., Damm, C., Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Gelhaus, M., Horchler, P., Kunder, S., Foeckler, F. & Scholz, M. (2022): Florix, an index to assess plant species in floodplains for nature conservation – Developed and tested along the river Danube. *Ecological Indicators* 145: 109685, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109685>
- Stammel, B., Fischer, P., Gelhaus, M. & Cyffka, B. (2016): Restoration of ecosystem functions and efficiency control: case study of the Danube floodplain between Neuburg and Ingolstadt (Bavaria/Germany). *Environmental Earth Sciences* 75: 1-14.
- Stammel, B., Scholz, M., Ackermann, W. & Horchler, P. (2017): Räumliche Vielfalt der Pflanzenarten in den großen Auen Deutschlands. In Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.): *Entwicklung der Biodiversität von Flussauen, Naturschutz und Biologische Vielfalt* 163: 167-180.
- Stammel, B., Stäps, J., Schwab, A. & Kiehl, K. (2021): Are natural floods accelerators for streambank vegetation development in floodplain restoration? *International review of Hydrobiology* 107: 76-87.
- Steenken, S., Kleinschmidt, M. & Remy, D. (2021): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur Auenrenaturierung: Erfolgskontrollen 20 Jahre später. *BfN-Skripten* 588: 442 S.
- Sternberg, M. (2000): Terrestrial gastropods and experimental climate change: A field study in a calcareous grassland. *Ecological Research* 15(1): 73-81.
- Symmank, L., Natho, S., Scholz, M., Schröder, U., Raupach, K. & Schulz-Zunkel, C. (2020): The impact of bioengineering techniques for riverbank protection on ecosystem services of riparian zones. *Ecological Engineering* 158: 106040.
- Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A. M., Roques, L. & Nadal, E. (2005): Seed inputs in riparian zones: implications for plant invasion. *River Research and Applications* 21: 299-313.
- Thoms, M. C. (2003): Floodplain – river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology* 56(3-4): 335-349.
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (2018): *Gehölze an Fließgewässern - Anlage, Entwicklung und Pflege, Praxisleitfaden - Schriftenr. Thür. Landesanstalt für Umwelt und Geologie* 114: 66-74.
- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation* 29(3): 308-330.
- Trautner, J. (1994): Zielformulierung und Erfolgskontrolle für die Belange des Artenschutzes bei Planungen in Auen – am Beispiel der Laufkäfer (Col.; Carabidae). *Revitalisierung einer Flußlandschaft. Initiativen zum Umweltschutz* 1: 289-303.

- Utschick, H., Strätz, C. & Gruppe, A. (2013): Indikationspotenzial von Mollusken für das Monitoring von Auenrenaturierungen. *Mitteilung der Zoologischen Gesellschaft Braunau* 11(1): 97-138.
- Vogt, K., Rasran, L. & Jensen, K. (2004): Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in Northern Germany. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 199(5): 377-388.
- Von Siemens, M., Hanfland, S., Binder, W., Herrmann, M. & Rehklaue, W. (Hrsg.) (2005): Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft und Landesfischereiverband Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), München: 4-45.
- Weißbrod, M. & Binder, F. (2016): Waldbaumartenentwicklung und ihre Verjüngung. In: Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I., Kiehl, K., Mosandl, R., Schopf, R. & Zahner, V., (Hrsg.): Neue dynamische Prozesse im Auenwald. Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 150: 161-196.
- Werner, P. A., Gross, R. S. & Bradbury, I. K. (1980): The Biology of Canadian Weeds. 45. *Solidago canadensis* L. *Canadian Journal of Plant Science* 60(4): 1393-1409.
- Wickham, H. (2011): The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of Statistical Software* 40(1): 1-29. <https://www.jstatsoft.org/v40/i01/>
- Wickham, H. (2016): ggplot2. *Elegant Graphics for Data Analysis* (2. Aufl.). Springer-Verlag, New York: 260 S. DOI <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>
- Wiese, V. (2016): Die Landschnecken Deutschlands. Finden - Erkennen – Bestimmen (2. Aufl.). Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim: 352 S.
- Williams, C. B. (1961): Studies in the effect of weather conditions on the activity and abundance of insect populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 244(713): 331-378.
- Winter, T. C., Harvey, J., Franke, O. L., Alley, W. M. (1998): Ground Water and Surface Water. A single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139: 79 S.
- Wirth, C., Engelmann, R. A., Haack, N., Hartmann, H., Richter, R., Schnabel, F., Scholz, M. & Seele-Dilbat, C. (2021): Naturschutz und Klimawandel im Leipziger Auwald: Ein Biodiversitätshotspot an der Belastungsgrenze. *Biologie in unserer Zeit* 51(1): 55-65.
- Wollny, J. T., Otte, A. & Harvolk-Schöning, S. (2019): Dominance of competitors in riparian plant species composition along constructed banks of the German rivers Main and Danube. *Ecological Engineering* 127: 324-337.
- Zimmermann, L. & Raspe, S. (2014): Das Wetter 2013: durchschnittlich, aber extrem – LWF-aktuell 99. <https://www.lwf.bayern.de/boden-klima/umweltmonitoring/064736/index.php> (Letzter Zugriff: 03.11.2023).
- Zimmermann, L., Raspe, S., Triebenbacher, C., Lemme H. & Hahn S. (2023): 2022: Wieder ein hartes Jahr für den Wald – LWF aktuell 139. <https://www.lwf.bayern.de/boden-klima/325473/index.php> (Letzter Zugriff: 03.11.2023)

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Das Untersuchungsgebiet im Luftbild, rechts der Donau gelegen. ....	15
Abb. 2:	links: Ausleitungswehr Ottheinrichbach mit Fischtreppe; rechts: Trogbrücke über dem Längenmühlbach. ....	16
Abb. 3:	Maßnahmen zur Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt. ....	17
Abb. 4:	Ausleitungswehr für ökologische Flutungen während der 7. ökologischen Flutung;.....	18
Abb. 5:	rechts: Sielbauwerk bei der Alten Donau; links: Einsetzen der Dammbalken zum Absperren dieses Gewässerabschnittes. ....	19
Abb. 6:	Überblick über die Lage der Monitoringstandorte für die verschiedenen Organismengruppen im gesamten Projektgebiet. ....	24
Abb. 7:	Reduktion des Untersuchungsaufwands zwischen MONDAU I und MONDAU II. ....	25
Abb. 8:	Prallhang an der „1. Rückleitung“, 7 Jahre nach Eröffnung des Ottheinrichbachs. ....	26
Abb. 9:	Summierter Niederschlag (blau) und durchschnittliche Temperatur (rot) der Wetterstation Karlshuld.....	29
Abb. 10:	Lage der 33 Querprofilmesstellen (nummerierte Balken) und der photogrammetrischen Detailaufnahme (roter Kasten) an der „1. Rückleitung“ des OHB. ....	30
Abb. 11:	Links: Orthofoto der 1. Rückleitung des OHB; rechts: Uferverlagerung des OHB in diesem Bereich von Januar 2018 bis März 2022. ....	31
Abb. 12:	Links: Orthophoto des letzten Prallhangs der „1. Rückleitung“ des OHB; rechts: Uferverlagerung dieses Bereichs vor der Mündung in die Donau von Januar 2018 bis 2019, 2020 und 2022.....	32
Abb. 13:	Querprofile des Ottheinrichbachs.....	33
Abb. 14:	Kartierung von Strukturelementen auf der Basis eines Orthophotos von März 2022. ....	34
Abb. 15:	Lage der permanenten Fließgewässerpegel im Projektgebiet mit Pegelbezeichnung. ....	36
Abb. 16:	Orthophoto vom „Ausleitungsbauwerk der ökologischen Flutung“ bis zur „1. Rückleitung“ während der ökologischen Flutung am 12.05.2023. ....	37
Abb. 17:	Dokumentation der ökologischen Flutungen (ÖF). ....	39
Abb. 18:	Ganglinien (Tagesmittelwerte) der Fließgewässerpegel .....	39
Abb. 19:	Wasserstandsamplitude zweier Fließgewässerpegel. ....	40
Abb. 20:	Orthofoto des OHB und des Längenmühlbachs während der ökologischen Flutung im Mai 2023. ....	41

Abb. 21:	Lage der acht permanenten Grundwasserpegel und der drei Bodenfeuchtemessstellen im Projektgebiet. ....	43
Abb. 22:	Links: Bodenfeuchtetranspekt; Mitte: Orthophoto eines Bodenprofils; rechts: vertikale Anordnung der Bodenfeuchtesensoren .....	44
Abb. 23:	Ganglinien (Tagesmittelwerte) der permanenten Grundwasserpegel.....	45
Abb. 24:	Wasserstandsamplitude zweier Grundwasserpegel .....	45
Abb. 25:	Bodenfeuchte in $m^3/m^3$ der Bodenfeuchtesensoren .....	46
Abb. 26:	Bodenfeuchte in $m^3/m^3$ des bodennahen (-25 cm) Sensors BFM_02_01_03 und Niederschlag in mm pro Tag der Wetterstation Karlshuld.....	46
Abb. 27:	Unterteilung des Untersuchungsgebietes in sechs Abschnitte auf der Grundlage der hydrologischen Ausgangsbedingungen .....	51
Abb. 28:	Fotos der sechs Abschnitte (Nummer des Abschnitts im Bild) im Sommer 2022.....	51
Abb. 29:	Überblick über die verwendeten Methoden zur Erfassung der Wasser- und Ufervegetation.....	52
Abb. 30:	Vergleich der Kenngrößen des BioAu-Index für die Wasser- und Ufervegetation zwischen 2010, 2012 und 2022.....	55
Abb. 31:	Darstellung der Veränderung der Vegetationsbedeckung und der Artenzahl der Dauerbeobachtungsflächen zwischen den Jahren 2010 bis 2022.....	56
Abb. 32:	Boxplots des Sörensen-Index, der konstanten Arten, der im jeweiligen Zeitabschnitt neu hinzugekommenen und verschwundenen Arten. ....	57
Abb. 33:	Transektaufnahmen (2010-2022) von Transekt 1c. ....	59
Abb. 34:	Die beiden Uferseiten des Ottheinrichbach im Transekt 3a.....	60
Abb. 35:	Transektaufnahmen (2009-2022) von Transekt 3b.....	61
Abb. 36:	Transektaufnahmen (2011-2022) für das Transekt 4a. ....	62
Abb. 37:	Prozentuale Anteile zusammengefasster Vegetationseinheiten der flächigen Wasser-und Ufervegetationskartierung. ....	63
Abb. 38:	Bei der ökologischen Flutung 2022 überschwemmte Flächen.....	71
Abb. 39:	Übersichtskarte der 72 Dauerbeobachtungsflächen im mittelfristigen Monitoring.....	72
Abb. 40:	Vergleich verschiedener Kenngrößen des biozönotischen Auenzustands (Bodenvegetation) zwischen 2008, 2012 und 2022 .....	74
Abb. 41:	Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der pro Flutungskategorie und Untersuchungsjahr zusammengefassten 72 Flächen. ....	76
Abb. 42 :	Mittlere Artenzahl in der Bodenvegetation der Auenwaldflächen.. ....	78
Abb. 43:	Mittlere Anzahl der Gesamtarten, Zielarten der Röhrlichtzone, der Hartholzau und der nicht-auenotypischen Arten (2008, 2012 und 2022) .....	79
Abb. 44:	Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen sowie der $\alpha$ -Diversität (Simpson-Index) auf den Probeflächen.....	88

Abb. 45 :	Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen sowie der $\alpha$ -Diversität (Simpson-Index) in den Habitattypen. ....	89
Abb. 46:	Entwicklung der Arten- und Individuenzahlen bzw. deren prozentuale Verteilung in den Lebensraumgilden im Untersuchungsgebiet. ....	91
Abb. 47 :	Entwicklung der Artenzahlen bzw. deren prozentualer Verteilung in den Lebensraumgilden in den Habitattypen. ....	92
Abb. 48:	Entwicklung der Individuenzahlen bzw. deren prozentualer Verteilung in den Lebensraumgilden in den Habitattypen. ....	93
Abb. 49:	Karte der Standorte der Arthropodenfallen und der Beprobung der Mollusken, unterteilt in die vier Feuchtestufen und die Kiesbänke. ....	100
Abb. 51:	Verwendete Kreuzfensterfallen. Altes und neues Modell. ....	102
Abb. 52:	Entwicklung der Artenzahl (nur eindeutig bestimmte Arten) und Individuenzahl der Zikaden. ....	104
Abb. 53:	Artenzahlen je Probenstandort ( $\alpha$ -Diversität) der Zikaden der Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum. ....	104
Abb. 54:	Entwicklung der Artenzahl (nur eindeutig bestimmte Arten) und Individuenzahl der Wanzen. ....	106
Abb. 55:	Artenzahlen je Probenstandort ( $\alpha$ -Diversität) der Wanzen der Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum. ....	107
Abb. 56:	Entwicklung der Artenzahl (nur eindeutig bestimmte Arten) und Individuenzahl der Käfer. ....	109
Abb. 57 :	Artenzahlen je Probenstandort ( $\alpha$ -Diversität) der Käfer der Straten Boden, Strauchschicht und Kronenraum. ....	109
Abb. 58:	Entwicklung der Artenzahl und Individuenzahl der auwaldtypischen Käfer. ....	111
Abb. 59:	Artenzahl und Individuenzahl der gefangenen Käfer der sechs Kiesflächen am Ottheinrichbach für das Jahr 2022. ....	112
Abb. 60:	Beispiele für artenärmere Kiesflächen mit starkem Bewuchs und wenig Kies und artenreichere Kiesflächen frei von Vegetation und viel sauberem Kies. ....	115
Abb. 61:	Schematische Querschnitte der drei verschiedenen Lebensraumtypen Fließgewässer, Donau-Altarm und Auetümpel des neuen Auenflusses. ....	119
Abb. 62:	Übersichtskarte Probenstellen Teil aquatische Biodiversität. ....	119
Abb. 63:	Principal Component Analysis (PCA) der gemessenen abiotischen Parameter. ....	123
Abb. 64:	Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Fischartengemeinschaft. ....	128
Abb. 65:	ANOSIM-Analyse der Fischartengemeinschaft in den Makrohabitaten. ....	129
Abb. 66:	SIMPER-Analyse der Fischartengemeinschaft in den Makrohabitaten. ....	130
Abb. 67:	Streudiagramm der Abundanz der Fischarten für die zwei Habitattypen Fließgewässer und Donau-Altarm. ....	131

---

Abb. 68:	Logarithmierte Längenhäufigkeitsverteilung von mittelgroßen Fischarten Rotaugen ( <i>Rutilus rutilus</i> ), Hasel ( <i>Leuciscus leuciscus</i> ), Bachschmerle ( <i>Barbatula barbatula</i> ) und Gründling ( <i>Gobio gobio</i> ).....	132
Abb. 69:	Logarithmierte Längenhäufigkeitsverteilung von großen Fischarten Barbe ( <i>Barbus barbus</i> ), Nase ( <i>Chondrostoma nasus</i> ), Hecht ( <i>Esox lucius</i> ) und Aitel ( <i>Squalius cephalus</i> ) .....	133
Abb. 70:	NMDS ausgewählter Fließgewässerstrecken (FG 1 bis FG 10) mit Untersuchung der Auswirkung der Grundwasserabsenkung.....	134
Abb. 71:	Logarithmierte Längenhäufigkeitsverteilung der Schwarzmundgrundel. ....	135
Abb. 72:	Einteilung des Untersuchungsgebiets in die zwei Bereiche, die in der integrierenden Bewertung verglichen wurden. ....	143
Abb. 73:	Kurz- und mittelfristige Veränderung der Artenzahl, der Anzahl der Rote Liste-Arten und der autotypischen Arten für die einzelnen Artengruppen .....	145
Abb. 74:	Nicht-metrische mehrdimensionale Skalierung (NMDS) aller erhobenen biotischen Daten.....	147

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die im Dynamisierungsprojekt durchgeführten Monitoringuntersuchungen und ihr Bezug zu MONDAU I und II; .....	23
Tab. 2:	Einteilung der ökologischen Flutungen (ÖF) und Hochwasser in Stufen und Wasserflächen .....	38
Tab. 3:	Ausgewählte Kenngrößen des BioAu-Index nach Januschke et al. (2023).....	53
Tab. 4:	Indizes und Landschaftsstrukturmaße für die Abschnitte 3-6. LE: Landschaftselemente.....	64
Tab. 5:	Lebensraumgilden (Schwerpunktvorkommen) nach Utschick et al. (2013, in Anlehnung an Ložek 1964, Falkner 1991) .....	86
Tab. 6:	Entwicklung der $\beta$ -Diversität (Sørensen-Unähnlichkeitsindex) im Untersuchungsgebiet bzw. in den Habitattypen zwischen den drei Zeitschnitten.....	90
Tab. 7:	Entwicklung der BioAu-Kenngrößen (in Anlehnung an Januschke et al. 2023) im Untersuchungsgebiet sowie in den Habitattypen. ....	94
Tab. 8:	Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Zikaden, dargestellt mithilfe der Sørensen-Dissimilarity der einzelnen Zeiträume. ....	105
Tab. 9:	Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Wanzen, dargestellt mithilfe der Sørensen-Dissimilarity der einzelnen Zeiträume. ....	108
Tab. 10:	Vergleich der Artzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) der Käfer, dargestellt mithilfe der Sørensen-Dissimilarity der einzelnen Zeiträume. ....	110
Tab. 11:	Mittelwert und Standardabweichung der abiotischen Habitatparameter.....	124
Tab. 12:	Individuenzahl (N), Artenzahl (S) und Gesamtartenzahl (Gesamt S) der gefangenen Fische vor und nach der Inbetriebnahme.....	125
Tab. 13:	Gesamtfang der Fische nach Individuenanzahl in den Habitaten .....	125
Tab. 14:	ANOSIM – Paarweise Analyse der Fischartengemeinschaft.....	127
Tab. 15:	Individuenzahlen der invasiven Arten Schwarzmundgrundel ( <i>N. melanostomus</i> ), Stichling ( <i>G. aculeatus</i> ), Blaubandbärbling ( <i>P. parva</i> ), Giebel ( <i>G. gibelio</i> ) .....	135

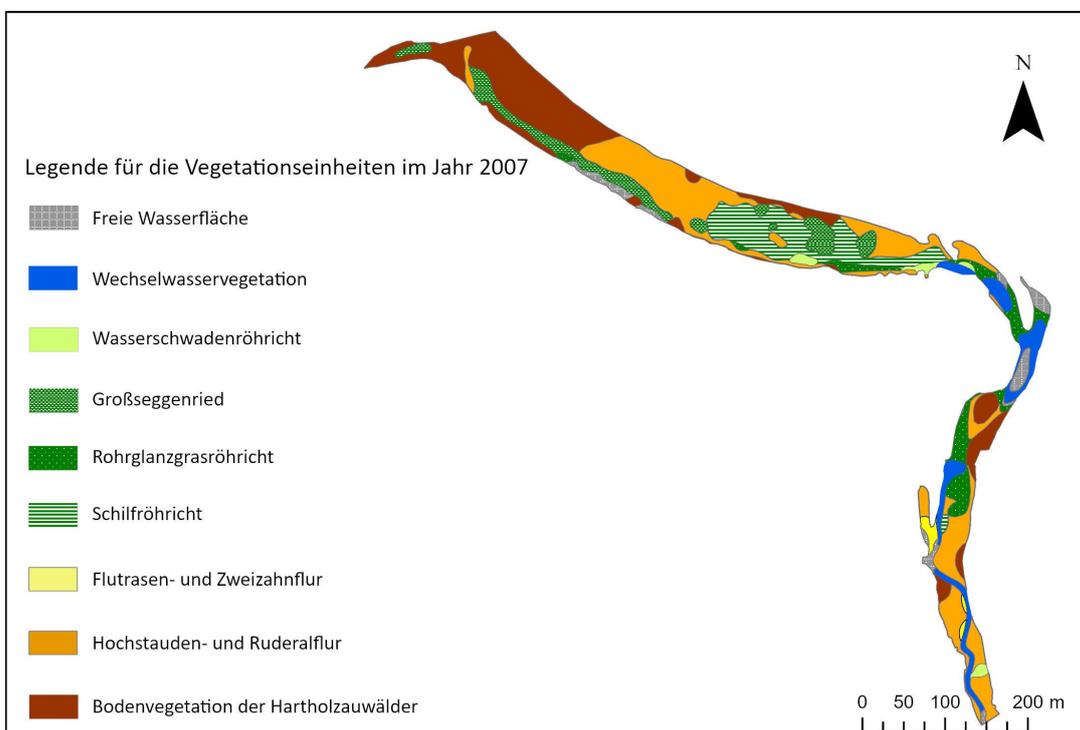
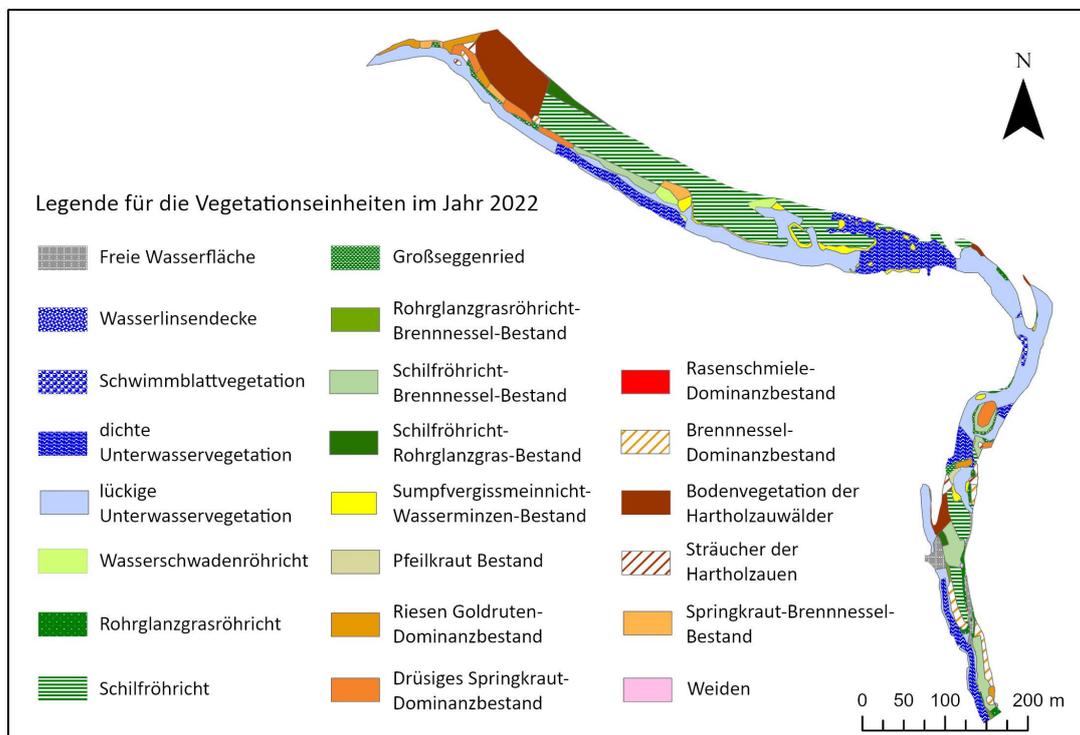
## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
AL	Anzahl der Landschaftselemente
BACI	Before-After-Control-Impact
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BioAu	Biozönotischer Auenindex
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
CONTAG	Contagion Index
DBF	Dauerbeobachtungsfläche
dGPS	Differential Global Positioning System
FDR	Frequency Domain Reflectometry
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GIS	geographisches Informationssystem
GSK	Gewässerstrukturkartierung
GWM	Grundwassermessstelle
HQ10	10-jährliches Hochwasser
IJI	Interspersion and Juxtaposition Index
MGL	Mittlere Größe der Landschaftselemente
MONDAU	Monitoring Donauauen
N	Anzahl
NF	Natürliche Flutung
NMDS	Nicht-metrische multidimensionale Skalierung
ÖF	Ökologische Flutung
OHB	Ottheinrichbach
QP	Querprofil
RESI	River Ecosystem Service Index
RL BY/D	Rote Liste Bayern/Deutschland
SfM	Structure from Motion
SiDi	Simpson's Diversity Index
TLS	Terrestrisches Laserscanning

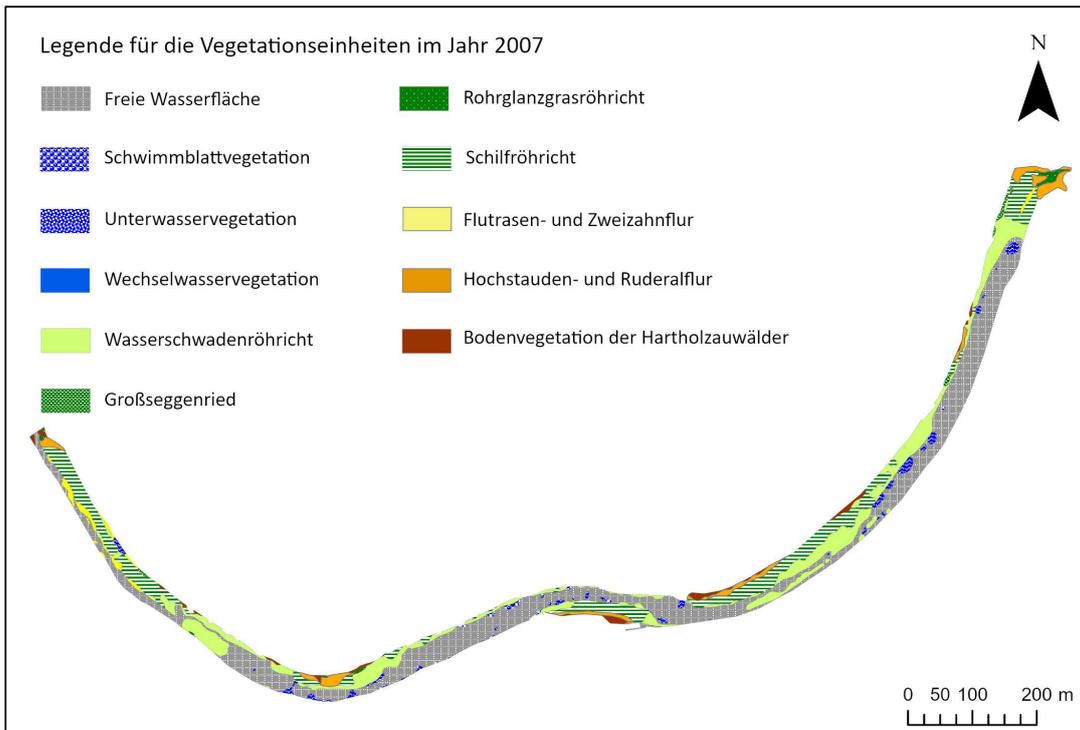
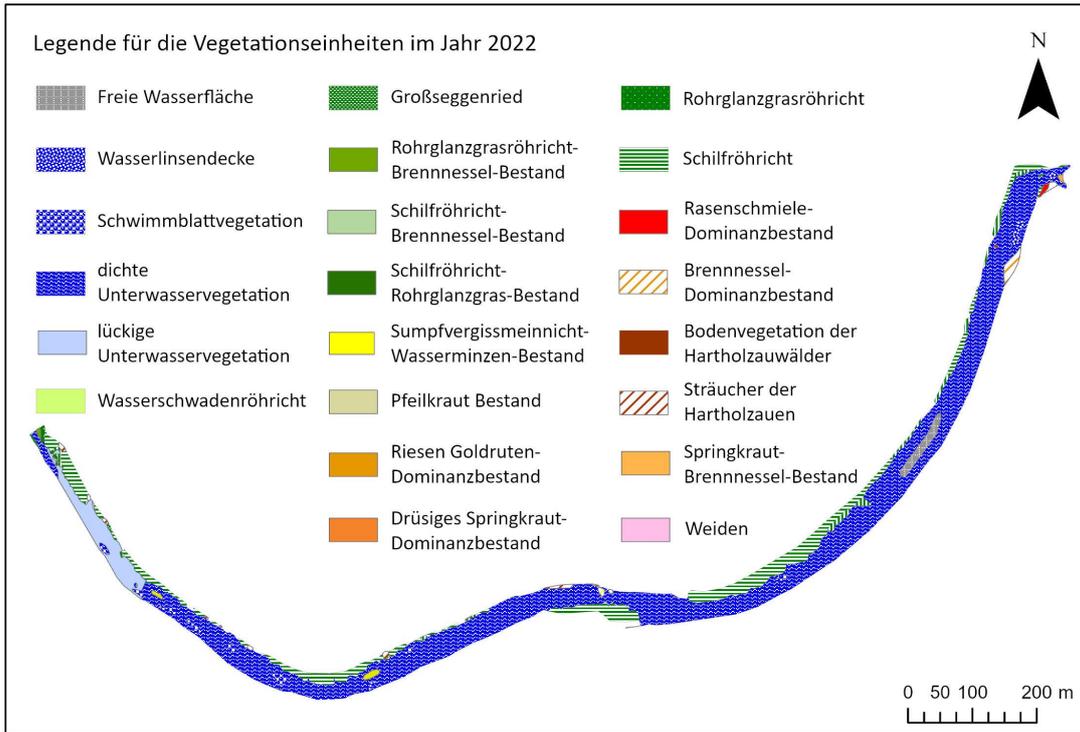
## A Anhang

### A.1 Vegetationskartierung

#### A.1.1 Karte der Vegetationseinheiten Abschnitt 3 für das Jahr 2022 (obere Karte) und 2007 (untere Karte)



**A.1.2 Karte der Vegetationseinheiten Abschnitt 4 für das Jahr 2022 (obere Karte) und 2007 (untere Karte)**



## A.2 Gesamtartenliste MONDAU Mollusken

Gesamtartenliste (absteigend nach Gesamtindividuenzahl sortiert) mit Angabe des Rote Liste Status Deutschland (RLD, Jungbluth & Knorre 2011) und Bayern (RLB, Bayerisches Landesamt für Umwelt 2022), Zugehörigkeit zu den Lebensraumgilden (G, nach Utschick et al. 2013, in Anlehnung an Ložek 1964, Falkner 1991) sowie Individuenzahlen der rezent (N<sub>rez</sub>) oder subrezent (N<sub>sr</sub>) erfassten Mollusken insgesamt (0-2) und in den drei Zeitschnitten (0: vor (2009/2010), 1: Monitoring 2012 und 2: Monitoring 2022/2023 nach Redynamisierung) sowie Änderung der relativen Häufigkeiten ( $\Delta D_{01}$ ,  $\Delta D_{12}$  in %) und der Stetigkeit ( $\Delta S_{01}$ ,  $\Delta S_{12}$  in n Probeflächen) zwischen den Zeitschnitten

Artname wissenschaftlich	RL D	RL B	G	0-2 N <sub>rez</sub>	0 N <sub>rez</sub>	1 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>sr</sub>	$\Delta D_{01}$	$\Delta D_{12}$	$\Delta S_{01}$	$\Delta S_{12}$
<i>Aegopinella nitens</i>	*	*	W	737	63	113	561	213	-1,0	17,8	0	4
<i>Monachoides incarnatus</i>	*	*	W	502	52	134	316	79	1,7	5,6	4	1
<i>Cochlodina laminata</i>	*	*	W	283	32	60	191	23	-0,4	4,7	0	9
<i>Helicodonta obvoluta</i>	*	V	W	204	43	71	90	1	-1,1	-0,5	3	4
<i>Cepaea hortensis</i>	*	*	W	203	57	87	59	37	-1,9	-2,8	3	0
<i>Discus rotundatus</i>	*	*	W	181	49	95	37	103	-0,3	-4,3	3	-5
<i>Punctum pygmaeum</i>	*	*	M	159	52	50	57	38	-3,6	-0,6	3	-6
<i>Arion vulgaris</i>	nb	nb	M	143	35	38	70		-2,1	0,7	0	6
<i>Arianta arbustorum arbustorum</i>	*	*	W	140	15	105	20	25	4,7	-5,7	6	-5
<i>Carychium tridentatum</i>	*	*	H	131	14	26	91	481	-0,2	2,4	5	1
<i>Helix pomatia</i>	*	*	W	129	24	42	63	93	-0,5	0,2	2	3
<i>Ena montana</i>	V	V	W	127	21	53	53	27	0,6	-1,0	0	1
<i>Vitrinobrachium breve</i>	*	*	M	110	20	11	79	22	-1,9	2,8	-8	10
<i>Cochlicopa lubrica</i>	*	*	H	108	14	47	47	34	1,1	-0,9	6	-7
<i>Trochulus striolatus</i>	V	3	W	98	20	57	21	13	1,0	-2,6	2	-6
<i>Acanthinula aculeata</i>	*	*	W	89	16	12	61	81	-1,3	2,0	-2	8
<i>Alinda biplicata biplicata</i>	*	*	W	87	13	21	53	4	-0,4	1,0	3	2

Artname wissenschaftlich	RL D	RL B	G	0-2 N <sub>rez</sub>	0 N <sub>rez</sub>	1 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>sr</sub>	Δ D <sub>01</sub>	Δ D <sub>12</sub>	Δ S <sub>01</sub>	Δ S <sub>12</sub>
<i>Euconulus fulvus</i>	*	*	W	86	31	54	1	2	-0,6	-3,3	-1	-15
<i>Fruticicola fruticum</i>	*	*	W	69	17	32	20	25	-0,2	-1,1	1	-3
<i>Succinea putris</i>	*	*	P	62	6	38	18	9	1,6	-1,6	4	-4
<i>Euglesa casertana</i>	*	*	F	60	2	21	37	5	1,1	0,3	4	-3
<i>Trochulus villosus</i>	V	3	W	58	7	20	31	9	0,4	0,1	3	1
<i>Petasina unidentata cobresiana</i>	2	R	W	46	4	27	15	2	1,2	-1,0	7	-3
<i>Columella edentula</i>	*	V	H	41	6	26	9	3	0,9	-1,2	8	-5
<i>Merdigera obscura</i>	*	V	W	38	9	16	13	2	-0,2	-0,4	3	-2
<b><i>Vitrina pellucida</i></b>	*	*	M	37	12	25			0,0	-1,6	2	-11
<i>Arion circumscriptus silvaticus<sup>1)</sup></i>	*	*	W	36	12	14	10		-0,7	-0,4	0	-2
<i>Euglesa globularis</i>	3	V	P	36		2	34	5	0,1	1,4	2	-1
<i>Urticicola umbrosus</i>	V	3	W	36	2	8	26	2	0,2	0,7	3	1
<b><i>Euglesa subtruncata</i></b>	*	*	L	33			33	6	0,0	1,5	0	1
<i>Oxyloma elegans</i>	*	*	P	33	6	19	8		0,4	-0,8	4	-4
<b><i>Vertigo pygmaea</i></b>	*	*	O	32	12	20		18	-0,3	-1,3	2	-6
<i>Trochulus coelomphala</i>	R	2	P	27	4	12	11	1	0,2	-0,3	2	0
<i>Arion fuscus</i>	*	*	W	26	3	12	11		0,4	-0,3	6	-2
<i>Zonitoides nitidus</i>	*	*	P	23	1	17	5	4	0,9	-0,8	4	-3
<i>Stagnicola turricula</i>	3	2	L	22	3		19		-0,4	0,8	-1	2
<i>Macrogastera ventricosa</i>	*	V	W	21	2	11	8		0,4	-0,3	5	-5
<b><i>Vallonia costata</i></b>	*	*	O	20	5	15		74	0,3	-0,9	1	-5
<i>Carychium minimum</i>	*	*	P	19		5	14	66	0,3	0,3	3	2
<b><i>Deroceras juranum</i></b>	D	G	W	19	8	11			-0,3	-0,7	3	-8
<i>Deroceras laeve</i>	*	V	P	19	1	14	4		0,7	-0,7	4	-2
<i>Deroceras reticulatum</i>	*	V	M	17	9	2	6		-1,0	0,1	-6	3
<i>Planorbis planorbis</i>	*	*	P	16	3	5	8	5	-0,1	0,0	2	0
<i>Perpolita hammonis</i>	*	*	W	14	6	7	1		-0,3	-0,4	1	-5
<b><i>Semilimax semilimax</i></b>	3	3	W	14	5	9			-0,1	-0,6	5	-7

Artname wissenschaftlich	RL D	RL B	G	0-2 N <sub>rez</sub>	0 N <sub>rez</sub>	1 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>sr</sub>	Δ D <sub>01</sub>	Δ D <sub>12</sub>	Δ S <sub>01</sub>	Δ S <sub>12</sub>
<i>Truncatellina cylindrica</i>	3	3	O	14	4	8	2		0,0	-0,4	0	-1
<i>Vallonia pulchella</i>	*	*	O	14	9	5		76	-0,8	-0,3	-1	-4
<i>Galba truncatula</i>	*	*	P	12		8	4	20	0,5	-0,3	5	-2
<i>Bathyomphalus contortus</i>	*	*	L	11	3	8			0,1	-0,5	3	-4
<i>Sphaerium corneum</i>	*	V	L	11	4	7		1	-0,1	-0,4	3	-4
<i>Vitrea crystallina</i>	*	*	W	11	1	10		3	0,5	-0,6	4	-5
<i>Cecilioides acicula</i>	*	V	O	10	2	3	5	8	-0,1	0,0	0	2
<i>Macrogaster plicatula plicatula</i>	V	V	W	10	3	6	1	1	0,0	-0,3	0	-2
<i>Oxychilus cellarius</i>	*	*	M	10	2	6	2		0,1	-0,3	4	-4
<i>Planorbis carinatus</i>	2	V	L	10		10			0,6	-0,6	1	-1
<i>Bithynia tentaculata</i>	*	*	L	9	1	6	2	5	0,2	-0,3	4	-3
<i>Isognomostoma isognomostomos</i>	*	*	W	9	2	7			0,2	-0,4	2	-4
<i>Limax maximus</i>	*	G	M	8	1	7			0,3	-0,4	5	-6
<i>Stagnicola fuscus</i>	3	3	L	8		6	2	6	0,4	-0,3	5	-4
<i>Arion circumscriptus circumscriptus<sup>1)</sup></i>	*	3	W	7	3	4			-0,1	-0,3	-2	-1
<i>Boettgerilla pallens</i>	nb	D	W	7	3	4			-0,1	-0,3	0	-3
<i>Cochlicopa lubricella</i>	V	3	X	7	2	4	1	1	0,0	-0,2	0	-1
<i>Deroceras agreste</i>	G	3	H	7	4	2	1		-0,4	-0,1	-2	-1
<i>Limax cinereoniger</i>	*	*	W	6		2	4		0,1	0,1	2	1
<i>Vertigo pusilla</i>	*	*	W	6	5	1		1	-0,6	-0,1	-3	-1
<i>Arion distinctus</i>	*	*	O	5	1		4		-0,1	0,2	-1	3
<i>Arion rufus</i>	*	3	M	5	2	3			-0,1	-0,2	-1	-1
<i>Trochulus hispidus</i>	*	*	M	5	3	2			-0,3	-0,1	-2	-1
<i>Cepaea nemoralis</i>	*	*	M	4	2	2			-0,1	-0,1	-1	-1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	nb	nb	F	3		1	2		0,1	0,0	1	1
<i>Radix balthica</i>	*	*	F	3			3		0,0	0,1	0	2
<i>Succinella oblonga</i>	*	V	M	3	2		1	21	-0,3	0,0	-2	1
<i>Vallonia excentrica</i>	*	V	O	3	1	2		1	0,0	-0,1	0	-1

Artnamen wissenschaftlich	RL D	RL B	G	0-2 N <sub>rez</sub>	0 N <sub>rez</sub>	1 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>rez</sub>	2 N <sub>sr</sub>	Δ D <sub>01</sub>	Δ D <sub>12</sub>	Δ S <sub>01</sub>	Δ S <sub>12</sub>
<i>Euglesa nitida</i>	*	*	F	2		1	1		0,1	0,0	1	0
<i>Physa acuta</i>	nb	nb	L	2		2			0,1	-0,1	1	-1
<i>Planorbarius corneus</i>	*	*	L	2			2		0,0	0,1	0	2
<i>Radix lagotis</i>	1	2	F	2		1	1		0,1	0,0	1	0
<i>Valvata cristata</i>	G	G	P	2		1	1	3	0,1	0,0	1	0
<i>Euconulus praticola</i>	V	V	P	1			1		0,0	0,0	0	1
<i>Gyraulus albus</i>	*	V	L	1		1		1	0,1	-0,1	1	-1
<i>Macrogaster attenuata</i>	V	V	W	1			1		0,0	0,0	0	1
<i>Perpolita petronella</i>	2	3	H	1	1				-0,1	0,0	-1	0
<i>Euglesa henslowana</i>	*	V	F					4	0,0	0,0	-	-
<i>Pupilla muscorum</i>	V	3	O					4	0,0	0,0	-	-
<i>Valvata piscinalis</i> <sup>2)</sup>	V	3	L					2	0,0	0,0	-	-
<i>Anisus vortex</i>	V	G	L					1	0,0	0,0	-	-
<i>Helicella itala</i>	3	G	X					1	0,0	0,0	-	-
<i>Vertigo antivertigo</i>	V	3	P					1	0,0	0,0	-	-
<i>Viviparus contectus</i>	3	2	L					1	0,0	0,0	-	-
<b>Individuenzahl</b>				<b>4.623</b>	<b>777</b>	<b>1.594</b>	<b>2.252</b>	<b>1.674</b>				
<b>Artenzahl</b>					<b>65</b>	<b>73</b>	<b>60</b>	<b>54</b>				

**RLD bzw. RLB:** 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, R = extrem selten, V = Vorwarnliste, D = Daten unzureichend, \* = ungefährdet, nb = nicht bewertet; **G:** Gilden – F = Fließgewässer-, L = Stillgewässer-, P = Sumpfsarten, H = Hygrophile Arten, W = Waldarten, M = Mesophile Arten, O = Offenlandarten; **Erläuterung:** Individuen mit dem Zusatz „cf.“ wurden der jeweiligen Art zugeschlagen (vgl. Kapitel 6) und sind hier nicht weiter gekennzeichnet; Fettdruck schwarz = Art 2022/2023 zum ersten Mal lebend im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, Fettdruck grau = Art 2022/2023 zum ersten Mal subrezent (verwittert) im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, Fettdruck blau = Art 2022/2023 nicht mehr rezent im Untersuchungsgebiet nachgewiesen; grün = Zunahme bzw. orange = Abnahme in den relativen Häufigkeiten zwischen den Zeitschnitten, Änderungen  $\geq \pm 1\%$  werden fett hervorgehoben; <sup>1)</sup> Gemäß der bayerischen Roten Liste (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2022) werden die Arten *Arion circumscriptus* und *Arion silvaticus* taxonomisch als Unterarten von *Arion circumscriptus* aufgefasst. Somit dürften diese nicht sympatrisch (in sich überschneidenden Verbreitungsgebieten) oder gar syntop (im selben Habitat) vorkommen, was hier jedoch der Fall ist. Korrekterweise müssten diese entweder als getrennte Arten oder als Synonyme behandelt werden. Um die Vergleichbarkeit zu den Ergebnissen aus 2009/2010 bzw. 2012 zu gewährleisten, wird die Auftrennung in Unterarten jedoch beibehalten. <sup>2)</sup> Wird *Valvata piscinalis piscinalis* in der RLD gleichgesetzt

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

**DOI 10.19217/skr717**