RHEINAUEN bei Rastatt

Erfolgskontrolle

Makrophyten und Phytobenthos

- Schlussbericht 2011 / 2015 -

mit Unterstützung des Finanzierungsinstruments LIFE der Europäischen Gemeinschaft

Auftraggeber: **Regierungspräsidium Karlsruhe**
Referat 56 „Naturschutz und Landschaftspflege“
76247 Karlsruhe

Baden-Württemberg
REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE

Auftragnehmer: **ALAND**
Ingenieure und Ökologen für Wasser und Umwelt

Boeckhstraße 31
76137 Karlsruhe
Telefon 0721 / 38 52 71
Telefax 0721 / 38 52 75
e-mail aland@aland-sued.de

Bearbeitung: Dipl.-Ing. Rolf Bostelmann (ALAND)

Dr. Antje Gutowski (AlgaLab Bremen)
Dr. Gabriele Hofmann (Glashütten)

ALAND

Karlsruhe, 28. Oktober 2015

Inhaltsverzeichnis

1 Aufgabenstellung 1
2 Lage der Untersuchungsstellen und durchgeführte Untersuchungen 1
3 Untersuchungsmethodik 4
3.1 Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer 4
3.2 Bearbeitung 5
3.3 Zuordnung der Untersuchungsgewässer zu Gewässertypen 5
3.4 Makrophyten 7
3.4.1 Nomenklatur 7
3.4.2 Probennahme 7
3.4.3 Typzuordnung 7
3.4.4 Bewertung der ökologischen Qualität 8
3.5 Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) 9
3.5.1 Probenahme 9
3.5.2 Mikroskopische Analyse und fotografische Dokumentation der Taxa 9
3.5.3 Erstellen des Gesamtbefundes pro Probestelle 10
3.5.4 Bewertung des ökologischen Zustands – allgemeines Vorgehen 10
3.6 Diatomeen 12
3.6.1 Probennahme, Präparation, Auszählung und Datendokumentation 12
3.6.2 Bewertung der ökologischen Qualität 13
4 Ergebnisse 16
4.1 Makrophyten 16
4.2 Phytobenthos ohne Diatomeen 20
4.3 Diatomeen 24
5 Bewertung der ökologischen Qualität 25
5.1 Makrophyten 25
5.1.1 Übersicht über die Bewertungsergebnisse 25
5.1.2 Ergebnisse für die einzelnen Untersuchungsstellen 25
5.1.3 Plausibilisierung 43
5.2 Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) 44
5.2.1 Übersicht über die Bewertungsergebnisse 44
5.2.2 Ergebnisse für die einzelnen Untersuchungsstellen 44
5.2.3 Zusammenfassung der Plausibilisierungen 49
5.3 Diatomeen 49
5.3.1 Überblick über die Bewertungsergebnisse 2011 / 2015 49

5.3.2 Ergebnisse für die einzelnen Untersuchungsstellen 50
5.3.3 Plausibilisierung 56
6 Vergleich der Ergebnisse von 2011 und 2015 57
6.1 Naturnahe Umgestaltung des Riedkanals in der Geggenau (C.1) 57
6.2 Anbinden der Hofwaldschlut an den Riedkanal (C.2) 58
6.2.1 Riedkanal im Hofwald (C.2-1) 58
6.2.2 Hofwaldschlut im Hofwald(C.2-2) 59
6.3 Naturnahe Umgestaltung der Murg in Rastatt (C.3) 60
6.3.1 Murg Badische Brücke (C.3-1) 60
6.3.2 Murg Adenauer Brücke (C.3-2) 61
6.4 Bau eines kleinen Rhein-Nebenarms bei der Tomateninsel (C.4) 62
6.5 Anlegen eines flachen Rheinufers bei Rhein-KM 343 (C.4) 63
6.6 Verbessern der Anbindung des Wintersdorfer Altrheins durch eine kleine Schlut (C.6) 64
7 Literatur 65

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Die Lage der Untersuchungsstellen im Projektgebiet 2
Abb. 4.1: Im Riedkanal in der Geggenau bildet der Nussfrüchtige Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) große Bestände (C.1, Juli 2015). 17
Abb. 4.2: Dichte Bestände vom Einfachen Igelkolben (Sparganium emersum) und vom Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) bestimmen die Makrophytenvegetation des Riedkanals.. 17
Abb. 4.3: Am Rhein wird die Makrophytenvegetation von den Wassermoosen bestimmt.. 20
Abb. 4.4: *Draparnaldia glomerata* mit ihren verzweigten, in Haupt- und Nebenachse gegliedertem Faden 21
Abb. 4.5: *Hydrodictyon reticulatum* mit den bienenwabenartig zu einem Netz angeordneten Zellen 21
Abb. 4.6: Blasig aufschwimmende Thalli von *Enteromorpha pilifera*. Jeder einer Zelle Chloroplast enthält mehrere Pyrenoide. 22
Abb. 4.7: Gallertige Lager von *Nostoc parmelioides* auf Stein (links). Die Zellen der Blaualge liegen perlschnurartig in der gemeinsamen Gallerte (rechts). 23
Abb. 4.8: Büschel borstenförmiger Fäden von *Paralemanea catenata* f. *nodosa*. Im Querschnitt des Thallus ist die Achse sichtbar, die von vielen Hüllfäden umgeben ist. 23
Abb. 5.1: Blick auf die untersuchte Probestelle am Riedkanal in der Geggenau (C.1). 27
Abb. 5.2: Wie vor der Umgestaltung (2011) werden die Uferzonen von dichten Beständen mit Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) und anderen Kleinröhrichten besiedelt. I 28
Abb. 5.3: Blick auf die untersuchte Probestelle am Riedkanal an der Hofwaldschlut (C.2).. 29
Abb. 5.4: Bildpaar von der untersuchten Probestelle am Riedkanal im Hofwald. 30

Abb. 5.5: Blick auf die untersuchte Probestelle im neu gebauten Bachlauf in der Hofwaldschlut (C.2-2, Juli 2015). 31
Abb. 5.6: Detail von der oben im Bild gezeigten Verklausung mit Totholz. 32
Abb. 5.7: Blick auf die untersuchte Probestelle an der Murg in Rastatt unterhalb der Badischen Brücke (C.3-1, 2. August 2011). 33
Abb. 5.8: Bildpaar von der untersuchten Probestelle an der Murg in Rastatt oberhalb des Rohrerstegs. Die Murg führt wenig Wasser (C.3-1, Juli 2015). 34
Abb. 5.9: Blick auf die untersuchte Probestelle an der Murg in Rastatt oberhalb der Adenauer Brücke (C.3-2).). 35
Abb. 5.10: Bildpaar von der untersuchten Probestelle an der Murg in Rastatt oberhalb der Adenauer Brücke nach Umgestaltung. 36
Abb. 5.11: Panoramabild des neu gebauten Nebenarms auf der Tomateninsel 37
Abb. 5.12: Blick auf den untersuchten Nebenarm auf der Tomateninsel (Juli 2015). 37
Abb. 5.13: Blick auf das klassisch befestigte Ufer mit Treidelpfad bei Rhein-KM 343. 38
Abb. 5.14: Panoramabild vom abgeflachten Uferbereich bei Rhein-KM 343 (C.5-2, Juli 2015). 38
Abb. 5.15: Abgeflachter Uferbereich bei Rhein-KM 343. 39
Abb. 5.16: Blick auf den Wasserwechselbereich des umgestalteten Ufers. 39
Abb. 5.17: Blick auf eine benachbarte Uferabflachung am Rhein bei Plittersdorf. 40
Abb. 5.18: Blick auf die untersuchte Schlut am Wintersdorfer Altrhein (C.6). 41
Abb. 5.19: Aufgrund der niedrigen Rheinwasserstände ist ein Großteil der Schlut trocken gefallen (C.6, Juli 2015) 42
Abb. 5.20: Blick auf die Untersuchungsstelle C.6 (Juli 2015) 43

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Namen und Koordinaten der Probestellen für die Untersuchung der biologischen Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ 2011 und 2015 1
Tab. 2.2: Untersuchungsprogramm 3
Tab. 3.1: Übersicht über die Indikationseigenschaften der untersuchten Komponenten (in Anlehnung an LUBW 2015) 4
Tab. 3.2: Zuordnung der Probestellen zu den LAWA-Fließgewässertypen (nach POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2008) 6
Tab. 3.3: Zuordnung der Probestellen zu den Gewässertypen der jeweiligen Teilkomponente (nach SCHAUMBURG et al. 2012b) 7
Tab 3.4: Zuordnung der Indexwerte M zu den ökologischen Zustandsklassen für die Typen MP für die Teilkomponente „Makrophyten“ 9
Tab. 3.5: Skala für Häufigkeitsschätzungen nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2006) 10
Tab. 3.6: Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen für die Teilkomponente PoD 11
Tab. 3.7: Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ (aus HOFMANN 2005).13
Tab. 3.8: Bewertungsmodul „Trophie-Index“ (Stand: SCHAUMBURG et al. 2012b) 14
Tab. 3.9: Trophie-Indizes und Trophieklassen nach ROTT et al. (1999) 14

Tab. 3.10: Zuordnung des Diatomeenindex DI_{FG} zu den ökologischen Qualitätsklassen 15
Tab 4.1: Untersuchungsergebnisse für die Probestellen am Riedkanal und an der Hofwaldschlut 2011 / 2015 16
Tab 4.2: Untersuchungsergebnisse für die Probestellen an der Murg 2011 / 2015 18
Tab 4.3: Untersuchungsergebnisse für die vom Rhein geprägten Probestellen 2011 / 2015 19
Tab 4.4: Nachgewiesene Taxa der Roten Liste 24
Tab. 5.1: Übersicht über die Bewertungsergebnisse der Teilkomponente „Makrophyten“ (2011 / 2015) 26
Tab. 5.2: Übersicht über die Bewertungsergebnisse der Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (PoD) (2011 / 2015) 44
Tab 5.3: Übersicht über die Bewertungsergebnisse der Teilkomponente „Diatomeen“.....50
Tab. 6.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.1: Riedkanal Geggenau (2011 – 2015).....57
Tab. 6.2: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.2-1: Riedkanal Hofwald (2011 – 2015) 58
Tab. 6.3: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.2-2: Hofwaldschlut (2011 – 2015) 59
Tab. 6.4: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.3-1: Murg Badische Brücke (2011 – 2015) 60
Tab. 6.5: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.3-2: Murg Adenauer Brücke (2011 – 2015) 61
Tab. 6.6: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.4: Rhein-Nebenarm Tomateninsel 62
Tab. 6.7: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.5: Rhein-KM 343 mit Uferbefestigung (C.5-1) und ohne Uferbefestigung (C.5-2) 63
Tab. 6.8: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.6: Schlut Wintersdorf (2011 – 2015) 64

Anhang

1 Verzeichnis der nachgewiesenen Makrophyten 68
2 Verzeichnis der nachgewiesenen Algen ohne Diatomeen 70
3 Verzeichnis der nachgewiesenen Diatomeen 72

Daten auf zugehöriger CD

1 Text des Berichtes
(als doc- und pdf-Dateien)

2 Tabellen mit den Ergebnissen
(Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen als xls.Dateien)

3 Fotos des Berichtes
(als jpg-Dateien)

1 Aufgabenstellung

Das Regierungspräsidium Karlsruhe führte gemeinsam mit weiteren Beteiligten in den Jahren 2011 bis 2015 ein umfangreiches Naturschutzprojekt in der Rhein- und Murgaue bei Rastatt durch. Das Projekt wird von der Europäischen Union über das Förderinstrument LIFE+ unterstützt. Das Projektziel besteht in der Sicherung und Entwicklung der Lebensraumtypen und Arten der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie im Projektgebiet.

Bestandteil des LIFE+-Projekts sind Gutachten zur Überwachung der Projektentwicklung. Neben Makrophyten und Phytobenthos werden hierbei terrestrische Flora und Vegetation, Fische, Amphibien, Mollusken, Schmetterlinge, Libellen, Makrozoobenthos, Gewässerstruktur und ausgewählte physikalisch-chemische Gewässerparameter untersucht.

In diesem Beitrag geht es um die Dokumentation des Erfolgs ausgewählter Maßnahmen sowie ggf. unerwünschter Entwicklungen durch eine Bewertung der biologischen Komponenten Makrophyten und Phytobenthos vor und nach Maßnahmenumsetzung. Die Untersuchungen sollen auch dazu beitragen, die Umsetzung der Biotopgestaltungsmaßnahmen im Hinblick auf die zu fördernden Lebensraumtypen zu optimieren.

2 Lage der Untersuchungsstellen und durchgeführte Untersuchungen

Die Tabelle 2.1 gibt eine Übersicht über Name und Lage der Untersuchungsstellen (siehe auch Abb. 2.1). Die Tabelle 2.2 gibt Auskunft über die 2011 und 2015 durchgeführten Untersuchungen.

Tab. 2.1: Namen und Koordinaten der Probestellen für die Untersuchung der biologischen Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ 2011 und 2015

Projekt / Maßnahme		Untersuchungsstelle	Rechts	Hoch	Rechts	Hoch
			2011		2015	
C.1	Naturnahe Umgestaltung des Riedkanals in der Geggenau	C.1: Riedkanal Geggenau	3439620	5411862	3439630	5411877
C.2	Anbinden der Hofwaldschlut an den Riedkanal	C.2-1: Riedkanal Hofwald	3440130	5416915	3440112	5416892
		C.2-2: Hofwaldschlut	-	-	3439562	5416832
C.3	Naturnahe Umgestaltung der Murg in Rastatt und Deichrückverlegung	C.3-1: Murg Badische Brücke [1]	3441545	5413412	3442028 [1]	5413490 [1]
		C.3-2: Murg Adenauer Brücke	3441278	5415875	3441280	5415875
C.4	Entwicklungsmaßnahmen „Tomateninsel“ und Mündung Illinger Altrhein	C.4: Rhein-Nebenarm Tomateninsel	Keine Untersuchung		3441660	5424863
C.5	Anlegen eines Flachufers bei Rhein-KM 343	C.5-1: Gepflastertes Rheinufer KM 343	Keine Untersuchung		3438207	5419585
		C.5-2: Abgeflachtes Rheinufer KM 343	Keine Untersuchung		3438395	5419867
C.6	Verbessern der Anbindung des Wintersdorfer Altrheins durch eine kleine Schlut vom Rhein	C.6: Schlut Wintersdorfer Altrhein	3435678	5413202	3435683	5412982

[1] Für die Wiederholungsuntersuchung wurde die Probestelle etwa 500 m weiter nach oberhalb verlegt. In diesem Bereich hat die Murg bei einem größeren Hochwasser während der Bauphase ihr Flussbett aus eigener Kraft umgestaltet und eine Reihe sehr naturnah erscheinender flusstypischer Strukturen geschaffen.

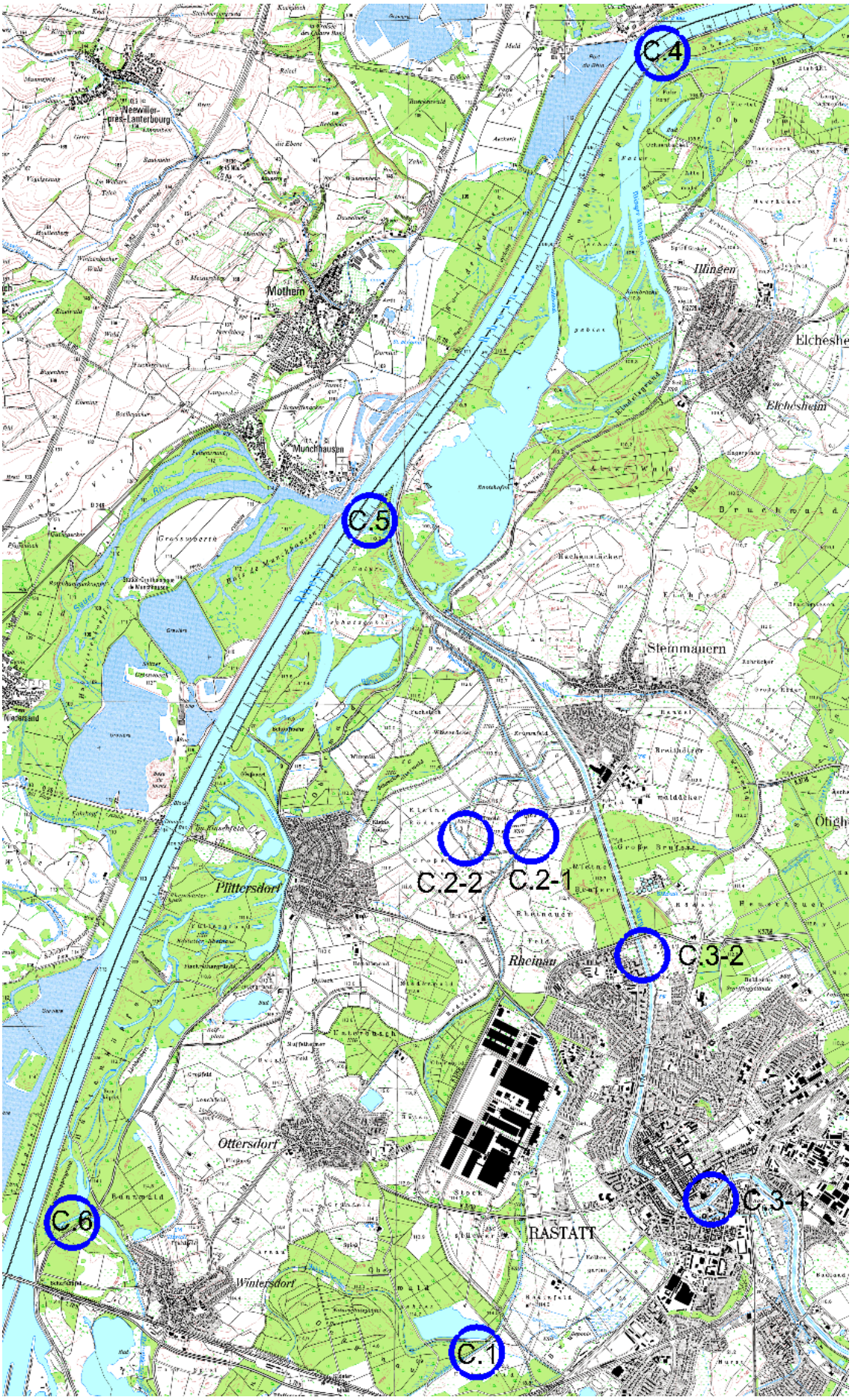

Abb. 2.1: Die Lage der Untersuchungsstellen im Projektgebiet

Tab. 2.2: Untersuchungsprogramm

Projekt / Name		**Lage und Anzahl der Probestellen**		**Untersuchung**
Nr.	Kurzname	Vor der Maßnahme	Nach der Maßnahme	Datum 2011 / 2015
C.1	Naturnahe Umgestaltung des Riedkanals in der Geggenau	Je eine Probestelle vorher und nachher		27.7. und 2.8.2011 / 15.7.2015
C.2	Anbinden der Hofwald-schlut an den Riedkanal			
C.2-1	Riedkanal Hofwald	Je eine Probestelle vorher und nachher		27.7. und 2.8.2011 / 14.7.2015
C.2-2	Hofwaldschlut	Keine „Vorher“-Untersuchung	Eine „Nachher“-Untersuchung	- / 13.7.2015
C.3	Naturnahe Umgestaltung der Murg in Rastatt und Dammrückverlegung	Untersuchung von zwei Probestellen vorher und nachher		
C.3-1	Murg Badische Brücke	Je eine Probestelle vorher und nachher		27.7. und 2.8.2011 14.7.2015
C.3-2	Murg Adenauer Brücke	Je eine Probestelle vorher und nachher		27.7. und 2.8.2011 / 14.7.2015
C.4	Entwicklungsmaßnahmen „Tomateninsel“ und Mündung Illinger Altrhein	Keine „Vorher“-Untersuchung	Eine „Nachher“-Unter-suchung im neu-gebauten Nebenarm	- / 16.7.2015
C.5	Anlage eines Flachufers am rechten Rheinufer und Absenkung des Leinpfades von Rhein-KM 343+550 bis 343+800	Kein Zeitvergleich (Vorher-Nachher-Unter-suchung), sondern Ortsvergleich: Zeitgleiche Untersuchung des umgestalteten Ufers mit einem benachbarten, nicht umgestalteten, gepflasterten Ufer		
C.5-1	Gepflastertes Ufer Rhein-KM 343	Zeitgleiche Untersuchung mit umgestaltetem Ufer		- / 16.7.2015
C.5-2	Abgeflachtes Ufer Rhein-KM 343	Untersuchung nach Umgestaltung		- / 16.7.2015
C.6	Verbessern der Anbindung des Wintersdorfer Altrheins durch eine kleine Schlut vom Rhein	Je eine Untersuchung vorher und nachher im Einmündungsbereich der kleinen Schlut vom Rhein in den Wintersdorfer Altrhein		27.7. und 2.8.2011 / 16.7.2015

3 Untersuchungsmethodik

3.1 Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer

Die Dokumentation des Erfolgs der durchgeführten Maßnahmen anhand der biologischen Komponenten Makrophyten und Phytobenthos erfolgt auf der Grundlage von Verfahren, die im Zusammenhang mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zur Beurteilung des ökologischen Zustands der Fließgewässer in Deutschland entwickelt wurden. Diese Verfahren legen den Schwerpunkt auf die biologischen Komponenten der Fließgewässer, umfassen aber auch hydromorphologische, physikalisch-chemische und chemische Merkmale. Zu den sogenannten biologischen Qualitätskomponenten für Fließgewässer zählen:

- Fische
- Makrozoobenthos
- Makrophyten und Phytobenthos
- Phytoplankton

Für die genannten Komponenten sind im Laufe des letzten Jahrzehnts sehr komplexe, gewässertyp-bezogene Bewertungsverfahren entwickelt worden.

Gegenstand dieser Untersuchung ist die Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“, die wiederum in drei Teilkomponenten umfasst:

- Makrophyten (Höhere Wasserpflanzen, Wassermoose und Armleuchteralgen)
- Diatomeen (Kieselalgen)
- Phytobenthos ohne Diatomeen (alle Algengruppen außer Kieselalgen, kurz PoD)

Die genannten Teilkomponenten besitzen unterschiedliche Indikationseigenschaften und reagieren unterschiedlich schnell auf Veränderungen bzw. Belastungen in den Fließgewässern (s. Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Übersicht über die Indikationseigenschaften der untersuchten Komponenten (in Anlehnung an LUBW 2015)

	Diatomeen	**Phytobenthos ohne Diatomeen**	**Makrophyten**
Reaktionszeit	schnell	schnell bis langsam	langsam
Saprobie*	●	●	
Trophie**	●	●	●
Kalkgehalt	●	●	●
Salinität***	●	●	●
Temperatur			●
Struktur			●

● Gute Indikationseignung

* Saprobie: Maß für den Gehalt von organischen, unter Sauerstoffverbrauch leicht abbaubaren Substanzen im Wasser

** Trophie: Maß für die Verfügbarkeit von Nährstoffen, insbesondere von Phosphat und Stickstoffverbindungen, im Lebensraum Wasser

*** Salinität: Maß für den Salzgehalt im Wasser

Für die genannten Teilkomponenten sind jeweils eigene methodische Vorgehensweisen für Probennahme, Auswertung und Bewertung entwickelt worden. Die methodischen Standards sind dargestellt in SCHAUMBURG et al. (2012a, b). Das Verfahren heißt PHYLIB.

In den folgenden Ausführungen wird die Methodik für die Teilkomponenten „Makrophyten“, „Diatomeen“ und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ dargestellt. Grundlage bildet jeweils die oben genannte Verfahrensanleitung (zitiert als SCHAUMBURG et al. 2012b).

3.2 Bearbeitung

Diese Arbeit stellt ein Gemeinschaftswerk dar. Die Aufgaben waren wie folgt verteilt:

Die Probennahme von Diatomeen, Phytobenthos ohne Diatomeen und Makrophyten erfolgte durch Rolf Bostelmann.

Die Diatomeen wurden von Dr. Gabriele Hofmann (Glashütten) bestimmt und ausgewertet und die Befunde interpretiert.

Das Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) wurde von Dr. Antje Gutowski (AlgaLab Bremen) bestimmt, ausgewertet und die Befunde interpretiert.

Die Makrophyten wurden von Rolf Bostelmann bestimmt, ausgewertet und interpretiert. Kritische Taxa wurden überprüft bzw. bestimmt von Thomas Wolf (Moose), Dr. Christoph Vahle (Witten) und Andreas Kleinsteuber (Karlsruhe).

Der Bericht wurde erstellt von Dr. Gabriele Hofmann (Diatomeen), Dr. Antje Gutowski (Phytobenthos ohne Diatomeen) und Rolf Bostelmann (Makrophyten, Gesamtredaktion).

3.3 Zuordnung der Untersuchungsgewässer zu Gewässertypen

Die Bewertung der biologischen Indikatoren Diatomeen, Phytobenthos ohne Diatomeen und Makrophyten erfolgt abhängig vom jeweiligen Gewässertyp. Daher ist zunächst eine Einordnung der untersuchten Probestellen zum jeweilig maßgebenden Gewässertyp erforderlich.

Als Orientierung gelten die aktuellen Fließgewässertypen der „Biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Diese werden häufig als LAWA-Typen bezeichnet, da sie von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) als grundlegend für die Bundesrepublik Deutschland angesehen werden (siehe Tab. 3.2). Sie wurden anhand von Untersuchungen der biozönotisch relevanten Gewässertypen des Makrozoobenthos entwickelt und berücksichtigen die verschiedenen Ökoregionen und Gewässergrößen sowie geologisch-morphologische und geochemische Charakteristika.

Tab. 3.2: Zuordnung der Probestellen zu den LAWA-Fließgewässertypen (nach POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2008)

Nr.	Gewässer	Untersuchungsstelle	LAWA-Typ	Bezeichnung
C.1	Riedkanal	Geggenau	19	Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	19	
C.2-2	Hofwaldschlut	Hofwald	19	
C.3-1	Murg	Badische Brücke	9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke		
C.4	Rhein-Nebenarm	Tomateninsel, Rhein km 350	10	Kiesgeprägte Ströme (Sonderfall Nebenarm)
C.5-1	Rhein	Rhein km 343	10	Kiesgeprägte Ströme
C.5-2	Rhein	Rhein km 343		
C.6	Rheinschlut	Wintersdorfer Altrhein	19*	Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern; Zuordnung fragwürdig

* Eine eindeutige Typzuordnung ist nicht möglich. Die Schlut am Wintersdorfer Altrhein stellt ein Auengewässer dar, das der Abflussdynamik des frei fließenden Rheines unterliegt. Die untersuchte Schlut weist erhebliche Wasserspiegelschwankungen auf und fällt bei niedrigen Rheinwasserständen trocken. Die meiste Zeit des Jahres steht das Wasser in der Schlut, bei größeren Hochwassern des Rheins wird sie durchströmt.

Nach einer regionalen Fließgewässertypologie für Baden-Württemberg (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER 1993, NADOLNY 1994, BRIEM 1999) steht die Schlut am Wintersdorfer Altrhein in mancher Hinsicht dem Typus des Rheinauebachs (Stromauebachs) nahe. Merkmale dieses Typs sind: Starke Abhängigkeit von der Abflussdynamik des Rheins; geringes Gefälle, Laufentwicklung sehr gestreckt, den Laufformen des Rheines entsprechend; häufig durch große Dynamik gekennzeichnet mit stark wechselnden Abflüssen, die wenig mit dem örtlichen Niederschlagsgeschehen korrelieren; morphologisch-strukturell häufig von großer Vielfalt und Variabilität.

Die Entwickler des PHYLIB-Verfahrens mit den botanischen Komponenten mussten die an Hand des Makrozoobenthos entwickelten LAWA-Typen auf Grund der unterschiedlichen Reaktionen und Indikationseigenschaften ihrer biologischen Gruppen ihren eigenen biozönotischen Typen anpassen. Daher gibt es keine einheitliche Nomenklatur zur Bezeichnung der verschiedenen biozönotischen Typen für alle Komponenten. Deshalb erscheint das System der jeweils maßgebenden Gewässertypen unübersichtlich. Aus diesen Gründen geben wir hier für die untersuchten Komponenten eine Übersicht über die Zuordnung der Probestellen zu den jeweiligen Gewässertypen (Tab. 3.3). Die Bestimmungsschlüssel zur Typfindung für die jeweilige Komponente sind der Verfahrensanleitung in SCHAUMBURG et al. (2012b) zu entnehmen.

Die vorliegende Untersuchung umfasst einen Zeitraum von vier Jahren, in dem es zu Weiterentwicklungen und Anpassungen des Verfahrens kam. So unterschieden Schaumburg et al. (2004, 2005) beispielweise für die Teilkomponente PoD zu Beginn der Verfahrensentwicklung lediglich vier biozönotisch relevante Fließgewässertypen, die sich aus der Ökoregion und der geochemischen Prägung des Gewässers ergaben.

Mit der Weiterentwicklung des PHYLIB-Verfahrens wurden die biozönotischen Fließgewässertypen entsprechend der LAWA-Typen stärker differenziert. Für die Bewertung stehen nach der Überarbeitung (SCHAUMBURG et al. 2012a) mehr komponentenspezifische Typen mit einer größeren Anzahl an Indikatortaxa zur Verfügung.

Bei der Anfangsuntersuchung 2011 wurde mit der Version PHYLIB 2.6 und der Testversion PHYLIB 3.0 gearbeitet. In diesen Versionen wurden die Fließgewässertypen bereits feiner differenziert und zusätzliche Taxa für eine Indikation genutzt. Die Bewertung mit PHYLIB 3.0 galt allerdings als vorläufig, da die Klassengrenzen für die Zuordnung einer Ökologischen

Zustandsklasse noch nicht endgültig festgelegt waren. Aktuell gilt die Version PHYLIB 4.1 aus dem Jahr 2012. Alle Ergebnisse für den vorliegenden Bericht wurden mit der aktuellen PHYLIB-Version 4.1. überarbeitet.

Tab. 3.3: Zuordnung der Probestellen zu den Gewässertypen der jeweiligen Teilkomponente (nach SCHAUMBURG et al. 2012b)

Nr.	Gewässer	Untersuchungs-stelle	LAWA-Typ	Diatomeen-Typ	PoD-Typ	Makrophyten-Typ
C.1	Riedkanal	Geggenau	19	D 8.1	PB 4	MP
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	19	D 8.1	PB 4	MP
C2-2	Hofwaldschlut	Hofwald	19	D 8.1	PB 4	MP
C.3-1	Murg	Badische Brücke	9	D 7	PB 3	MP
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke				
C.4	Rhein-Nebenarm	Tomateninsel, Rhein km 350	10	D 10.2	PB 3	Mg
C.5-1	Rhein	Rhein km 343	10	D 10.2	PB 6	Mg
C.5-2	Rhein	Rhein km 343				
C.6	Rheinschlut	Wintersdorfer Altrhein	19*	D 8.1*	PB 4*	MP*
* Siehe Bemerkung in Tabelle 3.2						

3.4 Makrophyten

3.4.1 Nomenklatur

Die wissenschaftlichen Namen richten sich nach den in PHYLIB implementierten Taxa-Listen. Die deutschen Namen folgen der „Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Baden-Württembergs“ (BREUNIG & DEMUTH 1999).

3.4.2 Probennahme

Die Probenahme erfolgte entsprechend der aktuellen Handlungsanweisung für das PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2012b). Dabei wurde ein rund 200 m langer repräsentativer Gewässerabschnitt durchwatet und mit einem Sichtkasten nach Wasserpflanzen (Makrophyten) abgesucht. Die Untersuchung erfolgte Ende Juli und Anfang August 2011.

Die vorkommenden submersen und emersen Wasserpflanzen wurden notiert und ihre Pflanzenmenge nach KOHLER geschätzt (siehe Skala in Tab. 4.1).

3.4.3 Typzuordnung

Die untersuchten Fließgewässer gehören nach der Verfahrensanleitung (SCHAUMBURG et al. 2012b) zur Ökoregion Mittelgebirge, für die in Abhängigkeit von Gewässerbreite, von Fließgeschwindigkeit, von Wassertiefe und unter bestimmten Bedingungen auch von Gesamthärte und Grundwassereinfluss die biozönotisch relevanten Typen MRS, MRK, MP,

MPG und Mg unterschieden werden. Eine nähere Bezeichnung oder Beschreibung der verschiedenen Typen wird in der Verfahrensanleitung nicht gegeben.

Laut Bestimmungsschlüssel (Tabelle 15 der Verfahrensanleitung, (SCHAUMBURG et al. 2012b) gehören die untersuchten Fließgewässer mit Ausnahme des Rheins zum Typ MP. Die Zuordnung der Probestelle am Wintersdorfer Altrhein ist wie bereits erläutert nicht eindeutig möglich. Der Rhein wird dem Makrophytentyp Mg zugeordnet. Für diesen Makrophytentyp existiert aktuell noch kein gültiges Bewertungsverfahren.

3.4.4 Bewertung der ökologischen Qualität

Maßgebend für die Ermittlung der ökologischen Qualität ist der Referenzindex RI. Zur Berechnung des Referenzindex werden ausschließlich die submersen Arten an der Probestelle herangezogen. Amphiphytische Taxa gehen, bei untergetauchtem Wachstum, in die Bewertung ein.

Für die Berechnung des Referenzindex werden zunächst die bei der Aufnahme jeder Art geschätzten Pflanzenmengen (nach Kohler) in Quantitätsstufen umgewandelt. Dies geschieht durch folgende Umrechnung:

Pflanzenmenge³ = Quantität

Im nächsten Schritt werden die an einer Untersuchungsstelle angetroffenen Taxa den typspezifischen Artengruppen zugeordnet (siehe Tab. 23 in der Verfahrensanleitung von SCHAUMBURG et al. 2012b).

Die aus den Pflanzenmengen berechneten Quantitäten der Arten einer Probestelle werden für jede der Taxagruppen gesondert sowie für alle an der Probestelle vorkommenden submersen Arten aufsummiert. Für den Gewässertyp MP berechnet sich der Referenzindex RI nach folgender Formel:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex
Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Um eine gesicherte Bewertung zu erhalten, müssen folgende Bedingungen erfüllt sein:

- Die Gesamtquantität aller an der Probestelle vorkommenden submersen Arten muss mindestens 17 betragen, und zugleich
- die Anzahl submerser und zugleich indikativer Taxa muss mindestens 2 betragen und
- der Anteil der eingestuften Arten muss über 75 % liegen.

Um die Zuordnung zu den ökologischen Zustandsklassen durchführen zu können, müssen alle Indexwerte auf eine einheitliche Skala von „0“ bis „1“ umgerechnet werden (Indexwert M). Der Wert „1“ bedeutet dabei bestmöglicher ökologischer Zustand im Sinne der WRRL und damit Zustandsklasse 1. „0“ impliziert dagegen höchste Degradation des Gewässers, d.h. Zustandsklasse 5.

Tab 3.4: Zuordnung der Indexwerte M zu den ökologischen Zustandsklassen für die Typen MP für die Teilkomponente „Makrophyten“

Ökologische Zustandsklasse	Indexwert M Typ MP	Indexwert M Typ Mg
1	1,00 – 0,75	Für diesen Makrophytentyp ist eine Bewertung anhand der Makrophyten bisher nicht möglich. Daher existiert auch keine Definition der Klassengrenzen.
2	0,74 – 0,35	
3	0,34 – 0,10	
4	0,09 – 0,00	
5	-	

3.5 Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD)

3.5.1 Probenahme

Probenahme, mikroskopische Analyse und Berechnung des Bewertungsindexes entsprachen den Vorgaben der aktuellen Handlungsanweisung für das PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2012b). Zur weiteren Information standen zusätzlich der Feldführer für die benthischen Arten des Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) (GUTOWSKI & FOERSTER 2009a) und die Broschüre „Makrophyten und Phytobenthos - Indikatoren für den ökologischen Gewässerzustand“ (GUTOWSKI et al. 2011) zur Verfügung. Die Probenahmen erfolgten Anfang August 2011 und im Juli 2015. Die Proben wurden mit Lugol’scher Lösung bzw. durch Einfrieren fixiert und im September 2011 bzw. Juli 2015 mikroskopiert. 2011 konnten an allen Probestellen makroskopisch auffällige Algenbestände festgestellt werden. Am umgestalteten rechten Rheinufer (Probestelle C.5-2) konnten 2015 keine PoD-Proben entnommen werden. Auf den kiesigen Substraten der Uferzone konnte sich keine Algenflora des PoD entwickeln. Für alle anderen Untersuchungsstellen wurden wie in 2011 makroskopisch auffällige Algenbestände beobachtet. Für eine Analyse lagen mit drei bis sieben Unterbefunden in beiden Probenahmejahren ausreichend viele Teilbefunde für eine Analyse vor.

3.5.2 Mikroskopische Analyse und fotografische Dokumentation der Taxa

Im Labor wurde jede Unterprobe mikroskopisch analysiert. Dazu wurden mehrere Deckgläschen nach Algen des PoD durchsucht und die vorkommenden Arten so genau wie möglich bestimmt. Für eine spätere Kontrolle und für die Qualitätssicherung erfolgte weiterhin eine fotografische Dokumentation der Taxa. Während der Analyse wurde die mikroskopische Abundanz der Taxa geschätzt. Für diese Schätzung stehen nach PHYLIB drei Abundanzklassen (Stufen 1 bis 3) zur Verfügung (Tab. 3.8). Die Arten sowie die geschätzten Häufigkeiten wurden in einem Mikroskopierprotokoll notiert. Für diese Arbeiten stand ein Umkehrmikroskop IX 20 der Fa. Olympus mit bis zu 1000-facher Vergrößerung und Interferenzkontrast zur Verfügung. Die fotografische Dokumentation der Taxa erfolgte durch eine Digitalkamera (Olympus 4040 mit 4,2 Megapixel) mit entsprechender Software (Olympus DP-Soft, Version 3.2).

Für die Bestimmung der Taxa stand neben der Bestimmungshilfe „Benthische Algen ohne Bacillariophyceen und Characeeen“ (GUTOWSKI & FOERSTER 2009b) umfangreiche weitere Bestimmungsliteratur, wie Arbeiten der Süßwasserflora Mitteleuropas (ETTL 1978, RIETH 1980, ETTL & GÄRTNER 1988, KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 1999, 2005, 2013,

ELORANTA et al. 2011, KOMÀREK 2013) und der Reihe des „Phytoplanktons der Binnengewässer“ (HUBER-PESTALOZZI 1955, FOTT 1972, KOMÁREK & FOTT 1983) sowie weitere grundlegende Arbeiten (SIMONS et al. 1999, MOLLENHAUER et al. 1999, JOHN et al. 2011, BACKHAUS 2006, COESEL & MEESTERS 2007, 2012, KNAPPE & HUTH 2014) zur Verfügung. Das Material der tiefgefrorenen Proben wurde nach der Analyse in kleine Gläschen überführt und ebenfalls mit Lugol’scher Lösung nachfixiert. Die Proben stehen als Belege zur Verfügung. Für die hier dargestellte Analyse wurde das empfohlene vollständige Verfahren angewendet. Es hat gegenüber dem sog. „vereinfachten“ oder „reduzierten“ Verfahren den Vorteil, dass es auch die selten auftretenden, makroskopisch nicht erkennbaren Algenbeläge und Arten berücksichtigt.

3.5.3 Erstellen des Gesamtbefundes pro Probestelle

Im Gesamtbefund wurden die in den einzelnen Unterproben nachgewiesenen Taxa in ihren Abundanzen mit den Angaben aus den Feldprotokollen verschnitten (Tab. 3.5). Dort wurden die Algenbelege mit den Abundanzstufen 3 bis 5 notiert. Für die im mikroskopischen Befund massenhaft auftretenden Taxa wurde daher die Angabe des Deckungsgrades aus dem Feldprotokoll übernommen. Diese Auswertung erfolgte mit Hilfe einer Kreuztabelle (siehe Tab. 1 Ergebnisse PoD auf der zugehörigen CD). Zusätzlich enthält diese Tabelle wichtige Daten der Feldprotokolle und alle Ergebnisse der mikroskopischen Analysen und Anmerkungen zu einzelnen Befunden. Das Vorgehen dafür ist in der Verfahrensanleitung beschrieben (SCHAUMBURG et al. 2012b).

Tab. 3.5: Skala für Häufigkeitsschätzungen nach PHYLIB (SCHAUMBURG et al. 2006)

Häufigkeit	Beschreibung	Makro.	Mikro.
5	massenhaft, mehr als 1/3 des Bachbettes bedeckend		
4	häufig, aber weniger als 1/3 des Bachbettes bedeckend		
3	makroskopisch selten, gerade noch erkennbar (Vermerk im Feldprotokoll: „Einzelfund“ oder 5% Deckungsgrad) oder mikroskopisch massenhaft		
2	mikroskopisch häufig		
1	mikroskopisch selten		

Makro.: roter Balken: Stufen der makroskopisch sichtbaren Deckungsgrade
Mikro.: grüner Balken: Stufen der mikroskopisch bestimmbaren Häufigkeiten

3.5.4 Bewertung des ökologischen Zustands – allgemeines Vorgehen

Die Bewertung der Standorte erfolgte gemäß den Vorgaben der Verfahrensanleitung nach dem PHYLIB-Verfahren für die Teilkomponente des „übrigen“ Phytobenthos (SCHAUMBURG et al. 2012b). Für die Bewertung sind die Indikatortaxa in vier Kategorien (A, B, C, D) eingestuft. Dabei werden in jeder Kategorie Arten zusammengefasst, die vergleichbare ökologische Zustände indizieren. Die Zuordnung der Taxa zu diesen Bewertungskategorien ist spezifisch für die biozönotischen Fließgewässertypen (siehe Kapitel 3.3).

Für die anschließende Berechnung des Bewertungsindex (BI) werden die auf einer fünfstufigen Skala geschätzten Häufigkeiten quadriert. Anschließend werden die quadrierten

Häufigkeitsschätzungen pro Kategorie aufsummiert und zueinander ins Verhältnis gesetzt, wie dies folgende Formel zeigt:

Formel für die Berechnung des BI

$$BI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} - \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci} - \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}}{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} + \sum_{i=1}^{n_c} Q_{Ci} + \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}} \times 100$$

BI = Bewertungsindex

Q_A = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie A

Q_B = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie B

Q_C = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie C

Q_D = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie D

i = 1 bis n_A, n_B, n_C, n_D, Laufindex über die Taxa aus der jeweiligen Bewertungskategorie

Dabei gilt eine auf diesem Wege berechnete Bewertung als gesichert, wenn mindestens fünf indikative Taxa gefunden wurden bzw. wenn (bei weniger als fünf Taxa) die Summe der quadrierten Deckungsgrade mehr als 16 beträgt.

Für eine Bewertung mit Hilfe des DV-Tools des Landesamtes für Umwelt Bayern (Version 4.1) werden für alle Standorte die Nachweise und Gesamt-Abundanzen in eine Importtabelle übertragen. Diese erfordert zwei Tabellen, eine zur Eingabe der Standorte unter anderem mit Angabe der Ökoregion, Fließgewässer-Typ und biozönotischem Typ und eine weitere Dabei mit den Angaben der nachgewiesenen Taxa pro Messstelle und ihren Abundanzen. Dabei erfolgt die Eingabe zur Nomenklatur der Taxa durch DV-Nummern entsprechend der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (MAUCH et al. 2003, aktueller Stand August 2010). Für einige der nachgewiesenen Arten gibt es in der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands keine DV-Nummer. Hier wurde auf die Bezeichnung der nächsthöheren taxonomischen Kategorie zurückgegriffen.

Tab. 3.6: Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen für die Teilkomponente PoD

PoD-Typ	LAWA-Typ	Ökologische Qualität				
		1	2	3	4	5
PB 3	5, 5.1 und 9	1,00 – 0,80	0,79 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,20	0,19 – 0,00
PB 4	9.1, 9.2, 10 und 19 MG	1,00 – 0,87	0,86 – 0,73	0,72 – 0,56	0,55 – 0,17	0,16 – 0,00
PB 6	Typen 9.1, 9.2 und 10	1,00 – 0,80	0,79 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,20	0,19 – 0,00

Zuordnung entsprechend den hier bearbeiteten FG-Typen bei ungesichertem Modul Makrophyten und Diatomeen (SCHAUMBURG et al. 2012b).

LAWA-Typ: Typen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008) mit den für das PoD erforderlichen Spezifikationen: MG = Ökoregion Mittelgebirge;

1 = sehr gute ökologische Qualität
2 = gute ökologische Qualität
3 = mäßige ökologische Qualität
4 = unbefriedigende ökologische Qualität
5 = schlechte ökologische Qualität

Nach Import in das PHYLIB-Tool erfolgt automatisch die Bewertung zu einer der fünf von der EG-WRRL geforderten Qualitätsstufen. Neben der Bewertung anhand der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) des PoD werden weitere relevante Angaben gegeben, wie die Summe der quadrierten Häufigkeiten und die Anzahl der eingestuften Taxa. Neben dem Bewertungsindex ist die dezimale Angabe einer Bewertung besonders hilfreich. Sie erlaubt es, die Bewertung innerhalb der ÖZK einzuschätzen. In der Tab. 3.6 sind die Indexgrenzen für die ökologischen Zustandsklassen der betrachteten Fließgewässertypen angegeben.

3.6 Diatomeen

3.6.1 Probennahme, Präparation, Auszählung und Datendokumentation

Die Entnahme der Diatomeenproben erfolgte am 27. Juli und 2. August 2011 sowie vom 13. bis 16. Juli 2015 gemäß den Vorgaben des PHYLIB-Verfahrens (SCHAUMBURG et al. 2012b).

Die Bestimmung der Diatomeen auf Artniveau erfolgt anhand der Strukturen des Kieselsäureskeletts und setzt die Herstellung von Dauerpräparaten voraus. Insbesondere kleinschalige Arten können nur im gereinigten Präparat nach Entfernen der organischen Zellbestandteile und weiterer störender organischer Komponenten sicher zugeordnet werden. Zur Aufbereitung des Probenmaterials existieren verschiedene Verfahren, die je nach Beschaffenheit der Proben unterschiedlich geeignet sind. Eine Darstellung der häufigsten Aufbereitungstechniken findet sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986). Zur Präparation von Aufwuchsproben von Bodensubstraten (Steine, Kies, Schlamm), die einen hohen Anteil von organischem, nicht-diatomeenhaltigem Material enthalten können, empfiehlt sich die Oxidation durch Schwefelsäure, die auch hier durchgeführt wurde.

Aus den resultierenden Diatomeensupensionen wurden Dauerpräparate angefertigt, die unter den Nummern 6603 bis 6607 (Proben des Jahres 2011) und 8920 bis 8927 (Jahr 2015) in der Sammlung der Bearbeiterin archiviert sind und bei Bedarf eingesehen werden können.

Um repräsentative Verteilungen zu erhalten, wurden in den Streupräparaten bei 1000- bis 1200-facher Vergrößerung jeweils mindestens 400 Diatomeenobjekte auf Artniveau bestimmt, teilweise ist nach dem Verfahren von SCHAUMBURG et al. (2012b) die Differenzierung von Varietäten erforderlich. Bei der Zählung wurden sowohl die in Schalenansichten liegenden Taxa als auch die Gürtelansichten erfasst. Da bei in Schalenansicht liegenden Vertretern der Naviculaceae oftmals nicht sicher erkennbar ist, ob es sich um einzelne Schalen oder um gesamte Frusteln handelt, wurde bei der Zählung grundsätzlich nicht zwischen Einzel- und Doppelschalen unterschieden, vielmehr wurden Objekte erfasst. Auf Artniveau nicht bestimmbare Gürtelansichten wurden auf Gattungsniveau zugeordnet und in Größenklassen getrennt. Nach Abschluss der Zählung wurden diese nach dem prozentualen Verhältnis der in Frage kommenden determinierten Arten auf diese verteilt. Bruchstücke wurden nur dann berücksichtigt, wenn ihre Größe die Hälfte der Schalenfläche überstieg.

Bei der Zählung wurden ausschließlich benthische und benthisch/planktische Taxa erfasst. Ausschließlich planktisch lebende Formen wurden nicht berücksichtigt. Da verlässliche Literaturangaben zur Lebensweise der centrischen Taxa nicht durchgängig vorhanden und zum Teil widersprüchlich sind, wurden bei der Zählung centrische Diatomeen mit Ausnahme von *Melosira varians* nicht erfasst. Gleiches gilt für pennate Taxa mit obligatorisch planktischer Lebensweise, zum Beispiel *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia acicularis*. Angaben zur Lebensweise wurden KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) entnommen.

Als Standard-Bestimmungsliteratur wurde HOFMANN et al. (2011) verwendet sowie das vierbändige Werk von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991), welches im Falle einiger Gattungen bzw. Taxa durch folgende, seit 1993 publizierte Erweiterungen und Revisionen einzelner Gattungen ergänzt wurde: KRAMMER (2000), LANGE-BERTALOT (1993, 2001), LANGE-BERTALOT & MOSER (1994), LANGE-BERTALOT & METZELTIN (1996) und WITKOWSKI et al. (2000).

3.6.2 Bewertung der ökologischen Qualität

Die EG-WRRL fordert eine Bewertung auf der Basis der gewässertypspezifischen Artenzusammensetzung und Abundanz. Die Degradation der Gewässer ist anhand der Abweichung vom Referenzzustand zu quantifizieren (EUROPÄISCHE UNION 2000). Die Umsetzung dieser Vorgaben anhand der Diatomeenflora erfolgt nach SCHAUMBURG et al. (2012b) unter Verwendung von vier ökologischen Kenngrößen und Indizes (Metrics). Wird allein die Teilkomponente „Diatomeen“ zur Bewertung herangezogen, wird zunächst der Diatomeenindex$_{\text{Fließgewässer}}$ (DI_{FG}) durch Verschneiden der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie- und Saprobienindex“ ermittelt. Liegt eine Versauerung oder Versalzung vor, wird die aus dem DI_{FG} resultierende ökologische Qualität entsprechend abgestuft. Die Bewertung der ökologischen Qualitäten erfolgte anhand des PHYLIB-Tools Version 4.2 vom 2.10.2012.

Nach SCHAUMBURG et al. (2006) ist eine Bewertung der Einzelmodule nicht vorgesehen. Dennoch sind diese auf der Grundlage von HOFMANN (2005) im Folgenden zusätzlich dokumentiert. So werden neben der Gesamtbewertung ergänzend die Bewertungen dargestellt, die sich aus den beiden Modulen „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ ergeben. Dies dient einer höheren Transparenz der Bewertung und erlaubt in bestimmten Fällen Aussagen zu Art und Umfang möglicher Sanierungsmaßnahmen. In den hier untersuchten Diatomeentypen wird ausschließlich der Trophie-Index zur Bewertung herangezogen (vgl. SCHAUMBURG et al. 2012b). Da der Saprobienindex (ROTT et al. 1997) zusätzlich Aussagen zum Grad der organischen Verschmutzung erlaubt, wurde auch er berechnet und fließt stellenweise in die Kommentierungen mit ein.

Im Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ erfolgt in allen biozönotischen Typen die Umsetzung der Summenhäufigkeiten der Referenzarten in eine Bewertung auf die gleiche Weise. So kennzeichnen Häufigkeiten zwischen 76 % und 100 % den sehr guten ökologischen Zustand, Werte zwischen 51 % und 75 % charakterisieren den guten ökologischen Zustand. Gesellschaftsanteile zwischen 26 % und 50 % werden dem mäßigen ökologischen Zustand zugeordnet usw. (siehe Tab. 3.7).

Tab. 3.7: Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ (aus HOFMANN 2005)

Summenprozent der Referenzarten	Ökologische Qualität
76 bis 100	Sehr gute Qualität
51 bis 75	Gute Qualität
26 bis 50	Mäßige Qualität
1 bis 25	Unbefriedigende Qualität
0	Schlechte Qualität

Die entscheidende Bedeutung der Trophie für das Vorkommen und die Häufigkeiten von Diatomeenarten ist vielfach belegt und hat zur Entwicklung verschiedener Trophie-Bewertungsverfahren für Fließgewässer und Seen geführt (z.B. CORING et al. 1999; HOFMANN 1994; ROTT et al. 1999). Zur biozönotischen Bewertung nach EG-WRRL wird in den Diatomeentypen 1 bis 12 der Trophie-Index von ROTT et al. (1999) herangezogen, wobei typspezifisch unterschiedliche Klassengrenzen definiert sind. Tabelle 3.8 gibt die Zuordnung der Indexbereiche zu den ökologischen Zustandsklassen in den hier untersuchten Diatomeentypen 7, 8.1 und 10.1 wieder. Die Zuordnung der Indizes zu den jeweiligen Trophiestufen ist Tabelle 3.9 zu entnehmen.

Tabelle 3.10. dokumentiert die typspezifischen Wertebereiche der ökologischen Qualitäten in den hier untersuchten drei Diatomeentypen.

Tab. 3.8: Bewertungsmodul „Trophie-Index“ (Stand: SCHAUMBURG et al. 2012b)

Typ	Geomorphologischer Typ	Ökologische Qualität				
		1	2	3	4	5
		Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)				
Mittelgebirge						
7	Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km² und < 1.000 km²	0,30- 2,24	2,25-2,84	2,85-3,14	3,15-3,34	> 3,34
8.1	Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1.000 km²	0,30-2,64	2,65-2,94	2,95-3,14	3,15-3,34	> 3,34
10.2	Fließgewässer mit EZG > 10.000 km²	0,30-2,34	2,35-2,84	2,85-3,14	3,15-3,34	> 3,34

Typ = Diatomeentyp; EZG = Einzugsgebiet
1 = sehr gute ökologische Qualität
2 = gute ökologische Qualität
3 = mäßige ökologische Qualität
4 = unbefriedigende ökologische Qualität
5 = schlechte ökologische Qualität

Tab. 3.9: Trophie-Indizes und Trophieklassen nach ROTT et al. (1999)

Trophieklasse	Trophie-Index
Ultraoligotroph	≤ 1,0
Oligotroph	1,1 – 1,3
Oligo-mesotroph	1,4 – 1,5
Mesotroph	1,6 – 1,8
Meso-eutroph	1,9 – 2,2
Eutroph	2,3 – 2,6
Eu-polytroph	2,7 – 3,1
Polytroph	3,2 – 3,4
Poly-hypertroph	> 3,4

Tab. 3.10: Zuordnung des Diatomeenindex DI_{FG} zu den ökologischen Qualitätsklassen

Typ	Geomorphologischer Typ	Ökologische Qualität				
		1	2	3	4	5
		Diatomeenindex DI_{FG} nach SCHAUMBURG et al. (2012b)				
7	Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km² und < 1.000 km²	1,00-0,61	0,60-0,40	0,39-0,24	0,23-0,08	0,07-0,00
8.1	Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit EZG ≤ 1.000 km²	1,00-0,56	0,55-0,39	0,38-0,24	0,23-0,08	0,07-0,00
10.2	Fließgewässer mit EZG > 10.000 km²	1,00-0,60	0,59-0,40	0,39-0,24	0,23-0,08	0,07-0,0

Typ = Diatomeentyp; EZG = Einzugsgebiet
1 = sehr gute ökologische Qualität
2 = gute ökologische Qualität
3 = mäßige ökologische Qualität
4 = unbefriedigende ökologische Qualität
5 = schlechte ökologische Qualität

4 Ergebnisse

Die Erläuterung der Ergebnisse beginnt mit der Teilkomponente „Makrophyten“, weil die Probestellen in diesem Kapitel durch Fotos und kurze Erläuterungen vorgestellt werden.

4.1 Makrophyten

Die Ergebnisse der Untersuchungen von 2011 und 2015 sind in den folgenden Vegetationstabellen dargestellt. Die Tabelle 4.1 fasst die Ergebnisse von Riedkanal und Hofwaldschlut zusammen, die Tabelle 4.2 von der Murg und die Tabelle 4.3 die Ergebnisse der rheingeprägten Untersuchungstellen.

Die untersuchten Stellen am Riedkanal (Tab. 4.1) weisen eine ganze Reihe gemeinsamer Arten auf, darunter *Berula erecta*, *Callitriche obtusangula*, *Nasturtium officinale*, *Elodea canadensis* und *Myosotis scorpioides*.

Tab 4.1: Untersuchungsergebnisse für die Probestellen am Riedkanal und an der Hofwaldschlut 2011 / 2015

Nr. der Untersuchugsstelle	C.1 2011		C.1 2015		C.2-1 2011		C.2-1 2015		C.2-2 2015	
Gewässername	Riedkanal		Riedkanal		Riedkanal		Riedkanal		Hofwaldschlut	
Probestelle	Riedk. Geggenau		Riedk. Geggenau		Riedk. Hofwald		Riedk. Hofwald		Hofwaldschlut	
Datum	27.07.2011		15.07.2015		27.07.2011		14.07.2011		13.07.2015	
LAWA-Fließgewässertyp	19		19		19		19		19	
Makrophyten-Typ	MP		MP		MP		MP		MP	
Anzahl submerser Arten	7		9		12		10		8	
Anzahl emerser Arten	5		10		2		6		3	
Vegetationsbedeckung (%)	65		80		60 - 70		35		35	
Wuchsform	submers	emers	submers	emers	submers	emers	submers	emers	submers	emers
Berula erecta	2		3	3	3		2	2	3	3
Callitriche obtusangula	3		4		3		2		4	
Elodea canadensis	2		3		2				2	
Elodea nuttallii	2									
Fontinalis antipyretica	1									
Glyceria maxima					2	2	1	2		
Juncus effusus				2						
Lemna minuta			3		4				4	
Lemna trisulca					4				2	
Myosotis scorpioides	1	2	2	3	3		2	3	2	2
Nasturtium officinale	4	5	3	4			3	4	2	
Phalaris arundinacea		2	1	2	2	2	1	2		
Polygonum amphibium					2					
Potamogeton berchtoldii			2							
Potamogeton pectinatus					4		4			
Potamogeton pusillus agg.					3		2			
Rorippa amphibia		2	1	2						
Rumex hydrolapathum				1						
Scrophularia umbrosa				2						
Solanum dulcamara		2		2						
Sparganium emersum					3		3			
Typha latifolia				1						
Veronica anagallis-aquatica							2	3	2	2

Angaben zur Pflanzenmenge nach der Häufigkeitsskala nach KOHLER:
1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = massenhaft

In der Probestelle C.2 bilden *Potamogeton pectinatus* und z.T. auch *Sparganium emersum* dominante Bestände und weisen auf den hocheutrophen Charakter des Riedkanals hin.

Abb. 4.1: Im Riedkanal in der Geggenau bildet der Nussfrüchtige Wasserstern (Callitriche obtusangula) große Bestände (C.1, Juli 2015).

Abb. 4.2: Dichte Bestände vom Einfachen Igelkolben (Sparganium emersum) und vom Kamm-Laichkraut (Potamogeton pectinatus) bestimmen die Makrophytenvegetation des Riedkanals. Im Bildvordergrund (schwer erkennbar) die Dominanzbestände einer Fadenalge (C.2-1, Juli 2015).

Charakteristisch für die beiden Untersuchungsstellen an der Murg (Tab. 4.2) ist *Ranunculus fluitans*, der mit seinen langen flutenden, riemenartigen Blättern sehr dichte und beherrschende Bestände bilden kann. Stete Begleiter sind *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton crispus.*

Bei der Untersuchung 2015 hat *Ranunculus fluitans* an der Untersuchungsstelle unterhalb der Badischen Brücke (C.3) sehr dichte Bestände gebildet. Die Murg führte sehr wenig Wasser und das ganze Flussbett konnte ohne Probleme begangen werden.

Tab 4.2: Untersuchungsergebnisse für die Probestellen an der Murg 2011 / 2015

Nr. der Untersuchugsstelle	C.3-1 2011		C.3-1 2015		C.3-2 2011		C.3-2 2015	
Gewässername	Murg		Murg		Murg		Murg	
Probestelle	Badische Brücke		Badische Brücke		Adenauer Brücke		Adenauer Brücke	
Datum	02.08.2011		14.07.2015		02.08.2011		14.07.2015	
LAWA-Fließgewässertyp	9		9		9		9	
Makrophyten-Typ	MP		MP		MP		MP	
Anzahl der Taxa gesamt	16		5		10		6	
Anzahl submerser Arten	6		5		8		6	
Anzahl emerser Arten	10		-		2		-	
Vegetationsbedeckung (%)	10		80		20		35	
Wuchsform	submers	emers	submers	emers	submers	emers	submers	emers
Agrostis stolonifera		1						
Callitriche obtusangula			2				1	
Callitriche spec	1				1			
Elodea nuttallii	3		2		3		3	
Fontinalis antipyretica	1				2			
Glyceria fluitans					1			
Lythrum salicaria		1						
Mentha aquatica		1						
Myosotis scorpioides						1		
Myriophyllum spicatum	2		2		2		1	
Phalaris arundinacea		1	1				1	
Polygonum spec.		1						
Potamogeton crispus	3				2		3	
Potamogeton berchtoldii					2			
Ranunculus acris		1						
Ranunculus fluitans	4		5		4		4	
Rorippa amphibia						1		
Rumex spec		1						
Scrophularia nodosa		1						
Solanum dulcamara		1						
Veronica beccabunga		1						

Angaben zur Pflanzenmenge nach der Häufigkeitsskala nach KOHLER:
1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = massenhaft

Die mit Abstand artenreichste Makrophytenvegetation wurde 2011 an der kleinen Schlut am Wintersdorfer Altrhein angetroffen (Tab. 4.3). Eine Besonderheit stellt der Fund von *Ranunculus rionii* (Rions Wasserhahnenfuß) dar, der in der Schlut am Wintersdorfer Altrhein vorkommt (C.6 2011). Diese Art sieht dem Haarblättrigen Wasserhahnenfuß (*Ranunculus trichophyllus*) täuschend ähnlich und ist von diesem nur durch die Größe der Früchte zu unterscheiden. Rions Wasserhahnenfuß ist im Gebiet wahrscheinlich häufig übersehen worden und daher nicht so selten wie seine Verbreitung vermuten lässt. Andreas Kleinsteuber (Karlsruhe) hat die Art bestimmt.

An der Schlut am Wintersdorfer Altrhein (C.6) wurde 2011 noch eine weitere interessante Art gefunden: Der Spreizende Wasserhahnenfuß (*Ranunculus circinatus*), der mit der Gefährdungskategorie 3 eine Art der Roten Liste Baden-Württembergs ist.

Infolge von Baggerarbeiten im Bereich der Untersuchungsstelle zeigte sich diese Untersuchungsstelle 2015 deutlich an Arten verarmt (10 Taxa statt 24).

Tab 4.3: Untersuchungsergebnisse für die vom Rhein geprägten Probestellen 2011 / 2015

Nr. der Untersuchugsstelle	C.4 2015		C.5-1 2015		C.5-2 2015		C.6 2011		C.6 2015	
Gewässername	Rheinnebenarm		Rhein		Rhein		Rhein		Rhein	
Probestelle	Tomateninsel		km 343		km 343		Schlut Wintersdorf		Schlut Wintersdorf	
Datum	16.07.2015		15.07.2015		15.07.2015		27.07.2011		15.07.2015	
LAWA-Fließgewässertyp	10		10		10		Grenzfall		Grenzfall	
Makrophyten-Typ	Mg		Mg		Mg		MP?		MP?	
Anzahl der Taxa gesamt	2		3		1		24		10	
Anzahl submerser Arten	2		3		0		24		8	
Anzahl emerser Arten	-		-		1		1		3	
Vegetationsbedeckung (%)	< 1		15		<< 1		60 - 70		10	
Wuchsform	submers	emers	submers	emers	submers	emers	submers	emers	submers	emers
Agrostis stolonifera							3			1
Berula erecta							2			
Butomus umbellatus							2			
Callitriche obtusangula							3		3	
Ceratophyllum demersum							3		2	
Cinclidotus danubicus			2							
Cinclidotus riparius	2		3							
Elodea canadensis										
Elodea nuttallii							2		3	
Fontinalis antipyretica	2		4							
Glyceria fluitans										
Glyceria maxima										
Lemna minuta										
Lemna trisulca										
Leptodictyum riparium							1			
Leskea polycarpa							1	1		
Mentha aquatica							1			
Myosotis scorpioides							2		2	3
Myriophyllum spicatum							2			
Myriophyllum verticillatum							2			
Nuphar lutea							3		1	
Phalaris arundinacea						1				
Poa trivialis							1			
Persicaria hydropiper							4			2
Potamogeton lucens							2		3	
Potamogeton nodosus							2			
Potamogeton perfoliatus									2	
Potamogeton pusillus agg.							2		3	
Ranunculus circinatus							2			
Ranunculus rionii							2			
Rorippa amphibia							4			
Sagittaria sagittifolia							2			
Sparganium emersum							2			
Veronica anagallis-aquatica							2			

Angaben zur Pflanzenmenge nach der Häufigkeitsskala nach KOHLER:
1 = sehr selten; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = massenhaft

Abb. 4.3: Am Rhein wird die Makrophytenvegetation von den Wassermoosen bestimmt. In der Mitte des Bildes ein flutendes Polster des Quellmooses (Fontinalis antipyretica). Die Wassermoose sind auf eine feste Unterlage angewiesen, an die sie sich heften können. Die Steinschüttungen der Uferbefestigungen bieten den Wassermoosen daher sehr gute Siedlungsmöglichkeiten (C.5-1, Juli 2015).

4.2 Phytobenthos ohne Diatomeen

Anfangsuntersuchung 2011

2015 wurden die Taxa mit Hilfe der fotografischen Dokumentation der Taxa nochmals überprüft. Dabei wurden nun die Nachweise von Grünalgen in Gallerte dem Taxon *Palmella mucosa* zugeordnet. Bewertungsrelevant ist diese taxonomische Zuordnung aber nicht, da es sich nicht um eine Indikatorart handelt. Weiterhin wurde die Bestimmung von *Homoeothrix varians* zu *Homoeothrix janthina* in der Murg, Adenauer-Brücke, korrigiert. Da die Abundanz dieser Art am Standort recht gering war, hat auch diese Korrektur vermutlich keine größeren Veränderungen der ursprünglichen Bewertung zur Folge.

Insgesamt wurden 39 benthische Taxa aus 8 Algenklassen an den 6 untersuchten Standorten nachgewiesen werden. Artenreichste Algenklassen sind mit 13 bzw. 10 Vertretern die Nostocophyceae und die Desmidiaceae. Weiterhin sind mit 11 Taxa die Grünalgen-Klassen der Chloro- bzw. Ulvophyceae (8 bzw. 3 Taxa) vertreten. An den einzelnen Probestellen wurde mit 12 bis 18 Taxa des PoD eine artenreiche Algenflora nachgewiesen.

Der Artenreichtum war, bezogen auf die einzelnen Probestellen, nicht sehr unterschiedlich, obwohl Gewässer unterschiedlicher geochemischer Prägung untersucht wurden. Im Allgemeinen sind die Gewässer des silikatisch geprägten Mittelgebirges deutlich artenreicher als die des karbonatisch geprägten Tieflandes.

Bemerkenswert sind die 2011 erfolgten Nachweise von *Draparnaldia mutabilis*, *Hydrodictyon reticulatum* und *Enteromorpha pilifera*.

Draparnaldia mutabilis ist in stehenden und langsam fließenden Gewässern verbreitet, aber nicht häufig zu finden. Sie meidet Standorte höherer Saprobie und Trophie und gilt daher als

Indikator einer sehr guten ökologischen Qualität. Sie war im Riedkanal an der Hofwaldschlut (C.2) makroskopisch auffällig (GUTOWSKI & FOERSTER 2009b) (Abb. 4.4).

Abb. 4.4: Draparnaldia glomerata mit ihren verzweigten, in Haupt- und Nebenachse gegliedertem Faden.

Hydrodictyon reticulatum, die auch den deutschen Namen Wassernetz trägt, ist eine makroskopisch auffällige, meist aufschwimmende Grünalgenart, die vor allem in stehenden Gewässern vorkommt. Sie kann extrem auffällige Massenbestände ausbilden, die Wasserwege und Abflussgräben verstopfen und sogar die Schifffahrt behindern können (siehe Abb. 82 in GUTOWSKI & FOERSTER 2009b). Diese ist in saprobiell mäßig belasteten, mesotrophen Gewässern zu finden. Je nach Abundanz wird sie als toleranter Indikator gewertet. Eine Massenentwicklung wird geächtet, während eine geringere Abundanz toleriert wird (SCHAUMBURG et al. 2012a, b). Sie wurde im Altrhein, Schlut Wintersdorf (C.6), mit geringer Abundanz nachgewiesen (Abb. 4.5).

Abb. 4.5: Hydrodictyon reticulatum mit den bienenwabenartig zu einem Netz angeordneten Zellen.

In diesem Gewässer war auch *Enteromorpha pilifera* makroskopisch auffällig. Sie lebt anfangs epilithisch. Ihre röhren- bzw. sackartigen Thalli schwimmen allerdings später in stehenden und langsam fließenden Gewässern blasig auf. Diese Art kommt in karbonatisch geprägten, saprobiell gering bis mäßig verschmutzten, eutrophen Gewässern vor. Sie lebt vor allem in marinen und brackigen Bereichen, kann aber bis in reines Süßwasser vordringen (GUTOWSKI & FOERSTER 2009b). Im PHYLIB-Verfahren gilt sie als toleranter Störzeiger (SCHAUMBURG et al. 2012a, b). Sie wurde aber bisher nur in einigen Fließgewässertypen nachgewiesen und wird deshalb manchmal noch nicht als Indikator gewertet (Abb. 4.6).

Abb. 4.6: Blasig aufschwimmende Thalli von *Enteromorpha pilifera*. *Jeder Chloroplast einer Zelle enthält mehrere Pyrenoide.*

Abschlussuntersuchung 2015

2015 konnten 50 benthische Taxa aus acht Algenklassen an den acht untersuchten Standorten nachgewiesen werden. Damit wurde auch 2015 eine vielfältige Algenflora des PoD nachgewiesen. Artenreichste Algenklassen sind dabei mit 23 Vertretern die Nostocophyceae. Mit 10 Taxa sind die Desmidiaceae am ebenfalls stark vertreten. Die Grünalgen-Klassen der Chloro- bzw. Ulvophyceae wiesen sieben Taxa auf. An den Standorten wurden 5 bis 22 Taxa des PoD nachgewiesen. Mit fünf bis acht Taxa können die Standorte des Rheinnebenarmes an der Tomateninsel (C.4), des Altrheines an der Schlut Wintersdorf (C.6) und des Riedkanals in der Geggenau (C.1) als vergleichsweise artenarm gelten. An allen anderen Standorten waren mit 11 bis 22 Taxa deutlich mehr Taxa zu finden. Die Unterschiede lassen sich nicht allein mit der geologischen Prägung begründen. Zwar sind auch hier die Gewässer des silikatisch geprägten Mittelgebirges am artenreichsten, aber auch einige Gewässer des karbonatisch geprägten Tieflandes wiesen hohe Artenzahlen auf.

Bemerkenswert sind die 2015 erfolgten Nachweise von *Nostoc parmelioides*, *Paralemanea catenata f. nodosa und Hydrodictyon reticulatum*.

Nostoc parmelioides ist eine deutschlandweit sehr selten zu findende, makroskopisch auffällige Blaualge, die weiche, knorpelige, gallertige Lager auf Steinen vor allem in kleinen, schnellfließenden, sommerkalten Bächen ausbildet. Sie gilt als Weichwasserform, ist also an silikatisch geprägte Gewässer gebunden und kommt lediglich in saprobiell nicht oder nur gering belasteten, oligo- bis oligo-mesotrophen Gewässern vor (GUTOWSKI & FOERSTER 2009b). In den silikatisch geprägten Gewässern der LAWA-Typen 5, 5.1 und 9 gilt sie deshalb als Indikator einer sehr guten ökologischen Qualität (SCHAUMBURG 2012a, b). Sie wurde an beiden Standorten der Murg (Badische und Adenauer-Brücke, C.3-1 und C.3-2) nachgewiesen (Abb. 4.7).

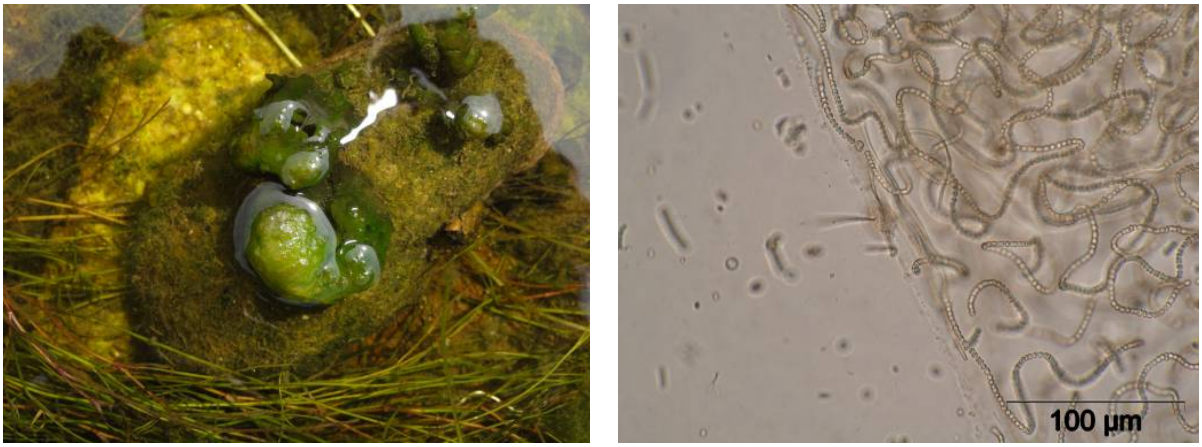

Abb. 4.7: Gallertige Lager von *Nostoc parmelioides auf Stein (links). Die Zellen der Blaualge liegen perlschnurartig aufgereiht in Fäden in der gemeinsamen Gallerte (rechts).*

Paralemanea catenata f. nodosa ist eine makroskopisch erkennbare, epilithische Rotalge, die vor allem in schnell fließenden Gewässern vorkommt. Sie besiedelt hauptsächlich unverschmutzte, oligotrophe Gewässer. Die Gattung *Paralemanea* ähnelt der Gattung *Lemanea* äußerlich stark. Auch sie bildet Büschel aus festen, borstenförmigen Fäden aus. Allerdings unterscheidet sie sich im inneren Aufbau deutlich, da die Zentralachse im Unterschied zu *Lemanea* von zusätzlichen Filamenten umhüllt ist (GUTOWSKI & FOERSTER 2009a). Im PHYLIB-Verfahren wird bisher nur die Gattung als Indikator genutzt. Sie wurde in der Murg, Badische Brücke (C.3-1), nachgewiesen. In Gewässern dieses Typs gilt sie als tolerante Art, die gute ökologische Zustände indiziert. Allerdings wird im PHYLIB-Verfahren nur die Gattung und nicht die Art berücksichtigt (SCHAUMBURG et al. 2012a, b). In den Roten Listen der limnischen Rot- und Braunalgen Deutschlands (KNAPPE et al. 1996) wird sie als gefährdet eingestuft (Abb. 4.8).

Abb. 4.8: Büschel borstenförmiger Fäden von Paralemanea catenata f. nodosa (links)*. Im Querschnitt des Thallus ist die Achse sichtbar, die von vielen Hüllfäden umgeben ist (rechts).*

Das bereits 2011 im Altrhein, Schlut Wintersdorf (C.6), nachgewiesene Wassernetz (*Hydrodictyon reticulatum*) wurde am gleichen Standort mit höherer Abundanz als 2011 nachgewiesen.

Über die Verteilung der Taxa in den untersuchten Probestellen für beide Untersuchungsjahre gibt die Tabelle 1 auf der beiliegenden CD-ROM Auskunft.

Vergleich der 2011 und 2015 untersuchten Standorte

Insgesamt wurde 2015 mit 50 zu 2011 mit 39 Algentaxa eine vielfältigere Algenflora des PoD erfasst. Ein direkter Vergleich ist aber schwer möglich, da 2015 drei zusätzliche Standorte untersucht wurden. Zusätzlich erschwert wird der Vergleich durch die zu einem etwas unterschiedlichen Zeitpunkt (Mitte Juli in 2015 / Ende Juli bis Anfang August in 2011) erfolgten Probenahmen. Auch ist allgemein nur wenig über jahreszeitliche Veränderungen der Algenflora des PoD bekannt. Ebenso gibt es keine genauen Angaben über Veränderungen der Algenflora innerhalb einiger Jahre. So kann die Zunahme der Taxa-Anzahl nicht weitergehend interpretiert werden. Unterschiede der Algenflora für die einzelnen Probestellen werden in Kap. 5.2.2 behandelt.

4.3 Diatomeen

An den im Jahr 2011 untersuchten fünf Gewässerstellen wurden 94 Taxa nachgewiesen. Bleibt die Betrachtung auf diese Stellen beschränkt, wurde im Jahr 2015 ein leichter Anstieg auf 103 Taxa dokumentiert. Werden zusätzlich die drei Stellen berücksichtigt, die nur 2015 untersucht wurden, ergibt sich für 2015 eine Gesamttaxazahl von 133. Das Gesamtartenspektrum beider Untersuchungsjahre umfasst 146 Diatomeentaxa und ist Anhang 1 zu entnehmen. Neben den Taxanamen sind die Autoren und DV-Nummern nach MAUCH et al. (2003, aktualisierte Fassung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt 2014) dokumentiert. Zusätzlich sind die Vorkommen im Vergleich beider Untersuchungsjahre dargestellt. Artenzusammensetzungen und prozentuale Häufigkeiten an den verschiedenen Probestellen können Tabelle 2 auf der beiliegenden CD-ROM entnommen werden.

Die Taxazahlen in den Einzelproben des Jahres 2011 reichen von 24 bis 50 (Median 43) und zeigen 2015 nur wenig Änderungen (Spanne 22-73, Median 37). Die höchste Taxazahl wurde an Stelle C.6 (Schlut Wintersdorfer Altrhein) dokumentiert (vgl. Kap. 5.3.2).

Tab 4.4: Nachgewiesene Taxa der Roten Liste

Taxon	Rote Liste Kategorie	Zahl der Vorkommen	Prozent in allen Proben
Encyonema gaeumannii	3	1	3,2
Fallacia lenzii	3	2	0,5
Gomphonema supertergestinum	G	2	0,7
Psammothidium daonense	G	1	0,2
Geissleria acceptata	G	1	0,2
Gomphonema tergestinum	G	1	0,2
Navicula upsaliensis	R	2	1,1
Navicula vilaplanii	R	1	0,2
Cymbopleura cuspidata	V	1	0,2
Adlafia bryophila	V	2	0,5
Hippodonta costulata	V	1	0,2
Quelle: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996			

Unter den nachgewiesenen 146 Taxa finden sich elf Diatomeen der Roten Liste, die jedoch nur geringe Gefährdungsgrade aufweisen (s. Tab 4.4). Bei den meisten Nachweisen handelt es sich um Einzelfunde. Bemerkenswert aus floristischer Sicht ist das Vorkommen einer *Encyonema gaeumannii* nahestehenden Art, die in der Roten Liste als "gefährdet" geführt wird.

5 Bewertung der ökologischen Qualität

5.1 Makrophyten

5.1.1 Übersicht über die Bewertungsergebnisse

Die Bewertungen sind in der folgenden Tabelle 5.1. aufgeführt.

5.1.2 Ergebnisse für die einzelnen Untersuchungsstellen

Riedkanal Geggenau (C.1)

Anfangsuntersuchung 2011

Diese Untersuchungsstelle am Riedkanal in der Geggenau weist sieben indikative submerse Taxa auf. Neben der vorherrschenden Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) sind weiter der Nussfrüchtige Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) und der Aufrechte Merk (*Berula erecta*) als typische Vertreter der Wasservegetation zu nennen. Die beiden Wasserpestarten (*Elodea canadensis* und *E. nuttallii*) sind ebenfalls vertreten, wenn auch mit eher geringen Mengen. Beide Arten weisen auf eine Degradation hin und gehen bei der Bewertung des ökologischen Zustandes negativ in die Berechnung des Indexwertes ein. Insgesamt wird die Makrophytenvegetation von Arten bestimmt, die gegenüber Eutrophierung sehr tolerant sind.

Bemerkenswert ist die Art und Weise der Besiedlung der untersuchten Strecke mit der Brunnenkresse (siehe Foto in Abb. 5.1). Sie trägt wesentlich zur Strukturbereicherung des ausgebauten und mit Ufersicherungen versehenen Gewässerbettes bei. Die von der Brunnenkresse initiierte Einengung des Mittelwasserbettes hat zur Entstehung einer leicht pendelnden Fließrinne geführt. Dadurch fließt das Wasser schneller, was zur Herausbildung einer kiesreichen Sohle in der Fließrinne beigetragen hat.

Tab. 5.1: Übersicht über die Bewertungsergebnisse der Teilkomponente „Makrophyten“ (2011 / 2015)

Maßnahme-Nr.	Gewässer	Position	Datum	WRRL-Typ	Makrophyten-Typ	Bewertung Makrophyten	Bewertung Makrophyten (dezimal)	Referenzindex Makrophyten	Modul Makrophyten-bewertung M	Einstufung gesichert	Anzahl submerser und eingestufter Taxa
C.1	Riedkanal	Geggenau	02.08.2011	19	MP	mäßig (+)	2,60	-36,8	0,32	ja	7
C.1	Riedkanal	Geggenau	15.07.2015	19	MP	mäßig	2,98	-56,2	0,22	ja	7
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	02.08.2011	19	MP	mäßig	2,71	-42,7	0,29	ja	11
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	14.07.2015	19	MP	mäßig	3,10	-61,9	0,19	ja	10
C.2-2	Hofwaldschlut	Hofwald	13.07.2015	19	MP	mäßig *	2,96	-55,0	0,23	nein	7
C.3-1	Murg	Badische Brücke	02.08.2011	9	MP	mäßig	2,71	-42,5	0,29	ja	5
C.3-1	Murg	Badische Brücke	14.07.2015	9	MP	gut	2,23	-10,7	0,45	ja	5
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke	02.08.2011	9	MP	gut (-)	2,45	-28,2	0,36	ja	7
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke	14.07.2015	9	MP	mäßig	2,77	-45,5	0,27	ja	6
C.4	Rhein-Nebenarm	Tomateninsel	16.07.2015	10	Mg		Keine Bewertung möglich, da für diesen Gewässertyp aktuell noch kein gültiges Verfahren existiert. Zusätzlich gilt für C.5-2, dass dort keine für Makrophyten dauerhaft besiedelbaren Substrate vorhanden sind.				
C.5-1	Rhein KM 343	mit Uferbefestigung	15.07.2015	10	Mg						
C.5-2	Rhein KM343	ohne Uferbefestigung	15.07.2015	10	Mg						
C.6	Schlut Wintersdorf	Wintersd. Altrhein	02.08.2011	19	MP ?	mäßig	2,68	-40,9	0,3	ja	21
C.6	Schlut Wintersdorf	Wintersd. Altrhein	15.07.2015	19	MP ?	mäßig	2,69	-41,4	0,29	ja	8

* Bewertung nicht gesichert, da der Anteil eingestufter Taxa < 75 %

Abb. 5.1: Blick auf die untersuchte Probestelle am Riedkanal in der Geggenau (C.1). Die Brunnenkresse bildet dichte Bestände, in der eine schmale Fließrinne leicht hin und her pendelt. Die Sohle der Rinne besteht überwiegend aus Feinkies, in den Polstern der Brunnenkresse herrschen Feinsedimente vor (27. Juli 2011).

Vor etwa 15 Jahren gab es in diesem Abschnitt des Riedkanals keine Bestände mit Brunnenkresse. Damals floss der Riedkanal im Sommer bei niedrigen Wasserständen mit sehr geringen Wasserständen gleichförmig auf ganzer Breite zwischen den Uferbefestigungen dahin. Die Sohle bestand vorherrschend aus Treibsand. Kiesbereiche fehlten weitgehend. Die Veränderung beruht auf einer Modifizierung der Gewässerunterhaltung, die im Gewässerentwicklungsplan (ALAND 2001) vorgeschlagen wurde. Der Abschnitt in der Geggenau wurde in Abstimmung mit dem Riedkanal-Zweckverband weitgehend aus der regelmäßigen Unterhaltung herausgenommen. Die Böschungen werden seit rund zehn Jahren nicht mehr gemäht und die Sohle nicht mehr gekrautet. Die Brunnenkresse hat allerdings fast zehn Jahre gebraucht, bis es ihr gelungen ist, sich an den gleichförmigen, befestigten Uferzonen anzusiedeln und ihre strukturbildende Wirkung zu entfalten. Im Winter sterben die oberirdischen Triebe der Brunnenkresse weitgehend ab, so dass auch die strukturbildende Wirkung weitgehend verloren geht.

<u>Abschlussuntersuchung 2015</u>

Die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation hat sich 2015 im Vergleich zu 2011 nur geringfügig geändert (siehe auch Anbb. 5.2). Erfreulich ist der Neuzugang von Berchtolds Laichkraut (*Potamogeton bechtoldii*), das allerdings nur in wenigen Exemplaren angetroffen wurde.

Die Verschlechterung der Bewertungsergebnisse von gerundet 2,6 auf 3,0 sollte nicht überbewertet werden. Sie beruht im Wesentlichen auf einer Zunahme der Mengenanteile vom Nussfrüchtigen Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) sowie der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis).* Interessanterweise wurde die zweite Wasserpestart (*Elodea*

nuttallii) 2015 nicht angetroffen, obwohl sie nach Beobachtungen des Verfassers an vielen Stellen in Ausbreitung begriffen ist und häufig *Elodea canadensis* verdrängt.

Insgesamt ist es bemerkenswert, dass sich die Makrophytenvegetation in so kurzer Zeit nach Durchführung der Baumaßnahmen wieder in annähernd gleicher Zusammensetzung zeigt wie vor der Umgestaltung. Diese rasche Erholung der Makrophytenvegetation spricht für die Art und Weise der Umgestaltung.

Abb. 5.2: Wie vor der Umgestaltung (2011) werden die Uferzonen von dichten Beständen mit Brunnenkresse (Nasturtium officinale) und anderen Kleinröhrichten besiedelt. In der hin und her pendelnden schmalen Fließrinne herrscht der Nussfrüchtige Wasserstern (Callitriche obtusangula) vor (C.1, Juli 2015).

Riedkanal im Hofwald (C.2-1)

Anfangsuntersuchung 2011

Diese Probestelle am Riedkanal weist eine dichte und relativ artenreiche Wasservegetation auf (siehe Abb. 5.3). Es herrschen weit verbreitete Pflanzenarten vor, die typisch sind für langsam fließende und sehr nährstoffreiche Fließgewässer. Eine deutliche Prägung durch Grundwassereinfluss ist nicht erkennbar. Das häufige Vorkommen von Wasserlinsen (*Lemna trisulca* und *L. minuta*) weist auf stark rückstaubeeinflusste Verhältnisse hin.

Das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), der Einfache Igelkolben (*Sparganium emersum*) und die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) bilden als Degradationszeiger zum Teil ausgedehnte Bestände und lassen eine Einstufung der ökologischen Qualität in die Stufe 3 (mit Tendenz zu 2) gerechtfertigt erscheinen.

Auffällig ist das Fehlen einer amphibischen Übergangszone an den Ufern. Die typischen Besiedler dieser Zone, wie z.B. die Bachbunge (*Veronica beccabunga*) oder der Blaue Bachehrenpreis (*Veronica anagallis-aquatica*), fehlen weitgehend. Ursachen dafür sind die sehr steilen Ufer sowie die erheblichen Wasserspiegelschwankungen durch häufigen Aufstau des Riedkanals am Düker unter der Murg.

Abb. 5.3: Blick auf die untersuchte Probestelle am Riedkanal an der Hofwaldschlut (C.2). Bedingt durch Aufstau fließt der Riedkanal sehr langsam. Die Gewässersohle ist dicht mit Wasserpflanzen besiedelt (27. Juli 2011).

Abschlussuntersuchung 2015

Die untergetauchte und flutende Makrophytenvegetation der untersuchten Stelle im Riedkanal weist große Übereinstimmungen mit derjenigen von 2011 auf. Mit Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Einfachem Igelkolben (*Sparganium emersum*) und Nussfrüchtigem Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) bestimmen weiterhin Degradationszeiger das Bild der Makrophytenvegetation.

Auffällige Veränderungen zeigen das Fehlen der 2011 häufig massenhaft vertretenen Wasserlinsen (*Lemna minuta* und *Lemna trisulca*) an. Mit der Umgestaltung wurde auch die Steuerung der Wasserstände am Riedkanaldüker geändert. Das Schütz ist jetzt standardmäßig geöffnet, so dass der Riedkanal im Sommer 2015 nicht aufgestaut wurde, und ständig floss. Dadurch haben die Wasserlinsen die Möglichkeit verloren, sich im Riedkanal massenhaft auszubreiten.

Eine weitere, aus fließgewässerökologischer Sicht positive Veränderung gegenüber 2011 stellt die Ansiedlung gut entwickelter Bachröhrichte auf den neu geschaffenen Ufervorschüttungen dar (siehe Bildpaar Abb. 5.4). Zu den Besiedlern der neuen amphibischen Zonen zählen Aufrechter Merk (*Berula erecta*), Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis scorpioides*), Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) und Gauchheil-Ehrenpreis (*Veronica anagallis-aquatica*).

Diese fließgewässerökologisch positiven Aspekte kommen bei der Bewertung mit PHYLIB jedoch nicht zum Tragen. Als Ursache dafür betrachtet der Verfasser die offenbar sehr hohe Belastung des Riedkanals mit Nährstoffen. Hierfür sprechen insbesondere auch die Ergebnisse der Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“.

Für einen nachhaltigen Erfolg der Umgestaltungsmaßnahmen erscheint es dem Verfasser vordringlich, die hohe stoffliche Belastung des Riedkanals zu reduzieren.

Abb. 5.4: Bildpaar von der untersuchten Probestelle am Riedkanal im Hofwald. Durch die vielgestaltigen Ufervorschüttungen aus Kies sind viele amphibische Lebensräume neu entstanden. Im Sommer 2015 waren die meisten Vorschüttungen bereits von Bachröhrichten besiedelt, einige Uferzonen sind noch offen (C.2-1, Juli 2015).

Hofwaldschlut (C.2-2)

Vom neu gebauten Bachlauf in der Hofwaldschlut gibt es nur eine Untersuchung von 2015. Der Bachlauf wird mit dem Wasser aus dem Riedkanal gespeist, so dass die Probestelle an der Hofwaldschlut am ehesten mit der Stelle am Riedkanal (C.2-1) verglichen werden kann.

Im Sommer 2015 wurde der neue Bachlauf auf langen Strecken nur vom Nussfrüchtigen Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) besiedelt. Der Verfasser hatte den Eindruck, dass sich die Besiedlung des neuen Bachbettes mit Makrophyten in einer frühen Entwicklungsphase befindet und noch nicht abgeschlossen ist. Auffällig ist, dass sowohl das Kammlaichkraut

(*Potamogeton pectinatus*) als auch der Einfache Igelkolben (*Sparganium emersum*), die im Riedkanal mit großer Menge auftreten, nicht angetroffen wurden. Das aus gewässerökologischer Sicht positiv einzuschätzende Fehlen dieser Degradationszeiger kann allerdings damit zusammen hängen, dass die beiden genannten Arten auf der neuen Bachsohle noch keine geeigneten Substrate für eine Ansiedlung vorgefunden haben.

Für die Beprobung wurde eine Stelle ausgewählt, die sich aufgrund einer Verklausung mit Totholz durch eine größere Strukturvielfalt und einen etwas größeren Artenreichtum an Makrophyten auszeichnete als viele andere Abschnitte des neuen Bachlaufs (siehe Abb. 5.5 und 5.6).

Nach PHYLIB ergibt sich für diese Probestelle eine Einstufung in die Ökologische Zustandsklasse 3. Das Ergebnis wird von PHYLIB allerdings als nicht gesichert angegeben, da der Anteil eingestufter Taxa kleiner als 75 % ist.

Die Einstufung der Hofwaldschlut in Zustandsklasse 3 entspricht den Bewertungsergebnissen der Untersuchungen am Riedkanal in der Geggenau (C.1) und im Hofwald (C.2-1) und erscheint daher plausibel.

Die beiden anderen untersuchten Teilkomponenten „Diatomeen“ und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ folgen in ihrer Einstufung des ökologischen Zustands allerdings nicht der Makrophytenbewertung. Beide Komponenten stufen die untersuchte Stelle in die Zustandsklasse 2 ein.

Eindeutige Ursachen für diese unterschiedlichen Bewertungen sind nicht erkennbar. Der Verfasser vermutet, dass dies - wie zu Beginn des Anschnitts schon angesprochen – damit zu tun hat, dass die Besiedlung des Bachlaufs noch eine längere Zeitspanne in Anspruch nehmen wird. Bezüglich der Makrophyten ist daher aktuell noch keine abschließende Einschätzung des Erfolgs der Umgestaltungsmaßnahme möglich.

Der Verfasser empfiehlt, die Untersuchungen zur Erfolgskontrolle in drei bis vier Jahren zu wiederholen.

Abb. 5.5: Blick auf die untersuchte Probestelle im neu gebauten Bachlauf in der Hofwaldschlut (C.2-2, Juli 2015).

Abb. 5.6: Detail von der oben im Bild gezeigten Verklausung mit Totholz. Unterhalb der Totholzansammlung hat sich ein Mosaik kleinflächiger Sohlstrukturen entwickelt. Im Flachwasserbereich haben sich Bachröhrichte mit Aufrechtem Merk (Berula erecta) und Sumpf-Vergissmeinnicht (Myosotis scorpioides) angesiedelt, im Wasser fluten Polster des Nussfrüchtigen Wassersterns (Callitriche obtusangula) (C.2-2, Juli 2015).

Murg Badische Brücke (C.3-1)

Anfangsuntersuchung 2011

In der Untersuchungstrecke in der Murg unterhalb der Badischen Brücke wurden nur 5 indikative Arten angetroffen. Unter ihnen können nur zwei Arten als typische Wasserpflanzen eines Schwarzwaldflusses in der Rheinebene angesehen werden: Der Flutende Wasserhahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) und das Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*). Nuttalls Wasserpest (*Elodea nuttallii*), Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) sind als Degradationszeiger zu betrachten.

Die Makrophytenvegetation der Murg wird bestimmt von eutrophierungstoleranten Arten und erscheint insgesamt recht artenarm. Eine Einstufung der ökologischen Qualität dieses Murgabschnittes in die Zustandsstufe 3 erscheint daher plausibel.

Abb. 5.7: Blick auf die untersuchte Probestelle an der Murg in Rastatt unterhalb der Badischen Brücke (C.3-1, 2. August 2011).

Abschlussuntersuchung 2015

Für die Wiederholungsuntersuchung wurde die Probestelle an der Badischen Brücke etwas weiter nach oberhalb zwischen Rohrersteg und Obere Stauschleusenbrücke (Ludwigsring/ Karlstraße) verlegt (Abb. 5.8). In diesem Bereich hat die Murg bei einem größeren Hochwasser während der Bauphase ihr Flussbett aus eigener Kraft umgestaltet und eine Reihe sehr naturnah erscheinender flusstypischer Strukturen geschaffen. Aus diesen Gründen wurde die Wiederholungsuntersuchung in diesem Bereich durchgeführt. Aus untersuchungsmethodischen Gründen erscheint die Verlegung vertretbar, da die Untersuchungstelle an der badischen Brücke vor Umgestaltung morphologisch-strukturell keine Unterschiede zur Stelle am Rohrersteg aufwies.

Bei der Untersuchung 2015 wurde die Probestelle großflächig von dichten Beständen des Flutenden Wasserhahnenfußes (*Ranunculus fluitans*) besiedelt, in denen nur vereinzelt wenige weitere Makrophyten gefunden wurden. Damit zeigt die Vegetation eine ähnliche Zusammensetzung wie 2011. Allerdings fehlt das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*), das als Degradationszeiger eingestuft wird. Dadurch ergibt sich eine deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands und die Zustandsklasse 2 wird erreicht.

Auch die beiden anderen Teilkomponenten folgen diesem Trend und zeigen jeweils eine Verbesserung des ökologischen Zustands um eine Klasse, auch wenn die Teilkomponente „Diatomeen“ (Verbesserung von Klasse 4 auf Klasse 3(-)) eine hohe stoffliche Belastung der Murg anzeigt.

Dieses Ergebnis spricht dennoch schon heute für den Erfolg der durchgeführten Maßnahme. Der Verfasser geht davon aus, dass die hohe Nährstoffbelastung zusammen mit saprobiellen Einflüssen die Hauptursache für das Verfehlen der Zustandsklasse 2 darstellt.

Abb. 5.8: Bildpaar von der untersuchten Probestelle an der Murg in Rastatt oberhalb des Rohrerstegs. Die Murg führt wenig Wasser (C.3-1, Juli 2015).

Murg Adenauer Brücke (C.3-2)

Anfangsuntersuchung 2011

Die Probestelle an der Murg an der Adenauer Brücke (Abb. 5.9) wies sowohl in Bezug auf morphologische Strukturen und Strömungsdiversität als auch in Hinblick auf ihre Wasservegetation nur geringfügige Unterschiede zur Untersuchungsstelle an der Badischen Brücke auf. Die dort angetroffenen Degradationszeiger sind auch hier vertreten. In den ausgedehnten flutenden Beständen des Wasserhahnenfußes (*Ranunculus fluitans*) sind hier im Unterschied zur Probestelle an der Badischen Brücke stellenweise kleine Bestände von

Berchtolds Laichkraut (*Potamogeton berchtoldii*) und des Flutenden Wasserschwadens (*Glyceria fluitans*) anzutreffen.

Auch hier erscheint die Makrophytenvegetation für einen Fluss wie die Murg sehr artenarm. Eutrophierungstolerante Arten herrschen vor. Der ökologische Zustand für die Teilkomponente „Makrophyten“ erreicht mit einem Dezimalwert von 2,45 gerade noch die Zustandsklasse 2.

Abb. 5.9: Blick auf die untersuchte Probestelle an der Murg in Rastatt oberhalb der Adenauer Brücke (C.3-2). Schwach zu erkennen sind die untergetauchten Schwaden des Flutenden Wasserhahnenfußes (Ranunculus fluitans) (2. August 2011).

Abschlussuntersuchung 2015

Die Makrophytenvegetation der untersuchten Stelle zeigt im Vergleich zu 2011 eine leichte Abnahme an Arten. Die Degradationszeiger sind jedoch noch vollzählig und mit großer Menge vertreten, so dass sich für den ökologischen Zustand eine leichte Verschlechterung ergibt, die jedoch einen Sprung von Klasse 2(-) in Klasse 3 bedeutet. Damit folgt die Teilkomponente „Makrophyten“ der gleichen Entwicklungstendenz wie die anderen beiden Teilkomponenten.

Die Bauarbeiten an diesem Umgestaltungsbereich der Murg wurden - anders als im Abschnitt an der Badischen Brücke - erst im vergangenen Jahr abgeschlossen. Der Verfasser vermutet, dass die morphologisch-strukturellen Anpassungsprozesse im Flussbett nach Umgestaltung noch nicht abgeschlossen sind und erwartet im Laufe der nächsten zwei bis drei Jahre eine positive Entwicklung der Teilkomponenten „Phytobenthos ohne Diatomeen“ und „Makrophyten“.

Aus diesen Gründen ist für eine abschließende Klärung des Erfolgs der Maßnahme in Hinblick auf die untersuchten Komponenten eine weitere Untersuchung in drei bis vier Jahren sinnvoll.

Die Ergebnisse der Phytobenthosuntersuchungen weisen darauf hin, dass eine Reduzierung der hohen stofflichen Belastung der Murg eine wichtige Voraussetzung für das Erreichen der Zustandsklasse 2 ist.

Abb. 5.10: Bildpaar von der untersuchten Probestelle an der Murg in Rastatt oberhalb der Adenauer Brücke nach Umgestaltung.
Das obere Bild zeigt die gleiche Perspektive wie das vorhergehende Foto vor der Umgestaltung. Das untere Bild zeigt die untersuchte Stelle mit Blick in Fließrichtung. Rechts im Bild eine Insel mit kleinem Nebenarm (C3-2, Juli 2015).

Rheinnebenarm Tomateninsel (C.4)

Der im Frühjahr 2015 fertiggestellte Rheinnebenarm zeigte sich bei der Untersuchung als äußerst spärlich besiedelt. Lediglich zwei Wassermoose konnten gefunden werden, die sich an Flussbausteinen verankert hatten. Das Bett der neuen Rinne besteht zum allergrößten Teil aus Kiesen, die bei größeren Abflüssen wahrscheinlich zu wandern beginnen. Daher dürfte die Rinne ein für Makrophyten schwer besiedelbare Fließgewässer darstellen, einmal abgesehen von den verstreuten Flussbausteinen, die vom Schlitzen der Buhnen übrig

geblieben sind. Eine Bewertung des ökologischen Zustands dieser Nebenrinne mit PHYLIB ist nicht möglich.

Abb. 5.11: Panoramabild des neu gebauten Nebenarms auf der Tomateninsel (C4, Juli 2015).

Abb. 5.12: Blick auf den untersuchten Nebenarm auf der Tomateninsel (Juli 2015).

Abflachen des Rheinufers bei Rhein-KM 343 (C.5)

Anhaltend hohe Rheinwasserstände im Juli und im August 2011 haben die Untersuchung des Rheinufers vor der Umgestaltung sehr erschwert, so dass beschlossen wurde, den Vorher-Nachher-Vergleich (Zeitvergleich) aufzugeben und stattdessen die Methode des Ortsvergleichs anzuwenden. Daher wurden im Sommer 2015 zeitgleich der umgestaltete Uferabschnitt und ein benachbarter, nicht umgestalteter Abschnitt untersucht. Beide Böschungsabschnitte wiesen vor der Umgestaltung keine Unterschiede auf (siehe Abb. 5.13).

Gepflastertes Rheinufer (C.5-1)

Das befestigte Rheinufer wird im Wasserwechselbereich ausschließlich von Wassermoosen besiedelt (siehe Abb. 4.8). Höhere Gefäßpflanzen sind nicht vorhanden. Dieses Bild der Makrophytenvegetation ist typisch für lange Abschnitte des Rheins, dessen Ufer durch die steil geneigten, gepflasterten oder mit Flussbausteinen gesicherten Böschungen in sehr uniforme und artenarme Lebensräume umgewandelt wurden.

Da für den Fließgewässertyp des Rheins (Typ 10: Kiesgeprägte Ströme) noch kein Bewertungsverfahren für Makrophyten existiert, ist eine Bewertung des ökologischen Zustands der Uferzonen anhand von PHYLIB nicht möglich.

Abb. 5.13: Blick auf das klassisch befestigte Ufer mit Treidelpfad bei Rhein-KM 343. Die Böschung besteht aus Pflaster, das im unteren Bereich eine Vorschüttung aus Flussbausteinen hat (C.5-1, September 2015).

Abgeflachtes Rheinufer (C.5-2)

Der umgestaltete Uferabschnitt zeigte sich bei der Untersuchung im amphibischen und aquatischen Bereich fast vollständig ohne Makrophytenvegetation (siehe Abb. 5.15 und 5.16). Eine Bewertung des ökologischen Zustands mit PHYLIB ist nicht möglich.

Abb. 5.14: Panoramabild vom abgeflachten Uferbereich bei Rhein-KM 343 (C.5-2, Juli 2015).

Abb. 5.15: Abgeflachter Uferbereich bei Rhein-KM 343. Die Maßnahme wurde im Oktober 2013 durchgeführt. Die Uferentwicklung durch den Rhein ist noch nicht abgeschlossen (C.5-2, Juli 2015).

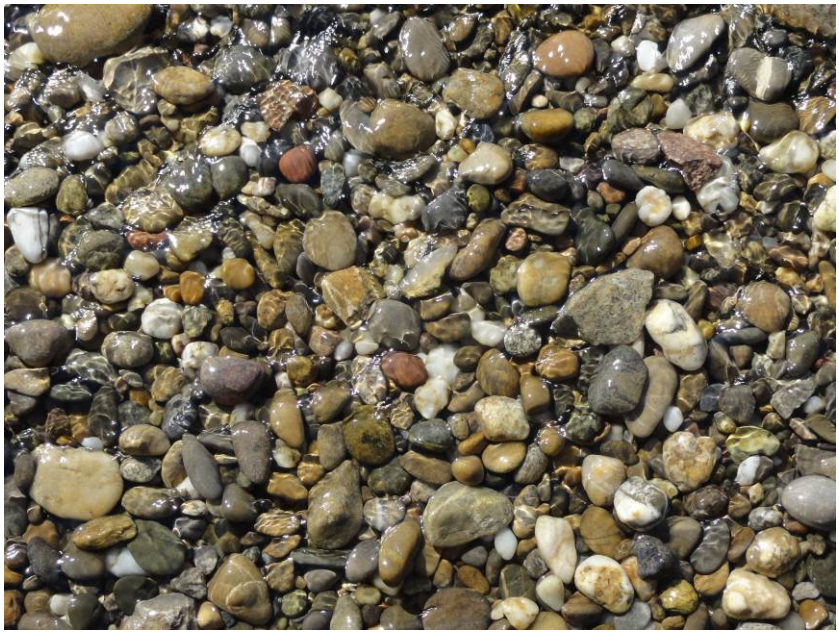

Abb. 5.16: Blick auf den Wasserwechselbereich des umgestalteten Ufers. Die Kiesel unterliegen dem Wellenschlag vorbeifahrender Schiffe und rollen ständig hin und her. Wassermoose und andere Makrophyten können diesen rollenden Kies nicht besiedeln (C.5-2, Juli 2015).

Das umgestaltete Rheinufer besteht im Wasserwechselbereich mit Ausnahme der liegengebliebenen Pflastersteine der Uferbefestigung aus Kies mit vorwiegenden Korngrößen zwischen 15 und 30 mm. Dieser rundgeschliffene Rheinkies ist im Uferbereich durch den Wellenschlag vorbeifahrender Schiffe in ständiger Bewegung und rollt hin und her (siehe Abb. 5.16). Bei kleineren und größeren Rheinhochwässern wird der Kies am Ufer fortgetragen und neuer Kies abgelagert.

Daher stellt der Kies am Ufer keine lagestabile Grundlage dar, die eine dauerhafte Besiedlung mit Makrophyten erlauben würde. Typischerweise sind die Ufer mit hin und her rollenden Rheinkieseln weitgehend unbesiedelt (siehe Abb. 5.17).

Aus den dargelegten Gründen wird deutlich, dass die Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ wenig geeignet ist, um den Erfolg von Uferumgestaltungsmaßnahmen am Rhein bei Rastatt zu dokumentieren.

Man könnte behaupten, dass die Uferabflachung dann ein Erfolg ist, wenn sich im Wasserwechselbereich eine offene Kieszone herausbildet – ein schmaler Saum eines Flussstrandes. Das weitgehende Fehlen einer Makrophytenvegetation in dieser Zone wäre dann ein qualitatives Merkmal des Erfolgs.

Das Foto in Abb. 5.17 zeigt einen 2007 umgestalteten Uferabschnitt am Rhein, der nur wenige hundert Meter von der untersuchten Uferabflachung in Plittersdorf entfernt ist. Hier hat sich eine rheintypische Uferzone entwickelt, wenngleich immer noch viel zu schmal, viel zu steil geneigt und viel zu kurz.

Der Verfasser ist der Überzeugung, dass sich der im Rahmen des LIFE+-Projektes umgestaltete Uferabschnitt in den nächsten Jahren positiv entwickeln wird. Wünschenswert wäre es, die zerstreut herumliegenden Flussbausteine der ehemaligen Uferbefestigung noch komplett zu entfernen.

Der 2007 umgestaltete Bereich lässt trotz der genannten Einschränkungen (zu kurz, zu schmal, zu steil) erkennen, welch riesiges Potenzial an ökologischer Verbesserung und Aufwertung der Uferzonen hier verfügbar ist.

Abb. 5.17: Blick auf eine benachbarte Uferabflachung am Rhein bei Plittersdorf. Diese Maßnahme wurde 2007 umgesetzt. Der Uferbereich hat sich recht gut entwickelt und weist bei niedrigen Rheinwasserständen eine typische Zonierung auf: An der Wasserlinie der offene Kiesstrand, der dem Wellenschlag der vorbeifahrenden Schiffe unterliegt, dann folgt etwas höher gelegen eine schüttere Knöterich-Pionierflur und weiter oben schließt sich ein lockeres Rohrglanzgras-Röhricht mit den ersten Gebüschen der Weichholzzone an (September 2015).

Schlut Wintersdorfer Altrhein (C.6)

Anfangsuntersuchung 2011

Die untersuchte Schlut am Wintersdorfer Altrhein besitzt mit 24 Arten (davon 19 indikativ) eine auffallend artenreiche Wasservegetation. Diese relativ große Vielfalt beruht auf dem Nebeneinander bzw. der Durchdringung verschiedener Pflanzengesellschaften, die sich hier normalerweise als zonale Abfolge vom häufig trockenfallenden Ufer bis zum stetig unter Wasser stehenden zentralen Bereich der Schlut erstrecken. Hier sind in ihrer Abfolge vom Ufer zur Mitte der Schlut folgende Pflanzengesellschaften zu nennen:

- Wasserpfeffer-Bestände (*Polygonum hydropiper*-Bestände) als Pionierbesiedler der häufig trockenfallenden Uferzonen.
- Bestände der Sumpfkresse (*Rorippa amphibia*) der flach überschwemmten Uferzonen.
- Stillwasser-Gesellschaften der flachen, nur seltener trockenfallenden Bereiche mit Kleinlaichkräutern (*Potamogeton pusillus*), Rions Wasserhahnenfuß (*Ranunculus rionii*), Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) und anderen.
- Großlaichkraut-Gesellschaft (Gesellschaft mit Glänzendem Laichkraut - *Potamogeton lucens*) der langsam fließenden, nur selten trockenfallenden tiefen Bereiche der Schlut.
- Tausendblatt-Teichrosen-Gesellschaft (*Myriophyllo-Nupharetum*) der stetig wasserführenden, tieferen Bereiche der Schlut.

Durch die relativ lang anhaltenden hohen Rheinwasserstände hat die sonst typische zonale Abfolge der Vegetationseinheiten angefangen sich zu überlagern, indem die Besiedler der aquatischen Zone weit in die amphibischen Uferbereiche vorgedrungen sind.

Abb. 5.18: Blick auf die untersuchte Schlut am Wintersdorfer Altrhein (C.6). Die Wasserstände sind für die Jahreszeit deutlich höher als im langjährigen Mittel (2. August 2011).

Am Tag der Untersuchung 2011 lag der Rheinwasserspiegel am Pegel Plittersdorf bei 4,60 m. Bei der Untersuchung 2015 betrug der Pegelstand 3,60 m und lag damit einen Meter niedriger.

Insgesamt zeigt die angetroffene Wasservegetation ein für Rheinauengewässer sehr typisches Bild, das durch den großen Artenreichtum für den Naturschutz von Bedeutung ist. Als gefährdete Art ist ein Vorkommen des Spreizenden Wasserhahnenfußes (*Ranunculus circinatus*, RL 3) zu erwähnen. Wenngleich auch an dieser Probestelle einige Degradationszeiger anzutreffen sind, darunter Nuttalls Wasserpest und Hornkraut (*Elodea nuttallii* und *Ceratophyllum demersum*), so spielen sie in der Gesamtbetrachtung der angetroffenen Arten nur eine untergeordnete Rolle.

Die Zuordnung dieser Untersuchungsstelle durch PHYLIB in die ökologische Zustandsstufe 3 ist schwer nachvollziehbar. Es ist anzunehmen, dass die untersuchte Schlut einen rheinspezifischen Gewässertyp repräsentiert, der nicht dem Makrophyten-Typ MP zugeordnet werden darf. Das Bewertungsergebnis durch PHYLIB muss daher als vorläufig betrachtet werden.

Abschlussuntersuchung 2015

Im Zuge der Maßnahmen zur Verbesserung der Anbindung des Wintersdorfer Altrheins an den Rhein ist die Untersuchungsstelle an der Schlut wenige Monate vor der Untersuchung 2015 durch Baggerarbeiten vertieft worden. Diese Bauarbeiten haben die Untersuchungsstelle erheblich verändert, so dass die beiden Untersuchungen von 2011 und 2015 nicht vergleichbar sind. Die Erholung der artenreichen Makrophytenvegetation der Schlut von 2011 dürfte nach Einschätzung des Verfassers einige Jahre in Anspruch nehmen.

Hinzu kommt, dass sich das Abflussregime des Rheins in den beiden Untersuchungsjahren erheblich unterscheidet. Während die Rheinwasserstände 2011 auch im Sommer durchgehend relativ hoch waren, sind sie im Sommer 2015 Anfang Juli stark gefallen. Im Sommer 2011 war die Untersuchung der Schlut durch die hohen Wasserstände erheblich erschwert. Im Sommer 2015 war die Schlut dagegen aufgrund der geringen Rheinwasserstände bis auf eine kleine Rinne trockengefallen (siehe Abb. 5.19 und 5.20) und mit ihr auch zahlreiche Makrophytenbestände.

Abb. 5.19: Aufgrund der niedrigen Rheinwasserstände ist ein Großteil der Schlut trocken gefallen (C.6, Juli2015)

Die beiden genannten Einflussfaktoren prägen das Untersuchungsergebnis von 2015 erheblich. Die Makrophytenvegetation im Untersuchungsjahr 2015 zeigt anhand der Bewertung zwar keine Verschlechterung des ökologischen Zustands gegenüber 2011, aber ein Blick in die Liste der angetroffenen Taxa zeigt, dass die Artenzahl von 24 auf 10 gefallen ist. Diese erhebliche Artenverarmung dürfte in erster Linie auf die Ausbaggerung zurückzuführen sein.

Um den Erfolg der durchgeführten Maßnahmen besser einschätzen zu können, sollten die Untersuchungen nach Abklingen der Störungen durch die Baggerarbeiten in vier bis fünf Jahren wiederholt werden.

Abb. 5.20: Blick auf die Untersuchungsstelle C.6.
Im Winter 2014/15 hat dieser Bereich eine grabenartige Vertiefung bekommen, um den Anschluss an das neu gebaute Einlassbauwerk am Rhein zu verbessern. Die artenreiche Makrophytenvegetation hatte sich im Sommer 2015 noch nicht wieder von dieser Maßnahme erholt (C.6, Juli 2015).

5.1.3 Plausibilisierung

Anfangsuntersuchung 2011

Alle Probestellen konnten mit Hilfe der Qualitätskomponente „Makrophyten“ bewertet werden. Bei allen Probestellen standen eine ausreichende Anzahl indikativer Taxa zur Verfügung und der Anteil nichtindikativer Taxa liegt unter der Marke von 25%. Die Bewertungen erscheinen aus Sicht der Komponente „Makrophyten“ plausibel mit Ausnahme der Probestelle C.6 am Wintersdorfer Altrhein (siehe oben).

Abschlussuntersuchung 2015

Die am Rhein gelegenen Probestellen C.4 (Nebenrinne auf der Tomateninsel) und C.5-1 und C.5-2 (befestigtes und abgeflachtes Rheinufer) konnten nicht bewertet werden, da PHYLIB für den Gewässertyp „Kiesgeprägte Ströme“, zu dem der Rhein zählt, aktuell noch kein Verfahren zur Verfügung stellt. Die Bewertung der Probestelle an der Hofwaldschlut (C.2-2) ist nicht gesichert, da der Anteil eingestufter Taxa unter 75 % liegt. Alle übrigen Probestellen konnten mit PHYLIB bewertet werden.

5.2 Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD)

5.2.1 Übersicht über die Bewertungsergebnisse

Alle Ergebnisse des PoD für den vorliegenden Bericht wurden mit der aktuellen PHYLIB-Version (4.1) überarbeitet. Die Bewertungen sind in der folgenden Tabelle 5.2 aufgeführt.

Tab. 5.2: Übersicht über die Bewertungsergebnisse der Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (PoD) (2011 / 2015)

M-Nr.	Gewässer	Position	Datum	WRRL-Typ	Phytobenthos-Typ	Bewertung Phytobenthos	Bew. Phytobenthos (dezimal)	eingestufte Taxa PB
C.1	Riedkanal	Geggenau	02.08.2011	19	PB 4	mäßig	2,78	10
C.1	Riedkanal	Geggenau	15.07.2015	19	PB 44	gut	2,40	6
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	02.08.2011	19	PB 4	mäßig	3,12	15
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	14.07.2015	19	PB 4	unbefriedigend	3,96	12
C.2-2	Hofwaldschlut	Hofwald	13.07.2015	19	PB 4	gut	2,24	10
C.3-1	Murg	Badische Brücke	02.08.2011	9	PB 3	mäßig	2,91	11
C.3-1	Murg	Badische Brücke	14.07.2015	9	PB 3	gut	2,46	9
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke	02.08.2011	9	PB 3	mäßig	2,96	13
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke	14.07.2015	9	PB 3	mäßig	2,77	10
C.4	Rheinnebenarm	Tomateninsel	16.07.2015	10	PB 6	mäßig	2,99	4
C.5-1	Rhein-KM 343	mit Uferbefestigung	15.07.2015	10	PB 6	mäßig	3,39	7
C.5-2	Rhein-KM 343	ohne Uferbefestigung	15.07.2015	10	PB 6	-	Keine Bewertung möglich, da besiedelbare Substrate fehlen	
C.6	Schlut Wintersdorf	Wintersd. Altrhein	02.08.2011	19	PB 4	mäßig	3,02	8
C.6	Schlut Wintersdorf	Wintersd. Altrhein	15.07.2015	19	PB 4	unbefriedigend	4,10	5

5.2.2 Ergebnisse für die einzelnen Untersuchungsstellen

Riedkanal Geggenau (C.1)

Anfangsuntersuchung 2011

Mit etwas über 5 % erreichte nur die Grünalge *Cladophora glomerata* erhöhte Deckungsgrade. Ansonsten waren lediglich kleine Bestände der Rotalge *Hildenbrandia rivularis* und der Grünalge *Gongrosira leptotricha* auffällig. Mehrere Arten der Zieralgen kamen hinzu. Vermutlich sind die geringen Abundanzen auf den hohen Feinsedimentanteil (65%) der Substrate an dieser Probestelle zurückzuführen. Insgesamt wurden 13 Taxa des PoD

nachgewiesen, eine für den Typ 19 im Mittelgebirge typische Anzahl. Eine artenreiche Flora mit ca. 10 Taxa wird als typisch angesehen, siehe POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Alle vorkommenden Arten sind typisch für karbonatisch geprägte Gewässer oder in geochemischer Hinsicht tolerant. Von den am Standort nachgewiesenen Taxa gelten zehn als indikativ, sodass mit dem DV-Tool 4.1 eine gesicherte Bewertung mit einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,78) erfolgen konnte. Diese Bewertung erscheint plausibel. Eine erhöhte trophische Belastung dokumentiert sich an einer relativ hohen Abundanz von *Cladophora glomerata*. Es wurden keine Zeiger einer erhöhten saprobiellen Belastung gefunden.

Abschlussuntersuchung 2015

Wie im Untersuchungsjahr 2011 bildeten die Grünalge *Cladophora glomerata* und die Rotalge *Hildenbrandia rivularis* makroskopisch auffällige Bestände aus. Hinzu kam ein Vorkommen der gelbgrünen Alge *Vaucheria*. Im Unterschied zur Probenahme 2011 erreichte aber keine dieser Arten höhere Deckungsgrade. Die Arten der Zieralgen, wie sie 2011 nachgewiesen werden konnten, fehlten. Fünf Taxa waren an beiden Terminen zu finden (*Hildenbrandia rivularis*, *Oedogonium*, *Palmella mucosa*, *Cladophora glomerata*, *Closterium ehrenbergii*). Insgesamt wurden 8 Taxa des PoD nachgewiesen, eine für den Typ 19 im Mittelgebirge etwas geringe Anzahl (siehe POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Die geringen Abundanzen begründen sich vermutlich mit dem hohen Feinsedimentanteil (50%) der Substrate und den sehr üppig entwickelten Bachröhrichten an dieser Probestelle, die wenig Raum und Licht für eine Entwicklung benthischer Algen des PoD lassen. Alle vorkommenden Arten sind typisch für karbonatisch geprägte Gewässer oder in geochemischer Hinsicht tolerant. Von den am Standort nachgewiesenen Taxa gelten sechs als indikativ, sodass eine gesicherte Bewertung mit einer guten ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,40) erfolgen konnte. Damit hat sich die Bewertung der Probestelle im Index um einen Wert von 0,38 verbessert und knapp die Klassengrenze zu einer besseren ÖZK überschritten. Auch diese Bewertung erscheint plausibel, da keine Zeiger einer erhöhten saprobiellen oder trophischen Belastung gefunden wurden.

Riedkanal Hofwaldschlut (C.2)

Anfangsuntersuchung 2011

Vor allem auf der Gewässersohle und auf Makrophyten waren große Mengen feinfädiger Algenwatten entwickelt. Hierbei handelte es sich um eine Massenentwicklung der fädigen Kieselalge *Melosira*, die in die Bewertung des PoDs nicht eingeht. Alle anderen Algenbeläge erreichten nur verhältnismäßig geringe Deckungsgrade. Fast alle vorkommenden Arten zeigen eutrophe Verhältnisse an. Da die Abundanzen dieser Arten aber sehr gering sind, ist ihr Vorkommen für ein Gewässer dieses Fließgewässertyps als nicht problematisch zu werten. Auf den Steinen und Makrophyten waren Charakterarten des Karbonats wie *Homoeothrix varians* und die kalkkrustenbildenden Arten *Homoeothrix crustacea* und *Gongrosira incrustans* makroskopisch auffällig. Sie konnten sich an der mit größeren Anteilen von Hartsubstraten (Uferpflasterung) ausgestatteten Probestelle entwickeln. Insgesamt wurden 18 Taxa des PoD nachgewiesen, eine für den Typ 19 im Mittelgebirge recht hohe Anzahl (siehe POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Von diesen gelten 15 als indikativ, sodass eine gesicherte Bewertung einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 3,12) erfolgen konnte. Diese Bewertung erscheint auch durchaus plausibel, da mit *Chamaesiphon polymorphus*, *Pleurocapsa minor* und *Oscillatoria limosa* verstärkt Zeiger einer leicht erhöhten saprobiellen Belastung gefunden wurden. Auch die Trophie scheint etwas erhöht zu sein, da sich *Closterium acerosum* und *Closterium sublaterale* entwickeln konnten. Andererseits wird im Tool das Vorkommen der Grünalge

Draparnaldia glomerata, die als Indikator besserer ökologischer Zustände gilt, nicht einberechnet.

Abschlussuntersuchung 2015

2015 wurden im Riedkanal zwei Standorte untersucht, einer an der auch 2011 untersuchten Strecke des Riedkanals (C.2-1) und ein weiterer im renaturierten Bereich der Hofwaldschlut (C.2-2).

An der ersten Probestelle (C.2-1) wurden insgesamt 14 Taxa nachgewiesen, also 4 Taxa weniger als in 2011. Davon sind 12 indikativ. Fünf dieser Taxa kamen schon 2011 vor (*Oscillatoria limosa*, *Oedogonium*, *Palmella mucosa*, *Closterium acerosum*, *Closterium littorale*). Im Unterschied zur Probenahme 2011 wurde 2015 mit einer Bedeckung von 85 bis 90 % des Gewässerbettes eine extrem starke Massenentwicklung der gelbgrünen Fadenalge *Vaucheria* nachgewiesen. Dies ist ein Anzeichen starker Eutrophierung. Alle anderen Arten konnten nur sehr geringe Häufigkeiten entwickeln. Die Bewertung fällt daher mit einer ÖZK 4 (Bewertung dezimal 3,96) deutlich schlechter aus. Allerdings haben sich auch die Substratbedingungen am Standort verändert. Die Fließgeschwindigkeit ist geringer, die Beschattung stärker, und der Feinsedimentanteil ist deutlich erhöht (45% zu 95%). Eine Störung der geochemischen Prägung ist nicht erkennbar. Die Bewertung erscheint auf Grund der starken Eutrophierung plausibel.

An der zweiten Probestelle (C.2-2) wurden insgesamt 11 Taxa nachgewiesen, also sieben weniger als 2011. Davon sind 10 indikativ. Diese Probestelle teilt sechs gemeinsame Taxa mit der 2011 untersuchten Probestelle (*Chamaesiphon polymorphus*, *Homoeothrix crustacea*, *Pleurocapsa minor*, *Gongrosira incrustans*, *Oedogonium*, *Closterium acerosum*) und vier Taxa mit der Probestelle C.2-1 (*Vaucheria*, *Oedogonium*, *Closterium acerosum*, *Spirogyra*). Im Unterschied zur Probestelle C.2-1 kommen hier makroskopisch erkennbare Charakterarten karbonatischer Prägung vor (*Homoeothrix crustaceae, Gongrosira incrustans*). Auch Vorstadien der eher empfindlicheren Rotalgen konnten nachgewiesen werden, und die gelbgrüne Fadenalge *Vaucheria* kann hier nur geringe Abundanzen ausbilden. Es sind keine Anzeiger einer erhöhten saprobiellen oder trophischen Belastung auffällig. Die Bewertung fällt daher mit einer ÖZK 2 (Bewertung dezimal 2,24) deutlich besser aus und ist plausibel. Die ÖZK verbessert sich um eine Klasse gegenüber der 2011 beprobten Stelle C.2-1, und der Index an der Station C.2-2 verbessert sich um 0,88. Dagegen verschlechtert sich der Index an Station C.2-1 deutlich um 0,84 gegenüber dem der Probenahme 2011.

Murg, Badische Brücke (C.3-1)

Anfangsuntersuchung 2011

An der Messstelle unterhalb der Badischen Brücke wurden in der Murg, einem silikatisch geprägten Mittelgebirgsgewässer, neben Algen des PoD auch planktische Algen gefunden, die sich offenbar in dem teils träge und langsam fließenden Gewässer gut entwickeln können. Für eine zu geringe Strömung eines Fließgewässers dieses Typs spricht auch das Auftreten von eher im Plankton vorkommenden *Cosmarium*-Arten. Im Gewässer makroskopisch auffällig waren die verzweigten Fäden der Grünalge *Cladophora glomerata*. Beläge der Blaualge *Homoeothrix* bedeckten ebenfalls fast alle Steine der Proben. Diese wurden der Art *Homoeothrix janthina* zugeordnet, die als Charakterart silikatisch geprägter Gewässer gilt. Für eine solche Zuordnung sprechen die Zellmaße und die Zellform. Das ganze Erscheinungsbild ähnelt aber eher der Schwesterart *Homoeothrix varians*, die wiederum für karbonatisch geprägte Gewässer charakteristisch ist. Offenbar ist das ursprünglich silikatisch geprägte Gewässer durch Eutrophierung karbonatisch überprägt, denn es wurden keinerlei weitere typspezifische Arten silikatisch geprägter Gewässer

gefunden. Auch das Vorkommen von *Cladophora glomerata* sowie das der Zieralgenflora sprechen für eine karbonatische Überprägung. Weiterhin zeigt sich eine leicht saprobielle und eine deutlich trophische Belastung. Insgesamt wurden 17 Taxa nachgewiesen. Ein artenreiche Flora mit 10 bis 14 Taxa vor allem von Blau- und Zieralgen mit höheren Abundanzen von Blau- und Rotalgen gilt als typisch für diesen Fließgewässertyp (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Von den 17 nachgewiesenen Taxa sind 11 indikativ. Die Bewertung führt zu einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,91). Die Bewertung mit einer ÖZK 3 erscheint auf Grund der Störung der geochemischen Prägung und der Eutrophierung plausibel.

Abschlussuntersuchung 2015

In der Abschlussuntersuchung konnten 13 Taxa nachgewiesen werden, also vier weniger als 2011. Fünf Taxa traten zu beiden Probenahmezeitpunkten auf (*Oedogonium*, *Cladophora glomerata*, *Closterium acerosum*, *Closterium moniliferum*, *Closterium tumidulum)*. Insgesamt traten 2015 deutlich weniger Desmidiaceen-Taxa in Erscheinung. Während allerdings die silikatische Prägung dieses Gewässers 2011 nicht deutlich festgestellt werden konnte, wird nun durch das Vorkommen der epilithischen Weichwasserform *Nostoc parmelioides* diese geochemische Prägung wieder deutlich. Eine saprobielle oder trophische Belastung ist nicht auffällig. Hinweis auf eine geringere trophische Belastung als 2011 ist das Vorkommen der epilithischen Rotalge *Paralemanea catenata* f. *nodosa*, die unverschmutzte, oligotrophe Gewässer bevorzugt. Die Bewertung mit neun indikativen Taxa führt zu einer guten ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,46). Damit hat sich die Bewertung um 0,45 verbessert und es wird eine bessere ÖZK erreicht als 2011. Die strukturellen Verbesserungen mit wechselnden Fließstrukturen und einer flusstypischen Sohle mit Bänken am Ufer und in der Flussmitte führten offenbar zu einer schnellen Besiedlung durch Algen des PoD. Eine trophische Belastung wird zwar durch das Artenspektrum, z.B. durch *Cladophora glomerata* und *Closterium acerosum*, noch angezeigt, diese können aber keine größeren Abundanzen entwickeln. Die Bewertung erscheint plausibel.

Murg, Adenauer-Brücke (C.3-2)

Anfangsuntersuchung 2011

An der zweiten Messstelle der Murg C.3-2 befanden sich ebenfalls Planktonalgen in den Proben. Makroskopisch auffällig waren nur Fäden der Grünalgen *Cladophora glomerata* und *Cladophora rivularis*, die gemeinsam den gleichen Deckungsgrad wie *Cladophora glomerata* allein an der Probestelle C.3-1 erreichen. Insgesamt ist die Algengemeinschaft der der oberhalb gelegenen Messstelle sehr ähnlich. Im Unterschied zur Einschätzung 2011 wurden nach Überprüfung der mikroskopischen Bilder von *Homoeothrix* diese nun ebenso wie denen an der Badischen Brücke dem für silikatische Gewässer typischen *H. janthina* zugeordnet. Weitere Charakterarten silikatischer Gewässer fehlen. Die Artengemeinschaft weist auf eine deutliche Eutrophierung hin. Anzeiger einer saprobiellen Belastung können nicht nachgewiesen werden. Insgesamt wurden 18 Taxa nachgewiesen, von denen 13 indikativ sind. Die Bewertung führt zu einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,96). Diese Bewertung erscheint angesichts der Störung der geochemischen Prägung und der Eutrophierung plausibel.

Abschlussuntersuchung 2015

2015 wurden an dieser Probestelle 22 Taxa des PoD nachgewiesen, vier Taxa mehr als 2011. 11 Taxa wurden an beiden Probenahmeterminen gefunden (*Phormidium aerugineo-coeruleum*, *Oedogonium*, *Palmella mucosa*, *Cladophora glomerata*, *Closterium acerosum*, *Closterium ehrenbergii*, *Closterium moniliferum*, *Closterium tumidulum*, *Cosmarium*, *Cosmarium biretum*, *Staurastrum*). Ebenso wie an der Badischen Brücke wurde auch an

diesem Probenahmeort ein Bestand von *Nostoc parmelioides* nachgewiesen, allerdings mit geringfügig geringerer Abundanz. Die Rotalge *Paralemanea catenata* f. *nodosa* konnte hier nicht nachgewiesen werden. Die Bewertung führt zu einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,77). Anders als an der Badischen Brücke verbessert sich hier der Index nur um 0,19 und eine bessere ÖZK kann nicht erreicht werden. Diese Bewertung erscheint plausibel, denn die strukturellen Verbesserungen können an dieser Stelle offenbar von den Algen des PoD noch nicht so gut angenommen werden. Anders als an der Badischen Brücke ist eine artenreiche Desmidiaceen-Flora vorhanden, die auf das Vorhandensein strömungsberuhigter Bereiche hinweist. Insgesamt macht sich dadurch die immer noch vorhandene trophische Belastung stärker bemerkbar.

Rheinnebenarm Tomateninsel (C.4)

Diese Probestelle wurde 2015 erstmals hinsichtlich der Algenflora des PoD untersucht. Insgesamt konnten nur fünf Taxa in makroskopisch geringer Abundanz nachgewiesen werden. Allerdings ist der Artenreichtum in Gewässern dieses Typs mit 5 bis 10 Taxa typischerweise relativ gering (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

Am Standort wurde neben einem Bestand von *Phormidium retzii* einer des rot gefärbten *P. setchellianum* gefunden. Diese Art ist in den Bergregionen Mitteleuropas verbreitet und kommt in saprobiell mäßig belasteten, oligo-mesotrophen Gewässern vor. Eine Störung der geochemischen Prägung ist nicht erkennbar. Allerdings weist das Vorkommen von *Stigeoclonium* auf eine trophische Belastung hin. Die Bewertung führt zu einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 2,99) und erscheint auf Grund der trophischen Belastung plausibel.

Abflachen des Rheinufers bei Rhein-KM 343 (C.5)

Nach der Renaturierungsmaßnahme konnten 2015 nur an einer Stelle Algen des PoD gefunden werden (C.5-1). Mit insgesamt 10 Taxa ist das Gewässer recht artenreich für diesen Fließgewässertyp (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Besonders auffällig war eine Massenentwicklung von *Cladophora glomerata* mit einer Bedeckung von über einem Drittel des Gewässerbodens. Hinweise auf eine Störung der karbonatischen Prägung gibt es nicht. Allerdings wird durch das makroskopisch auffällige Vorkommen von *Oscillatoria limosa* eine saprobielle Belastung deutlich. Die Massenentwicklung von *Cladophora* und auch die Begleitflora weisen auf eine stärkere trophische Belastung hin. Die Bewertung führt zu einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 3,39). Diese erscheint auf Grund der Stärke der trophischen Belastung sogar noch zu positiv. Offenbar reicht die Einstufung von *Cladophora* in eine schlechtere Indikationsgruppe bei einer Massenentwicklung nicht aus, um zu einer angemessenen Bewertung zu kommen.

Schlut Wintersdorfer Altrhein (C.6)

<u>Anfangsuntersuchung 2011</u>

Die in den Wintersdorfer Altrhein einmündende, periodisch durchströmte und teilweise trockenfallende Schlut des Rheins konnte nur unter erschwerten Bedingungen beprobt werden. Trotzdem standen für eine Analyse 6 Unterproben zur Verfügung. Makroskopisch auffällig waren mehrere Bestände von fädigen Algen, wie sie eher für stehende bis sehr langsam fließende Gewässer charakteristisch sind, wie z.B. *Hydrodictyon reticulatum* oder *Zygnema*. Auffällig war der Nachweis der *Ulvophyceae Enteromorpha pilifera*, die neben eutrophen Verhältnisse eine hohe Leitfähigkeit bzw. Salzbelastung des Gewässers indiziert. Alle vorkommenden Taxa sind charakteristisch für karbonatische Gewässer oder in dieser

Hinsicht indifferent. Die Algengesellschaft weist auf eutrophe Verhältnisse hin, allerdings liegen die Abundanzen nicht in einem für ein karbonatisches Gewässer bedenklichen Bereich. Anzeiger einer saprobiellen Belastung konnten nicht nachgewiesen werden. Insgesamt wurden 12 Taxa nachgewiesen, von denen 8 indikativ sind. Die Bewertung führt zu einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 3,02). Diese Bewertung erscheint plausibel, da das Gewässer deutlich zu stark eutrophiert ist. Sie kann eventuell sogar noch als zu positiv angesehen werden, da mit *Enteromorpha* ein Störzeiger für eine Salzbelastung auftritt.

Abschlussuntersuchung 2015

Bei der Vergleichsuntersuchung an der Schlut Wintersdorf 2015 konnten nur sieben Taxa nachgewiesen werden. Das sind fünf Taxa weniger als 2011. An beiden Probenahmeterminen traten nur zwei Taxa gemeinsam auf (*Hydrodictyon reticulatum* und *Oedogonium*). Während 2011 mehrere Taxa makroskopisch erkennbare Abundanzen ausbildeten, kam es 2015 zu einer starken Massenentwicklung von *Vaucheria* mit einer Bedeckung des Bachbettes von über 60%. Dies ist ein Zeichen starker Eutrophierung. Eine Störung der geochemischen Prägung kann aber nicht nachgewiesen werden, ebenso wenig wie eine saprobielle Belastung. Die Bewertung führt zu einer unbefriedigenden ökologischen Zustandsklasse (Bewertung dezimal 4,10). Diese Bewertung erscheint plausibel, denn die trophische Belastung ist sehr hoch.

5.2.3 Zusammenfassung der Plausibilisierungen

Alle Probestellen konnten mit Hilfe der Qualitätskomponente des PoD bewertet werden. Die Bewertungen erscheinen aus Sicht des PoD im Allgemeinen plausibel. Als in der ökologischen Zustandsklasse schlechter angesehen wurde die Bewertung des Rheins bei km 343, der stärker trophisch belastet erscheint, als es sich in der ÖZK ausdrückt.

5.3 Diatomeen

5.3.1 Überblick über die Bewertungsergebnisse 2011 / 2015

Die ökologische Auswertung der untersuchten Proben ist im Überblick Tabelle 5.3 zu entnehmen. Aufgeführt sind die Gewässernamen und Messstellennummern, die Daten der Probenahmen sowie die wichtigsten Bestandteile der Bewertung nach SCHAUMBURG et al. (2012b). Diese umfassen den prozentualen Anteil der Referenzarten, den Trophie-Index nach ROTT et al. (1999), den resultierenden Diatomeenindex (DI_{FG}) sowie als weiteres Kriterium den Halobienindex als Salinitätsindikator. Der letzten Spalte ist die ökologische Qualität zu entnehmen, die aus der Verschneidung der genannten Größen resultiert. Bestehen Tendenzen zur nächst besseren oder schlechteren Klasse, ist dies durch „(+)“ bzw. „(-)" kenntlich gemacht.

Tab 5.3: Übersicht über die Bewertungsergebnisse der Teilkomponente „Diatomeen“ (2011 / 2015)

M-Nr.	Gewässer	Stelle	Datum	D-Typ	DI_{FG}	RA [%]	TI	HI	ÖQ
C.1	Riedkanal	in der Geggenau	02.08.2011	D 8.1	0,26	29,0	3,06	1,4	mäßig (-)
C.1	Riedkanal	in der Geggenau	15.07.2015	D 8.1	0,31	32,3	2,85	0,0	mäßig
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	02.08.2011	D 8.1	0,48	53,9	2,41	1,7	gut
C.2-1	Riedkanal	Hofwald	14.07.2015	D 8.1	0,44	49,0	2,47	2,6	gut
C.2-2	Hofwaldschlut	Hofwald	13.07.2015	D 8.1	0,66	79,5	2,00	0,0	gut (gutachterlich)
C.3-1	Murg	Badische Brücke	02.08.2011	D 7	0,17	9,6	3,00	0,0	unbefriedigend
C.3-1	Murg	Badische Brücke	14.07.2015	D 7	0,24	8,8	2,49	0,0	mäßig (-)
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke	02.08.2011	D 7	0,22	20,3	3,09	0,8	unbefriedigend (+)
C.3-2	Murg	Adenauer Brücke	14.07.2015	D 7	0,24	18,2	2,80	-10,5	mäßig (-)
C.4	Rheinnebenarm	Tomateninsel	16.07.2015	D 10.2	0,39	41,1	2,58	8,1	mäßig (+)
C.5-1	Rhein	KM 343 befestigtes Ufer	15.07.2015	D 10.2	0,29	25,2	2,75	3,9	mäßig
C.6	Schlut Wintersdorf	Wintersdorfer Altrhein	02.08.2011	D 8.1	0,61	75,5	2,23	4,2	sehr gut*
C.6	Schlut Wintersdorf	Wintersdorfer Altrhein	15.07.2015	D 8.1	0,27	27,1	2,96	1,1	mäßig*

M-Nr. = Messstellennummer; D-Typ = Diatomeentyp; DI_{FG} = $Diatomeenindex_{Fließgewässer}$;
RA [%] = Summenhäufigkeit der Referenzarten in Prozent; TI = Trophie-Index; HI = Halobienindex;
ÖQ = Ökologische Qualität

Farbliche Hinterlegung der Einzelmodul- und Gesamtbewertung (Stand SCHAUMBURG et al. 2012b):
blau = sehr gute ökologische Qualität, grün = gute ökologische Qualität, gelb = mäßige ökologische Qualität, orange = unbefriedigende ökologische Qualität

Anmerkung

* vorläufige Bewertung, siehe Erläuterung zur Schlut Wintersdorfer Altrhein

5.3.2 Ergebnisse für die einzelnen Untersuchungsstellen

Riedkanal Geggenau (C.1)

<u>Anfangsuntersuchung 2011</u>

Mit 50 nachgewiesenen Taxa wurde eine artenreiche Diatomeengesellschaft angetroffen. Ausgeprägte Dominanzen sind nicht ausgebildet, mit einem Anteil von 16 % stellt *Achnanthidium minutissimum* die individuenreichste Art dar. Codominant folgen *Gomphonema parvulum* (14 %) und *Eolimna subminuscula* (11 %). Als Folge der angenäherten Häufigkeiten ist die Gesellschaft als hoch divers zu bewerten. Das Arteninventar besteht ausschließlich aus trophie-toleranten und eu- bis polytraphenten Arten. Trophie-sensible Diatomeen fehlen gänzlich. Die indizierte Trophie liegt im eu-polytrophen Bereich an der Grenze zur Polytrophie und übersteigt den trophischen Referenzzustand des Gewässertyps (eutroph und besser) deutlich. Neben der trophischen Belastung wird durch das individuenreiche Vorkommen von *E. subminuscula* und *Mayamaea atomus var. permitis* (5 %) ein deutlicher saprobieller Einfluss angezeigt. Weitere als saprophil geltende Arten sind assoziiert (z.B. *Nitzschia capitellata*). Nach dem Verfahren von ROTT et al. (1997) ergibt sich eine β-α-mesosaprobe Belastungssituation (Güteklasse II-III). Auf Grund des hohen trophischen Niveaus und des geringen Referenzartenanteils, der lediglich 29 % beträgt, resultiert eine mäßige ökologische Qualität an der Grenze zum unbefriedigenden Zustand.

Abschlussuntersuchung 2015

Im Vergleich zum Jahr 2011 ist die Gesellschaft deutlich artenärmer, lediglich 22 Taxa wurden in Rahmen der Zählung nachgewiesen. Dennoch weist die Zusammensetzung der aspektbildenden Taxa große Ähnlichkeiten auf. Änderungen ergeben sich indes in den Arthäufigkeiten. So treten die 2011 individuenreich vorkommenden Arten *Eolimna subminuscula* und *Gomphonema parvulum* in ihren relativen Häufigkeiten zugunsten vom *Amphora pediculus, Eolimna minima* und *Mayamaea atomus* var. *permitis* zurück. Gleichbleibende Anteile weist dagegen *Achnanthidium minutissimum* auf.

Wie bereits 2011 besteht die Gesellschaft ausschließlich aus trophie-toleranten und eu- bis polytraphenten Arten. Trophie-sensible Diatomeen fehlen weiterhin. Die indizierte Trophie liegt im eu-polytrophen Bereich und übersteigt den trophischen Referenzzustand des Gewässertyps (eutroph und besser) deutlich. Im Vergleich zu 2011 zeigen der Trophie-Index und Referenzartenanteil leichte Verbesserungen an. Dennoch muss die Untersuchungsstelle unverändert als stark stofflich belastet gelten. Neben der trophischen Belastung wird durch das individuenreiche Vorkommen mehrerer sapro-toleranter Arten weiterhin ein starker Einfluss organischer Verschmutzung angezeigt. Der Saprobienindex steigt von 2,35 im Jahr 2011 auf einen Wert von 2,49 an und bewegt sich unverändert in der β-α-mesosaproben Zone (Güteklasse II-III). Infolge des hohen trophischen Niveaus und des geringen Referenzartenanteils resultiert eine mäßige ökologische Qualität im mittleren Bereich der Zustandsklasse.

Riedkanal im Hofwald (C.2-1)

Anfangsuntersuchung 2011

Mit einem Anteil von 42 % dominiert *Achnanthidium minutissimum*, eine ubiquistische, weitgehend trophie-tolerante Art, die Gesellschaft in extremer Weise. Neben dieser bilden die gleichfalls trophie-toleranten Arten *Fragilaria pinnata* (9 %), *Gomphonema parvulum* (5 %), *Navicula cryptotenella* (6 %) sowie die eutraphente *Nitzschia paleacea* (5 %) individuenreiche Bestände aus. Auch das Spektrum der Begleitarten setzt sich überwiegend aus trophie-toleranten und eutraphenten Arten zusammen. Mit *Achnanthidium pyrenaicum* (2 %) wurde jedoch auch eine hoch indikative Art nachgewiesen. Die indizierte Trophie liegt im eutrophen Bereich, der im Diatomeentyp 8.1 dem sehr guten Zustand entspricht. Der Referenzartenanteil (54 %) bewertet schlechter, liegt aber noch in der Spanne des guten ökologischen Zustandes. In der Gesamtbewertung resultiert eine gute ökologische Qualität im mittleren Bereich der Klasse. Indikatoren saprobieller Belastung sind vertreten, erreichen aber nur geringe Gesellschaftsanteile – es werden β-mesosaprobe Zustände (Güteklasse II) angezeigt.

Abschlussuntersuchung 2015

Auch im Jahr 2015 stellt *Achnanthidium minutissimum* die dominante Art dar, wenngleich sich ihr Gesellschaftsanteil auf 31 % vermindert. Als gleichfalls wenig verändert zeigt sich die Zusammensetzung der Begleitarten ebenso wie die Taxazahlen. Wurden 2011 43 Taxa nachgewiesen, so waren es im Jahr 2015 41 Taxa. Auffällige Abweichungen ergeben sich indes durch die deutliche Zunahme der eutraphenten *Melosira varians* sowie von *Achnanthidium pyrenaicum*, das seinen Anteil von 2 % auf 11 % steigert. Letzteres ist von großer Bedeutung, da diese hoch indikative Diatomee als Referenz- und Charakterart unbelasteter und wenig belasteter, kalkreicher Fließgewässer gilt. Ihre Zunahme kann als Hinweis auf eine verbesserte strukturelle und trophische Situation gedeutet werden, bedarf jedoch der weiteren Beobachtung. Auf die Bewertung der ökologischen Qualität bleibt dies allerdings ohne Einfluss. In beiden Untersuchungsjahren ergeben sich sehr ähnliche Kenngrößen: Der Referenzartenanteil liegt bei Werten um 50 %, der Trophie-Index bewegt sich im

eutrophen Bereich und zeigt lediglich eine Differenz von 0,06. In beiden Jahren resultieren gute ökologische Qualitäten, wobei 2015 eine schwache Tendenz zum mäßigen Zustand indiziert wird (siehe Tab. 5.3).

Hofwaldschlut Hofwald (C.2-2)

Untersuchung 2015

Der neu gebaute Bachlauf in der Hofwaldschlut wurde 2015 erstmalig untersucht. Die Gesellschaft wird in extremer Weise von dem ubiquistischen *Achnanthidium minutissimum* dominiert, das einen Anteil von 60 % erreicht. Als subdominante Begleitarten wurden *Achnanthidium pyrenaicum* (14 %) und *Mayamaea atomus* var *permitis* (8 %) erfasst – zwei in ihren Indikatoreigenschaften sehr unterschiedliche Diatomeen. Wie die hier dominante *A. minutissimum* zählt auch *A. pyrenaicum* zu den Referenzarten des Typs, ist jedoch deutlich sensibler gegenüber Eutrophierung als *A. minutissimum* und ein sehr guter Indikator höherer ökologischen Qualitäten. Infolge der aspektbildenden Vorkommen beider Achnanthidien ergibt sich nach dem PHYLIB-Verfahren eine sehr gute ökologische Qualität, die diejenige des Riedkanals merklich übertrifft. Einschränkend wirkt sich dabei jedoch das Vorkommen von *M. atomus* var. *permitis* aus. Diese ist eine saprophile Art, die sich häufig massenhaft in organisch stark verschmutzten Gewässern findet und sich infolge ihrer kurzen Generationenzeiten sehr schnell auch auf temporäre Verschmutzungen einstellen kann. Ihr hier doch beachtliches Vorkommen schließt aus gutachterlicher Sicht eine sehr gute Qualität aus, wenngleich es sich nur um kurzfristige Belastungen handeln mag. Die Bewertung wird daher auf gutachterlicher Grundlage auf "gut" abgestuft.

Murg Badische Brücke (C.3-1)

Anfangsuntersuchung 2011

Die artenarme Gesellschaft wird durch die extreme Dominanz der kleinschaligen *Mayamaea atomus var. permitis* geprägt, die einen Anteil von 57 % erreicht. Sie gilt als Indikator einer hohen saprobiellen Belastung und vermag infolge ihrer hohen Teilungsraten auch bei kurzzeitig andauernder organischer Verschmutzung rasch hohe Individuendichten zu erreichen. Mit mäßig hohen Anteilen sind weitere saprophile und sapro-tolerante Arten assoziiert, als häufigste sind *Eolimna subminuscula* und *Nitzschia paleacea* zu nennen. Der Saprobienindex von ROTT et al. (1997) weist α-mesosaprobe Verhältnisse aus (Güteklasse III). Der starke saprobielle Einfluss kommt in der Bewertung deutlich zum Ausdruck. So liegt der Trophie-Index im eu-polytrophen Bereich an der Grenze zur Polytrophie und übersteigt den meso-eutrophen Referenzzustand silikatisch geprägter kleiner Mittelgebirgsflüsse in hohem Maße. Der Referenzartenanteil beträgt lediglich 10 %. In der Gesamtbewertung resultiert eine unbefriedigende ökologische Qualität im mittleren Bereich der Klasse. Aus floristischer Sicht interessant ist das Vorkommen von *Achnanthidium subhudsonis*, einer erst kürzlich aus dem westlichen Europa eingewanderten Art, die an beiden Stellen der Murg nachgewiesen wurde.

Abschlussuntersuchung 2015

Hinsichtlich der indizierten Qualitäten zeigt sich die Gesellschaft im Vergleich zum Jahr 2011 leicht verbessert, weist aber eine nach wie vor hohe stoffliche Belastung aus. Bemerkenswert ist der Wechsel der dominanten Arten: Dominierte im Jahr 2011 der Saprobiezeiger *Mayamaea atomus* var. *permitis* (57 %), stellt 2015 *Nitzschia paleacea* (74 %) die aspektbildende Form dar. Aber auch diese Art zeichnet sich durch eine hohe Toleranz gegenüber organischer Verschmutzung aus und ist typisch für stark eutrophierte und saprobiell belastete Gewässer. Im Vergleich beider Untersuchungsjahre verbessert sich der Saprobienindex von 2,89 (Güteklasse III) auf einen Wert von 2,52 (Güteklasse II-III mit

Tendenz zu III). Auch der Trophie-Index zeigt eine verbesserte Belastungssituation an, während der Anteil der Referenzarten unvermindert sehr gering ist (s. Tab. 5.1). In der Gesamtbewertung wird die nächstbessere Qualitätsstufe (ÖQ 3) zwar erreicht, dabei ist allerdings zu beachten, dass der Diatomeenindex von 0,24 die direkte Grenze zur unbefriedigenden Qualität (ÖQ 4) markiert.

Wie bereits 2011, konnte auch in der aktuellen Untersuchung der Neophyt *Achnanthidium subhudsonis* an beiden Untersuchungsstellen der Murg nachgewiesen werden, wenngleich in sehr geringen Dichten.

Murg Adenauer Brücke (C.3-2)

Anfangsuntersuchung 2011

Mit 43 nachgewiesenen Taxa wurde im Vergleich zur oberhalb gelegenen Stelle (24 Taxa) eine deutlich artenreichere Gesellschaft angetroffen. Ausgeprägte Dominanzen wurden nicht verzeichnet, vielmehr wird die Gesellschaft durch die Co-Dominanz mehrerer Arten gekennzeichnet. Zu nennen sind *Cocconeis placentula* (11 %), *Eolimna subminuscula* (17 %), *Mayamaea atomus var. permitis* (15 %) und *Nitzschia fonticola* (11 %). Als individuenreiche Begleitarten treten weitere trophie-tolerante und eu-polytraphente Arten hinzu. Auch an dieser Stelle liegt der Trophie-Index im eu-polytrophen Bereich an der Grenze zur Polytrophie und übersteigt deutlich den meso-eutrophen Referenzzustand silikatisch geprägter kleiner Mittelgebirgsflüsse. Der Referenzartenanteil beträgt 20 % und liegt damit nur wenig über dem an der Badischen Brücke verzeichneten. Dies hat eine geringfügig bessere Bewertung zur Folge. So ergibt sich eine unbefriedigende ökologische Qualität an der Grenze zum mäßigen Zustand. Als ursächlich sind neben der hohen trophischen Belastung auch hier saprobielle Einflüsse anzunehmen. So sind zahlreiche Saprobie-Indikatoren präsent, von denen *E. subminuscula* und *M. atomus var. permitis* die höchsten Dichten erreichen. Die indizierte saprobielle Belastung liegt im β-α-mesosaproben Bereich (Güteklasse II-III).

Abschlussuntersuchung 2015

Im Vergleich der beiden Untersuchungsjahre zeigt sich die ökologische Qualität nahezu unverändert – die Diatomeenindizes differieren lediglich um 0,02, was jedoch aufgrund ihrer grenznahen Lage (Trennwert ÖQ3/ÖQ4=0,235) im Jahr 2015 das Erreichen der nächstbesseren Klasse (ÖQ 3) zur Folge hat (s. Tab. 5.1). Dies täuscht über die Tatsache hinweg, dass in der Bewertung nahezu keine Veränderungen stattgefunden haben. So besteht die Gesellschaft auch 2015 unverändert aus Arten, die sich hochgradig tolerant gegenüber trophischen und saprobiellen Belastungen verhalten (z.B. *Mayamaea atomus* var. *permitis*, *Nitzschia paleacea*, *Eolimna minima, Nitzschia abbreviata*). Der (hier nicht bewertungsrelevante) Saprobienindex verschlechtert sich sogar von 2,52 (Güteklasse II-III) auf 2,69 (Güteklasse III). In der PHYLIB-Gesamtbewertung 2015 ergibt sich – bei identischem Diatomeenindex (DI_{FG}=0,24, s. auch Tab. 5.1) mit der Untersuchungsstelle C.3-1 (Badische Brücke) – eine mäßige ökologische Grenze an der direkten Grenze zum unbefriedigenden Zustand.

Rhein-Nebenarm Tomateninsel (C.4)

Die erst kürzlich fertig gestellte Rinne wurde 2015 erstmalig untersucht. Die Diatomeengesellschaft zeichnet sich durch die Co-Dominanz mehrerer Arten aus, die bezüglich ihrer Indikation unterschiedlichen ökologischen Gruppen zugehören. So ist mit *Achnanthidium pyrenaicum* eine trophie-sensible Referenzart ebenso vertreten wie eine Reihe trophietoleranter und eutraphenter Arten (*Amphora pediculus, Diatoma vulgaris, Melosira varians, Navicula cryptotenella, Nitzschia dissipata*). Auch die für große Schifffahrtstraßen typische

Navicula recens zählt zu den hier häufigen Arten. Die indizierte Trophie liegt im stark eutrophen Bereich, der im Diatomeentyp 10.2 noch dem guten Zustand entspricht. Infolge des geringen Anteils von Referenzarten ergibt sich in der Gesamtbewertung dennoch nur eine mäßige Qualität, wenngleich an der Grenze zum guten Zustand (Trennwert ÖQ2/ÖQ3=0,395, s. Tabelle 5.3).

Abflachen des Rheinufers bei Rhein-KM 343 (C.5)

Für diese Umgestaltungsmaßnahme wurde ein zeitgleicher Ortsvergleich (nicht umgestaltet – umgestaltet) durchgeführt.

Gepflastertes Rheinufer (C.5-1)

Untersuchung 2015

Es ist eine typische Gesellschaft eu-polytropher und β-mesosaprober (Güteklasse II) Gewässer etabliert. Mit einem Gesellschaftsanteil von 27 % dominiert *Melosira varians*, subdominant folgen *Diatoma vulgaris* (13 %), *Nitzschia dissipata* (8 %) und *Navicula recens* (6 %). Bemerkenswert ist einzig das Vorkommen von *Achnanthidium pyrenaicum* (8 %), einer Art mit abweichender Autökologie, deren Schwerpunkt des Vorkommens in nährstoffärmeren Gewässern liegt. Die indizierte Trophie befindet sich im stark eutrophen Bereich, der in großen Flüssen der Mittelgebirge noch dem guten Zustand entspricht. Die geringen Vorkommen von Referenzarten des Typs – es wird lediglich ein Anteil von 25 % erreicht – führt in der Gesamtbewertung jedoch nur zu einer mäßigen Qualität im mittleren bis unteren Bereich der Klasse (s. Tabelle 5.1). Hinweise auf organische Belastungen ergeben sich nicht.

Abgeflachtes Rheinufer (C.5-2)

Von dieser Untersuchungsstelle liegt keine verwertbare Probe vor, so dass auch keine Einschätzung des ökologischen Zustands anhand der Diatomeenbesiedlung möglich ist.

Das umgestaltete Rheinufer besteht mit Ausnahme der liegengebliebenen Pflastersteine der Uferbefestigung aus Kies mit Korngrößen zwischen 15 und 30 mm. Dieser rundgeschliffene Rheinkies ist im Uferbereich durch den Wellenschlag vorbeifahrender Schiffe in ständiger Bewegung und rollt hin und her. Bei kleineren und größeren Rheinhochwässern wird der Kies am Ufer fortgetragen und neuer Kies abgelagert. Dieser Standort aus rolendem Kies ist für Pflanzen so gut wie nicht besiedelbar. Sowohl Makrophyten – hier insbesondere die Wassermoose - und als auch Phytobenthos ohne Diatomeen sind für eine Existenz an diesem extremen Standort auf eine lagestabile Grundlage angewiesen. Unter den Diatomeen gibt es ein paar spezialisierte Arten, die auch häufig umgelagerte Substrate - wie hin und her rollende Kiesel - besiedeln können.

Bei der Probennahme war es nicht möglich, die Kiesel zu beproben und eine auswertbare Probe zu nehmen. Es wäre möglich gewesen, die von der entfernten Uferbefestigung vereinzelt zurückgebliebenen, relativ lagestabilen Pflastersteine zu beproben. Dies hat der Verfasser jedoch abgelehnt, da es das Ziel war, ein unbefestigtes Kiesufer zu untersuchen und nicht die Überreste einer ehemaligen Befestigung.

Schlut Wintersdorfer Altrhein (C.6)

Anfangsuntersuchung 2011

Die Gesellschaft wird von dem ubiquistischen *Achnanthidium minutissimum* geprägt, das einen Anteil von 54 % erreicht. Die Art zählt zu den in Mitteleuropa am weitesten verbreiteten Diatomeen und ist mit weiter ökologischer Amplitude in nahezu allen Gewässertypen mit sehr hoher Stetigkeit anzutreffen. Sie siedelt über eine weite Spanne der Trophie (oligo- bis eutroph), meidet aber saprobiell belastete Habitate. Bereits unter β-α-mesosaproben Bedingungen ist ihre Vitalität stark eingeschränkt. Als Erstbesiedler bildet sie häufig Massenvorkommen aus, zum Beispiel an temporär trocken fallenden Standorten, wie dies bei der Schlut am Wintersdorfer Altrhein der Fall ist. Das Begleitarten-Spektrum umfasst etliche Indikatoren hoher Trophiegrade.

Wird eine Bewertung auf Grundlage des LAWA-Typs 19 (Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern) durchgeführt, ergibt sich eine sehr gute ökologische Qualität. Dieses Ergebnis ist jedoch mit Vorbehalten zu betrachten. Die Gründe dafür sollen kurz dargelegt werden:

Die Schlut am Wintersdorfer Altrhein stellt einen Sonderfall innerhalb der Gewässertypologie der LAWA dar. Wie in Kapitel 3.3 erläutert, unterliegt die Schlut der Abflussdynamik des frei fließenden Rheines. Dadurch sind die Lebensgemeinschaften einer Dynamik unterworfen, die weit über das Maß hinaus geht, das für die Niederungsfließgewässer des Typs 19 typisch ist. Hochdynamische Gewässer der großen Stromauen, zu denen die Schlut am Wintersdorfer Altrhein zählt, konnten bei der Entwicklung der Bewertungsmethoden bisher nicht ausreichend berücksichtigt werden, so dass deren spezifische biozönotische Eigenarten durch die bestehenden Bewertungsverfahren nicht richtig abgebildet und bewertet werden können. Wünschenswert wären gezielte biologische Untersuchungen weiterer dynamischer Rheinauegewässer, um zu prüfen, ob sie mit den für den LAWA-Typ 19 entwickelten Methoden zutreffend bewertet werden können oder ob diese Gewässer eventuell einen eigenständigen Typus darstellen, für den das vorhandene Bewertungsinstrumentarium angepasst und erweitert werden muss. Das ist allerdings im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich.

Abschlussuntersuchung 2015

Die Gesellschaftszusammensetzung weicht deutlich von der des Jahres 2011 ab. So sind keine Dominanzen ausgeprägt, mit einem Anteil von "nur" 9 % stellen *Achnanthidium minutissimum* und *Nitzschia palea* die häufigsten Arten dar. Es folgen *Achnanthidium pyrenaicum* und *Navicula cryptocephala* (je 7 %), *Nitzschia paleacea* (6 %) und *Fragilaria construens* f. *venter* (5 %). Insgesamt wurden 73 Taxa im Rahmen der Zählung nachgewiesen. Damit hat sich die Taxazahl im Vergleich zu 2011 mehr als verdoppelt. Die fehlenden Dominanzen in Kombination mit der sehr hohen Artenzahl deuten auf nicht vitale Gesellschaften hin, die über einen längeren Zeitraum vor der Probenahme integrieren. Es handelt sich mutmaßlich um einen "Schalenfriedhof". Ein ursächlicher Zusammenhang mit der zum Zeitpunkt vorherrschenden geringen Wasserführung ist anzunehmen. Eine belastbare Bewertung ist daher nur sehr eingeschränkt möglich.

Dennoch liefert die Gesellschaft starke Hinweise auf die ökologischen Qualitäten. So sind nahezu ausschließlich Indikatoren hoher Trophiegrade präsent, lediglich *A. pyrenaicum* stellt eine Ausnahme dar. Die Bewertung der ökologischen Qualität als mäßig (mit deutlicher Tendenz zu unbefriedigend) erscheint daher plausibel. Dennoch ist sie unter Vorbehalt zu stellen, da zusätzlich ein typologisches Problem besteht (siehe oben).

5.3.3 Plausibilisierung

Ausschlusskriterien

Anfangsuntersuchung 2011

Nach SCHAUMBURG et al. (2006) wird das Vorkommen aerophiler bzw. nicht bestimmter Taxa als Ausschlusskriterium der Bewertung formuliert. Als maximal zulässiger Gesellschaftsanteil wird jeweils der Wert von 5 % vorgegeben. Bemerkenswerte Anteile aerophiler Arten – die in wechselfeuchten Lebensräumen wie Moospolstern und Erdböden zu finden sind und deren Präsenz auf vorangegangene Starkregenereignisse oder Fehler bei der Probenahme deutet –, wurden in keiner der fünf Proben registriert. In vier Proben fehlen sie gänzlich, lediglich in der Murg (Adenauer Brücke) wurde die typische Erddiatomee *Diadesmis contenta* als Einzelfund (0,2 %) nachgewiesen. Auch der Anteil nicht bestimmbarer Formen bleibt ohne Einfluss auf die Bewertbarkeit. Er schwankt in den einzelnen Proben im Bereich von 0 % bis 0,7 % und liegt weit unterhalb des Grenzwertes von 5 %.

Abschlussuntersuchung 2015

Auch die Proben des Jahres 2015 sind unter dem Blickwinkel der Ausschlusskriterien uneingeschränkt bewertbar: Die Anteile aerophiler Taxa liegen zwischen 0 und 0,5 %. Nicht determinierte oder nur unsicher bestimmte Formen erreichen Werte zwischen 0 und 1,7 % (vgl. beigefügte PHYLIB-Exportdatei).

Qualität der Proben

Anfangsuntersuchung 2011

Die Diatomeengehalte der Suspensionen sind in allen Proben als „hoch“ zu bewerten, so dass die erforderliche Objektzahl durch Durchmusterung von einem Präparatetranssekt erfasst werden konnte. Die Fremdanteile sind überwiegend gering. Lediglich die Probe aus dem Riedkanal in der Geggenau enthält mäßig hohe Nicht-Diatomeenanteile.

Abschlussuntersuchung 2015

Mit Ausnahme zweier Proben sind die Diatomeengehalte der Präparate hoch und die Fremdanteile gering. Die an den Stellen C.5-1 (Rhein-KM 343) und C.6 (Schlut Wintersdorfer Altrhein) entnommenen Proben enthalten demgegenüber viele Fremdanteile, die die Zählungen ein wenig erschwerten. Die Diatomeendichten waren jedoch auch in diesen Proben für eine Auswertung ausreichend und erfüllen die Vorgaben des PHYLIB-Verfahrens.

6 Vergleich der Ergebnisse von 2011 und 2015

Aufgrund einer Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens PHYLIB sind die Ergebnisse der Anfangsuntersuchung überholt und nicht mehr gültig (vgl. Kap. 3.3). Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von 2001 und 2015 sicher zu stellen, wurden die Daten von 2011 mit den aktuellen Vorgaben des Verfahrens neu bewertet (PHYLIB V. 4.1).

6.1 Naturnahe Umgestaltung des Riedkanals in der Geggenau (C.1)

Tab. 6.1: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.1: Riedkanal Geggenau (2011 – 2015)

Bewertung der Teilkomponenten	**2011**	**2015**	**Tendenz**
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (+)	mäßig	Leichte Verschlechterung
Bewertung dezimal	2,60	2,98	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	gut (-)	Leichte bis deutliche Verbesserung
Bewertung dezimal	2,78	2,40	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Leichte Verbesserung
Bewertung dezimal	3,29	2,99	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Gleichbleibend
Bewertung dezimal	2,83	2,82	

Einschätzung

Zwei Teilkomponenten zeigen eine leichte bis deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands. Die Teilkomponente „Makrophyten“ weist dagegen eine leichte Verschlechterung auf.

Der mäßige ökologische Zustand der Teilkomponente Diatomeen dürfte vermutlich auf die nach wie vor hohe Nährstoffbelastung des Riedkanals zurückzuführen sein.

Der mäßige ökologische Zustand, den das Phytobenthos ohne Diatomeen 2011 indizierte, hat 2015 eine Verbesserung erfahren, so dass diese Teilkomponente den Sprung in die nächstbessere Zustandsklasse schafft. Es liegt nahe zu vermuten, dass hierfür die Verbesserung der Gewässerstruktur eine wichtige Rolle spielt.

Diese positive Entwicklungstendenz spiegelt sich in den Bewertungsergebnissen der Teilkomponente Makrophyten nicht wider. Der Verfasser nimmt an, dass die Makrophyten eine längere Zeitspanne benötigen, um sich an die geänderten strukturellen Bedingungen anpassen zu können. Deshalb sollte man die leichte Verschlechterung nicht überbewerten.

Um den Erfolg der umgesetzten Maßnahme besser beurteilen zu können, sollte eine Wiederholung der Untersuchungen in drei bis vier Jahren erfolgen.

Der ökologische Erfolg der Umgestaltung wird begrenzt durch die hohe stoffliche Belastung des Riedkanals. Daher sollten Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffbelastung ergriffen werden.

6.2 Anbinden der Hofwaldschlut an den Riedkanal (C.2)

6.2.1 Riedkanal im Hofwald (C.2-1)

Tab. 6.2: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.2-1: Riedkanal Hofwald (2011 – 2015)

Bewertung der Teilkomponenten	2011	2015	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Leichte Verschlechterung
Bewertung dezimal	2,71	3,10	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	unbefriedigend	Deutliche Verschlechterung
Bewertung dezimal	3,12	3,96	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	gut	gut	Geringfügige Verschlechterung
Bewertung dezimal	1,94	2,12	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Deutliche Verschlechterung
Bewertung dezimal	2,61	3,27	

Einschätzung

Bei der Bewertung des ökologischen Zustands des Riedkanals im Hofwald fällt auf, dass die Ergebnisse der drei Teilkomponenten deutlich voneinander abweichen. Während die Teilkomponente „Diatomeen“ einen guten Zustand (Klasse 2) indiziert, zeigt das „Phytobenthos ohne Diatomeen“ 2015 die Zustandsklasse 4 an. Die Teilkomponente „Makrophyten“ liegt mit Klasse 3 zwischen den beiden Einstufungen.

Interessant ist, dass alle Teilkomponenten im Zeitvergleich 2011 – 2015 die gleiche Entwicklungstendenz aufweisen und jeweils eine leichte bis deutliche Verschlechterung des ökologischen Zustands anzeigen.

Die Umgestaltung des Riedkanals wurde im Frühjahr 2014 abgeschlossen, so dass die baubedingten Störungen zum Zeitpunkt der Untersuchung wahrscheinlich noch nicht ganz abgeklungen waren. Ferner vermutet der Verfasser, dass die Zeitspanne von etwas mehr als einem Jahr seit Umgestaltung noch zu kurz ist, um die strukturellen Veränderungen für die beiden Teilkomponenten „Makrophyten“ und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ voll wirksam werden zu lassen.

Die erhebliche morphologisch-strukturelle Verbesserung des Gewässerzustandes hat bisher keine positiven Impulse für die Verbesserung des ökologischen Zustands der beiden Teilkomponenten „Phytobenthos ohne Diatomeen“ und „Makrophyten“ gegeben. Als Ursache hierfür sieht der Verfasser zum einen das hohe trophische Belastungsniveau des Riedkanals an. Zum anderen braucht die Entwicklung des Riedkanals noch etwas Zeit, damit die Strukturverbesserungen zum Tragen kommen können.

Der Verfasser empfiehlt, die Untersuchungen für eine abschließende Beurteilung in drei bis vier Jahren zu wiederholen.

Wie für den Riedkanal in der Geggenau gilt auch für den Riedkanal im Hofwald, dass der ökologische Erfolg der Umgestaltung durch die hohe stoffliche Belastung begrenzt wird. Daher sollten Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffbelastung des Riedkanals ergriffen werden.

6.2.2 Hofwaldschlut im Hofwald (C.2-2)

Tab. 6.3: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.2-2: Hofwaldschlut (2011 – 2015)

Bewertung der Teilkomponenten	2011	2015	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	mäßig [1] 2,96	Geringfügige Veränderung im Vergleich zum Riedkanal
* Bewertung nicht gesichert, da der Anteil eingestufter Taxa < 75 %			
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	gut 2,24	Erhebliche Verbesserung im Vergleich zum Riedkanal 2015
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	gut [2]	Gleichbleibend im Vergleich zum Riedkanal
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	gut	Deutliche Verbesserung im Vergleich zum Riedkanal

Anmerkungen

[1] Bewertung nicht gesichert, da der Anteil eingestufter Taxa < 75 %

[2] Abstufung von ökologischer Zustandsklasse 1 auf 2 auf gutachterlicher Grundlage

Einschätzung

Die Untersuchungsstelle an der Hofwaldschlut weist sowohl für die Teilkomponente „Diatomeen“ als auch das „Phytobenthos ohne Diatomeen“ einen guten ökologischen Zustand auf (Klasse 2). Vergleicht man das Ergebnis der Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“ mit den Einstufungen am Riedkanal (C.2-1), so fällt auf, dass diese Komponente für die Hofwaldschlut einen deutlich besseren ökologischen Zustand anzeigt als für den Riedkanal (Zustandsstufe 2 statt 4).

Die Bewertung der Teilkomponente „Makrophyten“ ist nicht gesichert und muss deshalb als vorläufig betrachtet werden (Einstufung in die Zustandsklasse 3).

Der neu gebaute Bachlauf in der Hofwaldschlut wurde Anfang 2014 an den Riedkanal angeschlossen und führt seitdem Wasser. Der eigentliche Bau des Bachbettes wurde schon im Jahr 2013 abgeschlossen, so dass die baubedingten Störungen zum Zeitpunkt der Untersuchung weitgehend abgeklungen sein dürften.

Der Verfasser vermutet, dass die (Neu-)Besiedlung des neuen Bachbettes zumindest für die Teilkomponente „Makrophyten“ noch nicht abgeschlossen ist und dass die Makrophyten dafür noch eine längere Zeitspanne benötigen werden.

Bei der Gesamtbewertung schneidet die Hofwaldschlut mit einer Zustandsklasse von 2 von allen untersuchten Gewässern am besten ab. Zu beachten ist, dass das Ergebnis der Makrophytenbewertung nicht in die Gesamtbewertung einfließt, da sie nicht gesichert ist.

Eine abschließende Beurteilung des aktuell bereits sehr positiv einzuschätzenden Erfolgs der Maßnahme ist noch nicht möglich. Eine Wiederholung der Untersuchung in drei bis vier Jahren ist deshalb sehr sinnvoll.

Der ökologische Zustand der Hofwaldschlut wird auch von der vorgeschlagenen Reduzierung der stofflichen Belastung des Riedkanals profitieren.

6.3 Naturnahe Umgestaltung der Murg in Rastatt (C.3)

6.3.1 Murg Badische Brücke (C.3-1)

Tab. 6.4: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.3-1: Murg Badische Brücke (2011 – 2015)

Bewertung der Teilkomponenten	2011	2015	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	gut	Deutliche Verbesserung
Bewertung dezimal	2,71	2,23	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	gut (-)	Leichte Verbesserung
Bewertung dezimal	2,91	2,46	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend	mäßig 3 (-)	Leichte Verbesserung
Bewertung dezimal	3,86	3,44	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig (+)	Deutliche Verbesserung
Bewertung dezimal	3,05	2,53	

Einschätzung

Die Untersuchungsergebnisse an der Murg (Badische Brücke / Rohrersteg) weisen im Vergleich vor und nach Umgestaltung eine einheitliche positive Entwicklungstendenz auf. Alle drei Teilkomponenten zeigen eine Verbesserung des ökologischen Zustands an und machen einen Sprung in die nächstbessere Zustandsklasse. Die beiden Teilkomponenten „Phytobenthos ohne Diatomeen“ und „Makrophyten“ erreichen die angestrebte Zustandsklasse 2.

Bei der Gesamtbewertung verfehlt die Untersuchungsstelle die Zustandsklasse 2 knapp und erreicht nur die Klasse 3 (+).

Dieses Ergebnis spricht dennoch schon heute für den Erfolg der durchgeführten Maßnahme. Für eine abschließende Beirteilung sollte die Untersuchung in drei bis vier Jahren wiederholt werden.

Der Verfasser geht davon aus, dass die hohe Belastung mit Nährstoffen, die die Diatomeen indizieren, Hauptursache für das Verfehlen der Zustandsklasse 2 ist. Zur Förderung des Erfolgs der Umgestaltung erscheint deshalb eine Reduzierung der stofflichen Belastung der Murg geboten.

6.3.2 Murg Adenauer Brücke (C.3-2)

Tab. 6.5: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.3-2: Murg Adenauer Brücke (2011 – 2015)

Bewertung der Teilkomponenten	2011	2015	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse	gut (-)	mäßig	Leichte Verschlechterung
Bewertung dezimal	2,45	2,77	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Leichte Verbesserung
Bewertung dezimal	2,96	2,77	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend (+)	mäßig (-)	Leichte Verbesserung
Bewertung dezimal	3,60	3,42	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Gleichbleibend
Bewertung dezimal	2,90	2,91	

Einschätzung

An der Untersuchungsstelle Adenauer Brücke an der Murg zeigen 2015 alle drei untersuchten Teilkomponenten einen mäßigen ökologischen Zustand (Zustandsklasse 3) an.

Zwei Teilkomponenten weisen 2015 im Vergleich zu 2011 eine leichte Verbesserung auf.

Für die Makrophyten ist im Vergleich zu 2011 eine leichte Verschlechterung eingetreten, die dazu führt, dass diese Komponente von Klasse 2(-) auf 3 fällt.

Die Bauarbeiten an diesem Umgestaltungsbereich der Murg wurden - anders als im Abschnitt an der Badischen Brücke - erst im vergangenen Jahr abgeschlossen. Der Verfasser vermutet, dass die morphologisch-strukturellen Anpassungsprozesse im Flussbett nach der Umgestaltung noch nicht abgeschlossen sind und erwartet im Laufe der nächsten zwei bis drei Jahre eine positive Entwicklung der Teilkomponenten „Phytobenthos ohne Diatomeen“ und „Makrophyten“.

Aus diesen Gründen ist für eine abschließende Klärung des Erfolgs der Maßnahme aus Sicht der untersuchten biologischen Komponenten eine weitere Untersuchung in drei bis vier Jahren sinnvoll.

Die Ergebnisse der Diatomeenuntersuchungen weisen darauf hin, dass eine Reduzierung der hohen Nährstoffbelastung der Murg eine wichtige Voraussetzung für das Erreichen der Zustandsklasse 2 ist.

6.4 Bau eines kleinen Rhein-Nebenarms bei der Tomateninsel (C.4)

Tab. 6.6: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.4: Rhein-Nebenarm Tomateninsel

Bewertung der Teilkomponenten	2011	2015	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	keine Bewertung möglich	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	mäßig 2,99	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	mäßig (+) 2,63	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Untersuchung	mäßig 2,83	

Einschätzung

Die beiden bewertbaren Teilkomponenten „Diatomeen“ und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ zeigen am neugebauten Rheinnebenarm übereinstimmend einen mäßigen ökologischen Zustand (Klasse 3) an.

Der Rheinnebenarm ist erst wenige Monate vor Durchführung der Untersuchung fertiggestellt worden. Aus diesem Grund müssen die Ergebnisse, zumindest für die Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“, mit Vorsicht betrachtet werden.

Für die Teilkomponente „Makrophyten“ existiert aktuell verfahrensbedingt noch keine Möglichkeit der Bewertung des ökologischen Zustands.

Es wäre sehr interessant zu beobachten, wie sich der Rheinnebenarm künftig morphologisch-strukturell weiter entwickeln wird und welche Auswirkungen das auf die Wasservegetation hat. Daher empfiehlt der Vefasser eine Wiederholung der Untersuchung in drei bis vier Jahren.

6.5 Anlegen eines flachen Rheinufers bei Rhein-KM 343 (C.5)

Tab. 6.7: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.5: Rhein-KM 343 mit Uferbefestigung (C.5-1) und ohne Uferbefestigung (C.5-2)

Bewertung der Teilkomponenten	Mit Uferbefestigung	Ohne Uferbefestigung	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	Keine Bewertung möglich	Keine Bewertung möglich	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	mäßig 3,39	Keine Bewertung möglich	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse Bewertung dezimal	mäßig 3,23	Keine Bewertung möglich	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	Keine Bewertung möglich	
Bewertung dezimal	3,34		

Einschätzung

Wie die Darstellung zeigt, ist eine Einschätzung des Maßnahmenerfolgs der Uferumgestaltung anhand der untersuchten Komponenten nicht möglich. Dies hat verschiedene Gründe:

Für die Teilkomponente „Makrophyten“ existiert für den Rhein (LAWA-Typ 10: Kiesgeprägte Ströme) noch kein gültiges Bewertungsverfahren. Daher ist eine Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Makrophyten aktuell noch nicht möglich. Darüber hinaus erwies sich die amphibische und aquatische Zone des umgestalteten Ufers als weitgehend vegetationslos. Letzteres gilt auch für die Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“. Bei der Probennahme wäre es möglich gewesen, die von der entfernten Uferbefestigung vereinzelt zurückgebliebenen Pflastersteine zu beproben. Dies hat der Verfasser jedoch abgelehnt, da es das Ziel war, ein unbefestigtes Kiesufer zu untersuchen und nicht die Überreste einer ehemaligen Befestigung.

Für die Teilkomponte „Diatomeen“ gilt Ähnliches. Zwar gibt es einige hochspezialisierte Arten, die auch Extremstandorte wie stets in Bewegung befindlichen Kies besiedeln können. Die Untersuchung scheiterte jedoch daran, dass es nicht möglich war, eine auswertbare Probe zu gewinnen.

Der Verfasser ist der Überzeugung, dass sich der im Rahmen des LIFE+-Projektes umgestaltete Uferabschnitt in den nächsten Jahren sehr positiv entwickeln wird. Das hohe Potenzial für die Entwicklung einer rheintypischen Uferzone zeigt ein in der Nachbarschaft gelegener Uferabschnitt, der 2007 umgestaltet wurde.

Zur Förderung der Entwicklung des im Rahmen des LIFE+-Projektes umgestalteten Uferbereichs ist es wünschenswert, die zerstreut herumliegenden Flussbausteine der ehemaligen Uferbefestigung komplett zu entfernen.

6.6 Verbessern der Anbindung des Wintersdorfer Altrheins durch eine kleine Schlut (C.6)

Tab. 6.8: Gegenüberstellung der Ergebnisse C.6: Schlut Wintersdorf (2011 – 2015)

Bewertung der Teilkomponenten	2011	2015	Tendenz
Makrophyten			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	Gleichbleibend
Bewertung dezimal	2,68	2,69	
Phytobenthos ohne Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	unbefriedigend	Deutliche Verschlechterung
Bewertung dezimal	3,02	4,10	
Diatomeen			
Ökologische Zustandsklasse	sehr gut	mäßig	Erhebliche Verschlechterung
Bewertung dezimal	1,37	3,26	
Gesamtbewertung der Komponente Makrophyten und Phytobenthos			
Ökologische Zustandsklasse	gut	mäßig (-)	Erhebliche Verschlechterung
Bewertung dezimal	2,37	3,49	

Einschätzung

Im Zuge der Maßnahmen zur Verbesserung der Anbindung des Wintersdorfer Altrheins an den Rhein ist die Untersuchungsstelle an der Schlut wenige Monate vor der Untersuchung 2015 durch Baggerarbeiten vertieft worden. Diese Bauarbeiten haben die Untersuchungsstelle erheblich verändert, so dass die beiden Untersuchungen von 2011 und 2015 nicht vergleichbar sind. Die Erholung der artenreichen Makrophytenvegetation der Schlut von 2011 dürfte nach Einschätzung des Verfassers einige Jahre in Anspruch nehmen.

Hinzu kommt, dass sich das Abflussregime des Rheins in den beiden Untersuchungsjahren erheblich unterscheidet. Während die Rheinwasserstände 2011 auch im Sommer durchgehend relativ hoch waren, sind sie im Sommer 2015 Anfang Juli stark gefallen. Im Sommer 2011 war die Untersuchung der Schlut durch die hohen Wasserstände erheblich erschwert. Im Sommer 2015 war die Schlut dagegen aufgrund der geringen Rheinwasserstände bis auf eine kleine Rinne trockengefallen und mit ihr auch zahlreiche Makrophytenbestände.

Die beiden genannten Einflussfaktoren prägen das Untersuchungsergebnis von 2015 erheblich und schlagen sich in der deutlichen Verschlechterung der Bewertung der beiden Teilkomponenten Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen nieder.

Die Makrophytenvegetation im Untersuchungsjahr 2015 zeigt anhand der Bewertung zwar keine Verschlechterung des ökologischen Zustands gegenüber 2011, aber ein Blick in die Liste der angetroffenen Taxa zeigt, dass die Artenzahl von 24 auf 10 gefallen ist. Diese erhebliche Artenverarmung dürfte in erster Linie auf die Ausbaggerung zurückzuführen sein.

Um den Erfolg der durchgeführten Maßnahmen besser einschätzen zu können, sollten die Untersuchungen nach Abklingen der Störungen durch die Baggerarbeiten in etwa fünf Jahren wiederholt werden.

7 Literatur

ALAND (2001): Gewässerentwicklungsplan Riedkanal. Planung im Auftrag des Riedkanal-Zweckverbandes.

ALAND (2002): Ökologische Begleitung der eigendynamischen Entwicklung des Riedkanals in der Geggenau und im Rastatter Bruch. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Riedkanal-Zweckverbandes.

BACKHAUS, D. (2006): Litorale Aufwuchsalgen im Hoch- und Oberrhein. carolinea 64:5 – 68.

BREUNIG, Th. S. DEMUTH (1999): Rote Liste der Farn - und Samenpflanzen Baden – Württembergs. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

BRIEM, E. (1999). Die Gewässerlandschaften Baden-Württembergs. Hrsg. LFU Bad.-Württ. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Bd. 53.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands.- Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 1-739.

COESEL, P.F.M. & MEESTERS, K.(J.) (2007): Desmids of the Lowlands, Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of European Lowlands. – KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.

COESEL, P.F.M. & MEESTERS, K.(J.) (2012): European flora of the desmid genera Staurastrum and Staurodesmus. – KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.

CORING, E.; SCHNEIDER, S.; HAMM, A. & HOFMANN, G. (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen.- DVWK Materialien 6: 1-219.

ELORANTA, P., KWANDRANS, J. KUSEL-FETZMANN, E. (2011): Rhodophyta and Phaeophyceae. - In: BÜDEL. B., GÄRTNER, G., KRIENITZ, L. , SCHLAGERL, M. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 7. Elsevier Verlag, München, 156 S.

ETTL, H. (1978): XANTHOPHYCEAE, 1. Teil, - In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 3.- FISCHER, STUTTGART, 530 S.

ETTL H. & GÄRTNER G. (1988): Chlorophyta II. - In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H.,

MOLLENHAUER, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 10. Fischer, Jena, 436 S.

EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Amtsblatt der Europäischen Union L 32771, 22.12.2002.

FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993): Fließgewässertypologie - Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene Verfasser: R. Bostelmann, U. Braukmann, E. Briem, G. Humborg, I. Nadolny, A. Ness, K. Scheurlen, G. Schmidt, K. Steib, U. Weibel. Reihe Umweltforschung Baden-Württemberg, Landsberg am Lech.

GUTOWSKI, A. (2011) Analyse des Phytobenthos gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie an 5 Standorten im Rahmen des LIFE und Rheinauen-Projektes (2011).- Bericht im Auftrag von ALAND: 1- 10.

GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2009a): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Feldführer. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV). - . LANUV-Arbeitsblatt 2. 90 S.

GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2009b): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV). - LANUV-Arbeitsblatt 9. 474 S.

GUTOWSKI, A., VAN DE WEYER, K., HOFMANN, G. & DOEGE, A. (2011): Makrophyten und Phytobenthos - Indikatoren für den ökologischen Gewässerzustand. – Hrsg: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 183 S.

HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie.- Bibliotheca Diatomologica 30: 1-241.

HOFMANN, G. (2005): Bundesweiter Praxistest: „Makrophyten und Phytobenthos“ zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Fließgewässern. Teilbereich: Benthische Diatomeen.- Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: 1-112.

HOFMANN, G.; WERUM, M. & LANGE-BERTALOT, H. (2011): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa.- Gantner Verlag, 908 S.

HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Euglenophyceae. - In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 4. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 606 S.

JÄHNIG, S., D. HERING & M. SOMMERHÄUSER (2011): Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. Limnologie aktuell, Band 13: 279 S.

JOHN, D.M., WHITTON, B.A. & BROOK, A.J. (2011): The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestial algae. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 702 S.

KNAPPE, J., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A. & FRIEDRICH, G. (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 609-623.

KNAPPE, J. & HUTH, K. (2014): Rotalgen des Süßwassers in Deutschland und angrenzenden Gebieten. – Bibliotheca Phycologia 118: 1 - 142.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDES K. (1999). Cyanoprokaryota. 1. Chroococcales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Begründet von A. Pascher. Band 19/1*. (Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D. Eds), pp. 1-548. Heidelberg & Berlin: Spektrum, Akademischer Verlag.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDES K. (2005): Cyanoprokaryota. II. Oscillatoriales. In: BÜDEL. B., GÄRTNER, G., KRIENITZ, L. , SCHLAGERL, M. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd.19.2. Elsevier Verlag, München, 759 S.

KOMÁREK, J. (2013): Cyanoprokaryota. III. Heterocyst Genera. In: BÜDEL. B., GÄRTNER, G., KRIENITZ, L. , SCHLAGERL, M. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19.3. Springer Verlag, Heidelberg, 1130 S.

KOMÁREK, J. & FOTT, B.. (1983): Chlorococcales. In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 7. Teil. - Schweizerbart, Stuttgart, 1044 S.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986-91): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae, 876 S.; 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 596 S.; 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 576 S.; 2/4: Achnanthaceae, 437 S.; Stuttgart (Fischer).

KRAMMER, K. (2000): The genus Pinnularia.- Diatoms of Europe 1: 1-703.

LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 Neue Taxa.- Bibliotheca Diatomologica 27: 1-454.

LANGE-BERTALOT, H. (2001): Navicula sensu stricto. 10 Genera Separated from Navicula sensu lato Frustulia.- Diatoms of Europe 2: 1-526.

LANGE-BERTALOT, H. & MOSER, G. (1994): Brachysira. Monographie der Gattung.- Bibliotheca Diatomologica 29: 1-212.

LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (1996): Oligotrophie-Indikatoren. 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seen-Typen.- Iconographia Diatomologica 2: 1-390.

LUBW (2015): Leitfaden Maßnahmenbegleitende Erfolgskontrolle an Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg. 40 S. Karlsruhe.

MAUCH, E.; SCHMEDTJE, U.; MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 1/03: 1-388.

MOLLENHAUER, D., BENGTSSON, R. & LINDSTRØM, E.-A. (1999): Macroscopic cyanobacteria of the genus *Nostoc*: a neglected and endangered constituent of European inland aquatic biodiversity. Eur. J. Phycol. 34: 349-360.

NADOLNY, I. (1994): Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten. Gewässermorphologische und hydrologische Grundlagen für naturgemäßen Wasserbau und ökologische Gewässerentwicklung. Mitteilungen H. 189. Institut Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe: 1-188.

POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands, http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm

RIETH, A. (1980): Xanthophyceae, 2. Teil. - In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 4. Fischer, Stuttgart, 147 S.

ROTT, E.; HOFMANN, G.; PALL, K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1-73.

ROTT, E.; BINDER, N.; VAN DAM, H.; ORTLER, K.; PALL, K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1-248.

SCHAUMBURG, J.; SCHMEDTJE, U.; KÖPF, B.; SCHRANZ, C.; SCHNEIDER, S.; MEILINGER, P.; STELZER, D.; H, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Abschlußbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BEO 51 – FKZ 0330033): 1-635.

SCHAUMBURG, J, SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., KÖPF, B., MEILINGER, P., S SCHMEDTJE , U., SCHNEIDER, S. & STELZER, D. (2005): Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. Informationsberichte Heft 1/05. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 245 S.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A. & GUTOWSKI, A. (2012a: Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Teilvorhaben Makrophyten und Phytobenthos. Auftraggeber: Umweltbundesamt (FKZ 3707 28 201), Projektleitung des Kooperatonsvorhabens: Universität Duisburg-Essen, 214 S.

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D;.VOGEL, A. & GUTOWSKI, A. (2012b): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerischen Landesamtes für Umwelt. 1-192.

SEBALD, O., S. SEYBOLD, G. PHILIPPI, & A. WÖRZ (1990 – 1988): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. 8 Bände. Ulmer Stuttgart.

SIMONS, J. LOKHORST, G.M. & VAN BEEM, A.P. (1999): Bentische zoetwateralgen in Nederland. - KNNV Uitgeverij, Utrecht, 280 S.

WITKOWSKI, A.; LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (2000): Diatoma flora of marine coasts.- Iconographia Diatomologica 7: 1-925.

ANHANG

1 Verzeichnis der nachgewiesenen Makrophyten 2011 und 2015

Nomenklatur nach BREUNIG & DEMUTH (1999) und SEBALD, SEYBOLD, PHILIPPI & WÖRZ (1990 – 1988)

Taxon (Wissenschaftlicher Name)	Taxon (Deutscher Name)	Bemerkung
Agrostis stolonifera	Kriechendes Straußgras	
Berula erecta	Aufrechter Wassermerk	
Butomus umbellatus	Schwanenblume	
Callitriche obtusangula	Nussfrüchtiger Wasserstern	
Callitriche spec.	Wasserstern	
Ceratophyllum demersum	Gewöhnliches Hornkraut	
Cinclidotus danubicus	Wassermoos	
Cinclidotus riparius	Wassermoos	
Elodea canadensis	Kanadische Wasserpest	Neophyt
Elodea nuttallii	Nuttalls Wasserpest	Neophyt
Fontinalis antipyretica	Quellmoos	
Glyceria fluitans	Flutender Wasserschwaden	
Glyceria maxima	Großer Wasserschwaden	
Juncus effusus	Flatterbinse	
Lemna minuta	Winzige Wasserlinse	Neophyt
Lemna trisulca	Dreifurchige Teichlinse	
Leptodictyum riparium	Ufermoos	
Leskea polycarpa	Vielfrüchtiges Leskemoos	
Lythrum salicaria	Blutweiderich	
Mentha aquatica	Wasserminze	
Myosotis scorpioides	Sumpf-Vergissmeinnicht	
Myriophyllum spicatum	Ähriges Tausendblatt	
Myriophyllum verticillatum	Quirlblütiges Tausendblatt	Vorwarnliste
Nasturtium officinale	Brunnenkresse	
Nuphar lutea	Gelbe Teichrose	geschützt
Phalaris arundinacea	Rohrglanzgras	
Persicaria hydropiper	Wasserpfeffer	
Poa trivialis	Gewöhnliches Rispengras	
Polygonum amphibium	Wasserknöterich	
Persicaria hydropiper	Wasserpfeffer	
Polygonum spec.	Knöterich	
Potamogeton crispus	Krauses Laichkraut	
Potamogeton berchtoldii	Berchtolds Laichkraut	

Taxon (Wissenschaftlicher Name)	**Taxon (Deutscher Name)**	**Bemerkung**
Potamogeton lucens	Glänzendes Laichkraut	
Potamogeton nodosus	Knotenlaichkraut	
Potamogeton pectinatus	Kammlaichkraut	
Potamogeton perfoliatus	Durchwachsenes Laichkraut	
Potamogeton pusillus agg.	Zwerglaichkraut	
Ranunculus acris	Scharfer Hahnenfuß	
Ranunculus circinatus	Spreizender Wasserhahnenfuß	Rote Liste 3
Ranunculus fluitans	Flutender Wasserhahnenfuß	
Ranunculus rionii	Rions Wasserhahnenfuß	
Rorippa amphibia	Sumpfkresse	
Rumes hydrolapathum	Fluss-Ampfer	
Rumex spec.	Ampfer	
Sagittaria sagittifolia	Pfeilkraut	
Scrophularia nodosa	Knotige Braunwurz	
Scrophularia umbrosa	Geflügelte Braunwurz	
Solanum dulcamara	Bittersüßer Nachtschatten	
Sparganium emersum	Einfacher Igelkolben	
Typha latifolia	Breitblättriger Rohrkolben	
Veronica anagallis-aquatica	Blauer Wasserehrenpreis	
Veronica beccabunga	Bachbunge	

2 Verzeichnis der nachgewiesenen Algen des PoD 2011 und 2015

DV-Nr.	Klasse	Taxon	Autor	Jahr
	Nostocophyceae	*Anabaena laxa*	A.BRAUN in BORNET et FLAHAULT	1886
8448	Nostocophyceae	*Aphanocapsa rivularis*	(CARMICHAEL) RABENHORST	1865
8043	Nostocophyceae	*Chamaesiphon*	BRAUN ex GRUNOW	1865
8427	Nostocophyceae	*Chamaesiphon confervicolus*	A.BRAUN in RABENHORST	1865
8056	Nostocophyceae	*Chamaesiphon incrustans*	GRUNOW in RABENHORST	1865
8505	Nostocophyceae	*Chamaesiphon minutus*	(ROSTAFINSKI) LEMMERMANN	1910
8450	Nostocophyceae	*Chamaesiphon oncobyrsoides*	GEITLER	1925
8085	Nostocophyceae	*Chamaesiphon polymorphus*	GEITLER	1925
8044	Nostocophyceae	*Homoeothrix*	(THURET ex BORNET et FLAHAULT) KIRCHNER	1898
8156	Nostocophyceae	*Homoeothrix crustacea*	WORONICHIN	1923
8157	Nostocophyceae	*Homoeothrix janthina*	(BORNET & FLAHAULT) STARMACH	1959
8155	Nostocophyceae	*Hydrococcus rivularis*	KÜTZING	1833
8158	Nostocophyceae	*Homoeothrix varians*	GEITLER	1927
8159	Nostocophyceae	*Hydrococcus cesatii*	RABENHORST	1860
	Nostocophyceae	*Leptolyngbya endophytica*	KOMÀREK	2004
8103	Nostocophyceae	*Nostoc parmelioides*	(KÜTZING) BORNET et FLAHAULT	1886
8230	Nostocophyceae	*Oscillatoriales*	ELENKIN	1934
8011	Nostocophyceae	*Oscillatoria*	VAUCHER ex GOMONT	1892
8001	Nostocophyceae	*Oscillatoria limosa*	C.AGARDH	1892
8004	Nostocophyceae	*Oscillatoria tenuis*	C.AGARDH	1892
8015	Nostocophyceae	*Phormidium*	KUETZING ex GOMONT	1892
8160	Nostocophyceae	*Phormidium aerugineo-coeruleum*	(GOMONT) ANAGNOSTIDES & KOMAREK	1988
8464	Nostocophyceae	*Phormidium autumnale - Gruppe*		
8974	Nostocophyceae	*Phormidium retzii*	(C.AGARDH) GOMONT ex GOMONT	1892
8256	Nostocophyceae	*Phormidium setchelianum*	GOMONT	1892
8058	Nostocophyceae	*Phormidium uncinatum*	GOMONT ex GOMONT	1892
8164	Nostocophyceae	*Pleurocapsa minor*	HANSGIRG	1891
8172	Nostocophyceae	*Xenotholos kerneri*	(HANSGIRG) GOLD-MORGEN et al.	1994
7095	Florideophyceae	*Chantransia - Stadien*	FRIES	1825
7073	Florideophyceae	*Hildenbrandia rivularis*	(LIEBMANN) J.AGARDH	1852
	Florideophyceae	*Paralemanea catenata f. nodosa*	(KÜTZING) KNAPPE & HUTH	2014

DV-Nr.	Klasse	Taxon	Autor	Jahr
7667	Tribophyceae	*Characiopsis*	BORZI	1893
7092	Tribophyceae	*Tribonema*	DERBES et SOLIER	1856
7288	Tribophyceae	*Tribonema vulgare*	PASCHER	1925
7002	Tribophyceae	*Vaucheria*	DE CANDOLLE	1801
17121	Chlorophyceae	*Chaetophorales*	KIRBY & SPENCE	1823
7111	Chlorophyceae	*Draparnaldia mutabilis*	(ROTH) CEDERGREN	1920
	Chlorophyceae	*Endocladia endophytica*	(K.MOEBIUS) D.M.JOHN	2002
17266	Chlorophyceae	*Gongrosira leptotricha*	RAINERI	
7224	Chlorophyceae	*Gongrosira incrustans*	(REINSCH) SCHMIDLE	1901
7108	Chlorophyceae	*Hydrodictyon reticulatum*	(LINNAEUS) LAGERHEIM	1883
7052	Chlorophyceae	*Oedogonium*	HIRN	1900
	Chlorophyceae	*Palmella mucosa*	KUETZING	1843
7001	Chlorophyceae	*Stigeoclonium*	KUETZING	1843
7114	Ulvophyceae	*Cladophora glomerata*	(LINNAEUS) KUETZING	1843
7668	Ulvophyceae	*Cladophora rivularis*	(LINNAEUS) VAN DEN HOEK	1963
17237	Ulvophyceae	*Enteromorpha pilifera*	KUETZING	1856
7004	Desmidiaceae	*Closterium acerosum*	(SCHRANK) EHRENBERG ex RALFS	1848
7005	Desmidiaceae	*Closterium ehrenbergii*	MENEGHINI ex RALFS	1848
7360	Desmidiaceae	*Closterium littorale*	GAY	1884
7026	Desmidiaceae	*Closterium moniliferum*	(BORY DE SAINT-VINCENT) EHRENBERG ex RALFS	1848
7680	Desmidiaceae	*Closterium praelongum var. brevius*	BREBISSON	1856
7841	Desmidiaceae	*Closterium rostratum*	EHRENBERG ex RALFS	1848
7780	Desmidiaceae	*Closterium sublaterale*	RUZICKA	1958
7779	Desmidiaceae	*Closterium tumidulum*	GAY	1884
7028	Desmidiaceae	*Cosmarium*	CORDA ex RALFS	1848
7777	Desmidiaceae	*Cosmarium biretum*	BREBISSON in RALFS	1848
7364	Desmidiaceae	*Cosmarium laeve*	RABENHORST	1868
7064	Desmidiaceae	*Staurastrum*	MEYEN ex RALFS	1848
17042	Desmidiaceae	*Staurastrum polytrichum*	(PERTY) RABENHORST	1868
7089	Zygnematophyceae	*Mougeotia*	C.AGARDH	1824
7013	Zygnematophyceae	*Spirogyra*	LINK	1820
7293	Zygnematophyceae	*Zygnema*	C.AGARDH	1824
7016	Euglenophyceae	*Euglena*	EHRENBERG	1830

3 Verzeichnis der nachgewiesenen Diatomeen 2011 und 2015

Taxon	Autor	2011	2015
Achnanthidium minutiss. var. minutissimum	(KUETZING) CZARNECKY	•	•
Achnanthidium pyrenaicum	(HUSTEDT) KOBAYASI	•	•
Achnanthidium subatomus	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT		•
Achnanthidium subhudsonis	(HUSTEDT) KOBAYASI	•	•
Adlafia bryophila	(PETERSEN) LANGE-B.		•
Amphora copulata	(KUETZING) SCHOEMAN & ARCHIBALD	•	•
Amphora montana	KRASSKE		•
Amphora ovalis	(KUETZING) KUETZING	•	
Amphora pediculus	(KUETZING) GRUNOW	•	•
Amphora indistincta	LEVKOV		•
Caloneis lancettula	(SCHULZ) LANGE-BERTALOT & WITKOWSKI	•	•
Cocconeis pediculus	EHRENBERG	•	
Cocconeis placentula	EHRENBERG	•	•
Cocconeis placentula var. euglypta	(EHRENBERG) GRUNOW		•
Cocconeis placentula var. lineata	(EHRENBERG) VAN HEURCK		•
Cocconeis pseudolineata	(GEITLER) LANGE-BERTALOT		•
Craticula molestiformis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	•	•
Cymatopleura solea var. apiculata	(W.SMITH) RALFS		•
Cymbella compacta	OESTRUP		•
Cymbopleura cuspidata	(KUETZING) KRAMMER		•
Cymbella excisa var. excisa	KUETZING	•	
Cymbella microcephala	GRUNOW		•
Diadesmis contenta	(GRUNOW) D.G.MANN	•	
Diatoma mesodon	KUETZING	•	•
Diatoma moniliformis ssp. moniliformis	KUETZING		•
Diatoma vulgaris	BORY DE SAINT-VINCENT	•	•
Encyonema cespitosum var. cespitosum	KUETZING		•
Encyonema gaeumannii	(MEISTER) KRAMMER		•
Encyonema minutum	(HILSE) D.G.MANN	•	•
Encyonema reichardtii	(KRAMMER) D.G.MANN	•	
Encyonema silesiacum	(BLEISCH) D.G.MANN	•	•
Encyonema ventricosum	(AGARD) GRUNOW	•	•
Eolimna minima	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	•	•
Eolimna subminuscula	(MANGUIN) LANGE-BERTALOT	•	•
Fallacia lenzii	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT		•
Fallacia monoculata	(HUSTEDT) D.G.MANN	•	•
Fallacia omissa	(HUSTEDT) D.G.MANN		•
Fallacia pygmaea ssp. subpygmaea	LANGE-B., CAVACINI, TAGLIAVENTI & ALFINITO	•	
Fallacia subhamulata	(GRUNOW) D.G.MANN		•
Fragilaria acus	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	•	•
Fragilaria brevistriata var. brevistriata	GRUNOW	•	•
Fragilaria capucina var. vaucheriae	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	•	•
Fragilaria construens f. construens	(EHRENBERG) GRUNOW		•

Taxon	Autor	2011	2015
Fragilaria construens f. venter	(EHRENBERG) HUSTEDT	•	•
Fragilaria famelica var. famelica	(KUETZING) LANGE-BERTALOT		•
Fragilaria pararumpens	LANGE-BERTALOT, HOFMANN & WERUM	•	
Fragilaria gracilis	OESTRUP	•	•
Fragilaria parasitica var. parasitica	(W.SMITH) GRUNOW	•	
Fragilaria pinnata var. pinnata	EHRENBERG	•	•
Fragilaria rumpens	(KUETZING) CARLSON	•	•
Fragilaria ulna var. ulna	(NITZSCH) LANGE-BERTALOT	•	•
Frustulia vulgaris	(THWAITES) DE TONI		•
Geissleria acceptata	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT & METZELTIN	•	
Geissleria decussis	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT & METZELTIN		•
Gomphonema	EHRENBERG	•	•
Gomphonema clavatulum	REICHARDT	•	
Gomphonema clavatum	EHRENBERG		•
Gomphonema minusculum	KRASSKE	•	
Gomphonema minutum	(C.AGARDH) C.AGARDH	•	•
Gomphonema olivaceum var. olivaceum	(HORNEMANN) BREBISSON	•	•
Gomphonema parv. var. parv. f. parvulum	KUETZING	•	•
Gomphonema pumilum	(GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	•	•
Gomphonema supertergestinum	REICHARDT		•
Gomphonema tergestinum	FRICKE		•
Gomphosphenia lingulatiformis	(LANGE-BERTALOT & REICHARDT) LANGE-B.	•	
Gyrosigma acuminatum var. acuminatum	(KUETZING) RABENHORST		•
Gyrosigma sciotoense	(W.S. SULLIVANT) CLEVE		•
Gyrosigma obtusatum	(SULLIVANT & WORMLEY) C.S. BOYER		•
Hippodonta capitata	(EHR.) LANGE-B., METZELTIN & WITKOWSKI	•	•
Hippodonta costulata	(GRUN.) LANGE-B., METZELTIN & WITKOWSKI		•
Karayevia ploenensis	(HUSTEDT) BUKHTIYAROVA		•
Lemnicola hungarica	(GRUNOW) ROUND & BASSON	•	
Luticola goeppertiana	(BLEISCH) D.G.MANN		•
Mayamaea agrestis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT		•
Mayamaea atomus var. permitis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	•	•
Melosira varians	C.AGARDH	•	•
Navicula antonii	LANGE-BERTALOT	•	•
Navicula associata	LANGE-BERTALOT	•	
Navicula capitatoradiata	GERMAIN		•
Navicula cari	EHRENBERG	•	
Navicula cryptocephala var. cryptocephala	KUETZING	•	•
Navicula cryptotenella	LANGE-BERTALOT	•	•
Navicula cryptotenelloides	LANGE-BERTALOT		•
Navicula germainii	WALLACE	•	•
Navicula gregaria	DONKIN	•	•
Sellaphora joubaudii	(GERMAIN) ABOAL		•
Navicula lanceolata	(C.AGARDH) EHRENBERG	•	•
Navicula moskalii	METZELTIN, WITKOWSKI & LANGE-BERTALOT	•	•

Taxon	Autor	2011	2015
Navicula recens	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT		•
Navicula reichardtiana var. reichardtiana	LANGE-BERTALOT	•	•
Navicula rhynchocephala	KUETZING	•	
Navicula rostellata	KUETZING	•	•
Navicula tripunctata	(O.F.MUELLER) BORY DE SAINT-VINCENT	•	•
Navicula trivialis	LANGE-BERTALOT	•	•
Navicula upsaliensis	(GRUNOW) PERAGALLO	•	•
Navicula veneta	KUETZING	•	•
Navicula vilaplanii	(LANGE-B. & SABATER) LANGE-B. & SABATER		•
Nitzschia	HASSALL	•	•
Nitzschia abbreviata	HUSTEDT	•	•
Nitzschia acidoclinata	LANGE-BERTALOT	•	•
Nitzschia agnita	HUSTEDT	•	
Nitzschia amphibia	GRUNOW	•	•
Nitzschia angustata	(W.SMITH) GRUNOW		•
Nitzschia archibaldii	LANGE-BERTALOT	•	•
Nitzschia capitellata var. capitellata	HUSTEDT	•	•
Nitzschia constricta	(KUETZING) RALFS		•
Nitzschia dissipata ssp. dissipata	(KUETZING) GRUNOW	•	•
Nitzschia fonticola var. fonticola	GRUNOW	•	•
Nitzschia frustulum var. inconspicua	GRUNOW	•	•
Nitzschia heufleriana	GRUNOW		•
Nitzschia hungarica	GRUNOW	•	
Nitzschia microcephala	GRUNOW		•
Nitzschia palea	sensu KRAMMER & LANGE-BERTALOT	•	•
Nitzschia palea var. debilis	(KUETZING) GRUNOW	•	
Nitzschia palea var. palea	(KUETZING) W.SMITH	•	•
Nitzschia paleacea	GRUNOW	•	•
Nitzschia pusilla	GRUNOW	•	•
Nitzschia sociabilis	HUSTEDT		•
Nitzschia solita	HUSTEDT		•
Nitzschia subtilis	GRUNOW		•
Nitzschia supralitorea	LANGE-BERTALOT	•	•
Nitzschia tenuis	W.SMITH		•
Nitzschia tubicola	GRUNOW	•	
Parlibellus protractoides	(HUSTEDT) WITK., LANGE-B. & METZELTIN	•	•
Pinnularia	EHRENBERG		•
Placoneis	MERESCHKOWSKY		•
Placoneis paraelginensis	LANGE-BERTALOT		•
Placoneis pseudanglica var. pseudanglica	(LANGE-BERTALOT) COX		•
Planothidium	ROUND & BUKHTIYAVORA	•	
Planothidium delicatulum	(KUETZING) ROUND & BUKHTIYAROVA	•	•
Planothidium dubium	(GRUNOW) ROUND & BUKHTIYAROVA		•
Planothidium frequent. var. frequentissimum	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	•	•
Planothidium granum	(HOHN & HELLERMAN) LANGE-BERTALOT	•	•

Taxon	Autor	2011	2015
Planothidium lanceolatum	(BREBISSON ex KUETZING) LANGE-BERTALOT	•	•
Planothidium rostratum	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT	•	•
Platessa conspicua	(MAYER) LANGE-BERTALOT	•	
Platessa hustedtii	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	•	
Psammothidium bioretii	(GERMAIN) BUKHTIYAROVA & ROUND	•	
Psammothidium daonense	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT		•
Reimeria sinuata var. sinuata	(GREGORY) KOCIOLEK & STOERMER	•	•
Rhoicosphenia abbreviata	(C.AGARDH) LANGE-BERTALOT	•	•
Sellaphora pupula var. pupula	(KUETZING) MERESCHKOWSKY	•	•
Sellaphora seminulum	(GRUNOW) D.G.MANN	•	•
Simonsenia delognei	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT		•
Surirella angusta	KUETZING		•
Surirella brebissonii var. kuetzingii	KRAMMER & LANGE-BERTALOT	•	•