

Jäger, D. (2018): Makrophytenvegetation Vorarlberger Fließgewässer: Der Rheintalinnenkanal – Vergleich der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2002, 2008 und 2017. *inataura – Forschung online*, 54: 10 S.

Makrophytenvegetation Vorarlberger Fließgewässer: Der Rheintalinnenkanal – Vergleich der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2002, 2008 und 2017

Nr. 54 - 2018

Dietmar Jäger¹

¹ Mag. Dr. Dietmar Jäger
Herrenriedstrasse 4, A 6845 Hohenems
E-Mail: dietmar.jaeger@tele2.at

Zusammenfassung

Im Sommer 2017 wurde die Makrophytenflora des Rheintalinnenkanals (Koblacher Kanal) nach den Untersuchungen in den Jahren 2002 und 2008 zum dritten Mal erhoben. Im Zeitraum von 2002 bis 2017 haben sich die Hydrophytenarten (Wasserpflanzen s. str.) von 13 auf 10 Arten verringert. Die Amphiphytenarten (Seichtwasserpflanzen) hingegen haben von 9 auf 12 Arten zugenommen. Insgesamt hat sich die α -Diversität in den meisten Abschnitten über die drei Kartierungen hinweg verringert. Die wenigen Bereiche mit zunehmender Diversität liegen westlich des Kummensbergs, bei der Abwasserkläranlage Hohenems und im Naturschutzgebiet »Gsieg und Obere Mähder«. Hinsichtlich der trophischen Situation ist nahezu im gesamten Gewässerverlauf eine Tendenz hin zu eutrophenen Verhältnissen erkennbar. Auch der ökologische Zustand (ökologisches Potential) gemäß der WRRL hat sich nach der Beurteilung anhand der Makrophyten in den Jahren 2002 bis 2017 leicht verschlechtert.

Key words: Fließgewässer, Kanal, Makrophyten, Trophie, ökologisches Potential

1 Einleitung und Ziele

Makrophyten (Wasser- und Uferpflanzen) sind in der Gewässergütebestimmung seit über drei Jahrzehnten anerkannte Indikatororganismen. Methoden zur Indikation von Belastungen durch eingetragene Nährstoffe und zur Bestimmung des ökologischen Zustandes wurden entwickelt und vielfach angewendet (KÖHLER 1976, 1978; KÖHLER & JANAUER 1995; MELZER 1988; SCHNEIDER 2000). Auch in der für alle EU-Mitgliedsstaaten verbindlichen Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHES PARLAMENT 2000) sind periodische Untersuchungen und Beurteilungen des ökologischen Zustandes (ökologisches Potential) von Gewässern anhand von Makrophyten vorgeschrieben.

In Vorarlberg wurde im Jahre 2002 begonnen, den Makrophytenbewuchs

zahlreicher Fließ- und Stillgewässer zu erheben und die trophischen und ökologischen Gewässerzustände zu ermitteln (JÄGER 2005). So ist der Rheintalinnenkanal in den Jahren 2002 und 2008 (JÄGER 2005, 2008) und nun auch im Jahre 2017 nach der gleichen Methode hinsichtlich Makrophyten untersucht worden, so dass vergleichbare Ergebnisse vorliegen. Ziel der aktuellen Wiederholungskartierung ist die Beantwortung der Frage, ob sich anhand des Makrophyteninventars während der letzten 15 Jahre Veränderungen des trophischen Zustands und des ökologischen Potentials des Rheintalinnenkanals feststellen lassen.

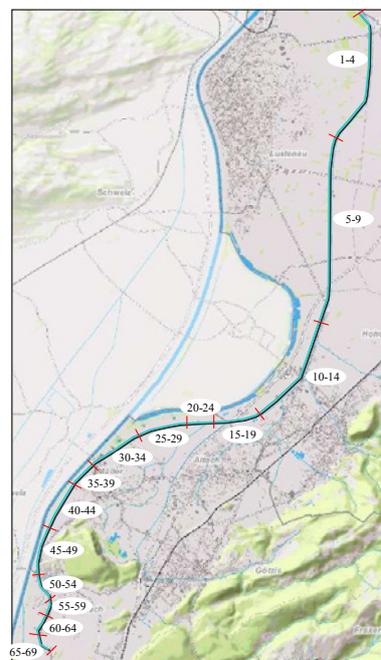


Abb.1: Die Lage des Rheintalinnenkanals im unteren Vorarlberger Rheintal. Die Zahlen beziehen sich auf die Abschnittsnummern, angeführt auch in den Verbreitungsdiagrammen in den Abbildungen 5 und 6.

2 Das untersuchte Gewässer

Der Rheintalbinnenkanal (= Kobla-cher Kanal) ist ein hydrogencarbonat-reiches, durchgehend künstlich ange-legtes Fließgewässer. Er erstreckt sich über 19,6 km Länge und entwickelt sich vom schmalen Entwässerungsgra-ben zu einem kleinen Fluss von 7,6 m Breite (Abb. 2, 3, 4). Der Mittlere Abfluss des Rheintalbinnenkanals beträgt auf Höhe Hohenems $MQ = 0,8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ und auf Höhe Lustenau-Dornbirn $MQ = 2,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Der Kanal entwässert das Vorarlber-ger Rheintal von Koblach bis zu seiner Einmündung in die Dornbirner Ache. Etwa ab der Höhe Lustenau-Dornbirn teilt er sich diese Funktion mit dem Scheiben- bzw. Lustenauer Kanal (Ortsgebiet Lustenau) und der Dorn-birner Ache (Ortsgebiet Dornbirn). Bis zur Inbetriebnahme der Abwasser-kläranlage Hohenems im Jahre 1980 wurden alle kommunalen und ge-werblichen Abwässer der Gemeinden Koblach, Götzis, Mäder, Altach und Hohenems in den Kanal eingeleitet. Im Untersuchungszeitraum von 2002 bis 2017 erfolgten auf Hohenemser Gemeindegebiet radikale Umfor-mungen des gesamten Kanalprofils zur Verbesserung des Hochwasser-schutzes. Davon betroffen waren die Strecke zwischen km 7,18 bis 8,33 (Ab-schnitte 9, 10 und 11) in den Jahren 2004/05 und die Strecke zwischen km 8,33 bis 9,57 (Abschnitte 12 und 12.1) in den Jahren 2012/13. Dabei wurden im Rahmen der Möglichkeiten auch Verbesserungen der Ökomorpho-logie durch ein leicht mäandrierendes Gewässerbett und einer besseren Gewässer-Umland-Verzahnung im Uferbereich angestrebt. Eine völlige Umgestaltung erfuhr auch der kurze Bereich zwischen km 10,95 und 11,00, wo eine Abflussdrosselanlage errich-tet wurde.



Abb. 2: Der Rheintalbinnenkanal, Abschnitt 49, in Fließrichtung. Erkennbar ist *Callitriche palustris* agg. (hellgrün).



Abb. 3: Der Rheintalbinnenkanal, Abschnitt 42, gegen Fließrichtung. Erkennbar ist *Callitriche palustris* agg. (hellgrün).



Abb.4: Der Rheintalbinnenkanal, Abschnitt 9, in Fließrichtung.

3 Methode

Die Kartierung erfolgte unter quantitativen Aspekten nach der Methode von KOHLER (1978), wobei die Mengen der einzelnen Makrophyten-Arten pro Untersuchungsabschnitt nach einer fünfstufigen Skala geschätzt wurden. Erfasst wurden alle Pflanzen, die zum Aufnahmezeitpunkt unter dem Wasserstand wurzelten. Um eine gute Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden bei der vorliegenden Wiederholungskartierung die Abschnittsgrenzen der Erstkartierungen (JÄGER 2005) genau eingehalten. Neben dem Artenspektrum und der Verbreitung der einzelnen Arten werden aus den gewonnenen Daten folgende Größen ermittelt:

- Relative Areallänge der Arten nach KOHLER et al. (1994)
- Relative Pflanzenmenge nach PALL & JANAUER (1995)
- Makrophyten- α -Diversität nach VEIT & KOHLER (2007)
- Ökologischer Zustand (bei natürlichen Gewässern) bzw. ökologisches Potential (bei künstlichen Gewässern) nach PALL & MAYERHOFER (2015)
- Trophie-Indikation anhand des Makrophyten-Trophie-Index (TIM) nach SCHNEIDER (2000)

4 Ergebnisse

4.1 Artenspektrum und Artenverbreitung

Artenliste

Im Juli 2017 konnten im Rheintalbinnenkanal 10 Hydrophyten (ausschließlich submers wachsende Arten), 12 Amphiphyten (sowohl emers als auch submers wachsende Arten) und 10 Helophyten (nur im Wasser wurzelnde Arten) gefunden werden (Tab. 1).

Während die Anzahl der Amphiphytenarten im Zeitraum von 2002 bis 2017 von 9 Arten auf 12 Arten zugenommen hat, haben sich die Artenanzahlen der Hydrophyten (13 Arten im Jahre 2002, 11 Arten im Jahre 2008 und 10 Arten im Jahre 2017) und die Artenzahlen der Helophyten (16 Arten im Jahre 2002, 11 Arten im Jahre 2008 und 9 Arten im Jahre 2017) stetig verringert (Tab. 1).

Verbreitung der Arten

In den Abbildungen 5 und 6 sind die Verbreitungen der Hydrophyten und der Amphiphyten (Verbreitungsdiagramm) für die drei Kartierungen 2002, 2008 und 2017 dargestellt. Die Reihung der Arten erfolgte nach dem Gesichtspunkt ihrer Verbreitungsschwerpunkte: In der oberen, mehr beschatteten Gewässerhälfte sind *Fontinalis antipyretica*, *Callitriche palustris* agg. und *Ranunculus trichophyllus*

stärker vertreten, und in der sonnigen unteren Hälfte dominieren *Elodea canadensis*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum*. Der Wechsel zwischen den beiden Gewässerteilen erfolgt in der Abfolge der Emmebacheinmündung, der Einleitung aus der ARA Hohenems und der Gillbacheinmündung.

4.2 Quantitativer Vergleich der Vorkommen der Makrophytenarten in den Jahren 2002, 2008 und 2017 betrachtet über die gesamte Gewässerstrecke

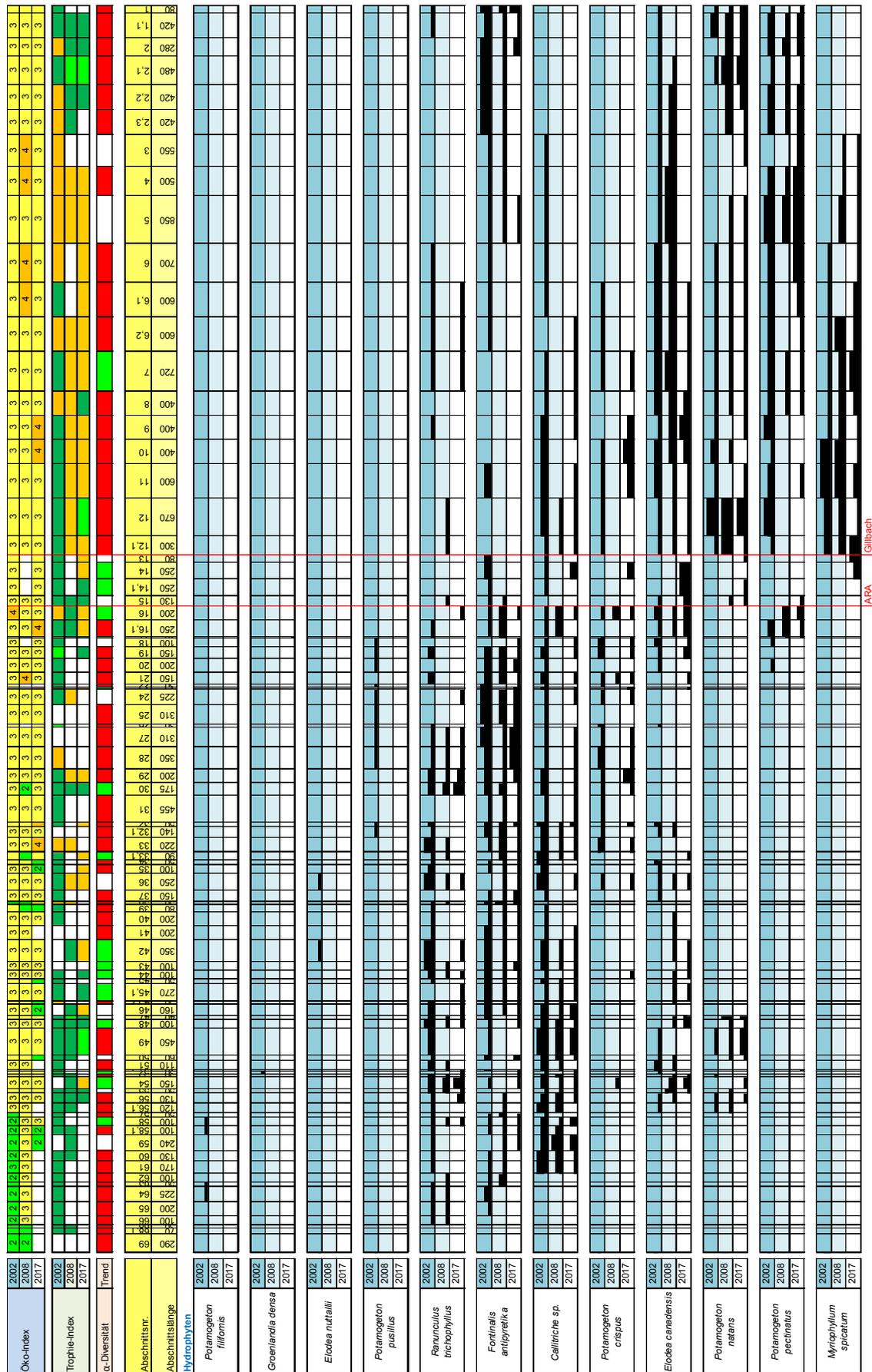
Relative Areallänge (Lr)

Die Summe aller Abschnittslängen, in denen eine Art vorkommt, ergibt entsprechend ihrem prozentuellen Anteil an der Gesamtlänge des Kanals die relative Areallänge (Lr) der betrachteten Art. In Abbildung 7 sind die relativen Areallängen der Hydrophyten und der Amphiphyten dargestellt. Die Anordnung richtet sich nach den Ergebnissen aus dem Jahre 2017.

Die Ergebnisse der Kartierung von 2002 zeichnen sich gegenüber den Ergebnissen von 2008 und 2017 durch wesentlich längere relative Areallängen einiger Arten aus. So bleiben die relativen Areallängen von > 60 % der 8 Arten *Callitriche palustris* agg., *Fontinalis antipyretica*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Sparganium emersum*,

Hydrophyten (Wasserpflanzen s. str.)	2002	2008	2017	Amphiphyten (Seichtwasserpflanzen)	2002	2008	2017	Helophyten (Röhrichtpflanzen)	2002	2008	2017
	<i>Callitriche palustris</i> agg.	x	x		x	<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	x		x	x	<i>Acorus calamus</i> L.
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	x	x	x	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.			x	<i>Caltha palustris</i> L.	x	x	x
<i>Elodea nuttallii</i> (Pla.) St. John	x			<i>Berula erecta</i> Cov.	x	x	x	<i>Iris pseudacorus</i> L.	x	x	x
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	x	x	x	<i>Glyceria fluitans</i> agg.			x	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	x	x	x
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	x		x	<i>Glyceria maxima</i> Holm.	x	x	x	<i>Lythrum salicaria</i> L.	x		
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	x	x	x	<i>Myosotis scorpioides</i> L.	x	x	x	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	x	x	x
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	x	x	x	<i>Nasturtium officinale</i> agg.	x	x	x	<i>Phragmites australis</i> Trin.	x	x	x
<i>Potamogeton coloratus</i> L.		x		<i>Schoenoplectus lacustris</i> Pal.		x	x	<i>Polygonum hydropiper</i> L.	x	x	x
<i>Potamogeton crispus</i> L.	x	x	x	<i>Sparganium emersum</i> Reh.	x	x	x	<i>Ranunculus repens</i> L.	x	x	x
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fib.	x			<i>Sparganium erectum</i> agg. L.	x	x	x	<i>Typha latifolia</i> L.	x	x	x
<i>Potamogeton natans</i> L.	x	x	x	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	x	x	x	<i>Equisetum palustre</i> L.	x		
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	x	x		<i>Veronica beccabunga</i> L.	x	x	x	<i>Juncus articulatus</i> L.	x	x	
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	x	x	x					<i>Juncus subnodulosus</i> L.	x		
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix.	x	x	x					<i>Juncus effusus</i> L.	x	x	
								<i>Juncus inflexus</i> L.	x		
								<i>Poa palustris</i> L.	x		
								<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	x	x	

Tab. 1: Liste der in den Jahren 2002, 2008 und 2017 im Rheintalbinnenkanal gefundenen Arten, alphabetisch geordnet



Ökoindex: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht
Trophieindex: hellgrün = mesotroph, dunkelgrün = meso-eutroph, orange = eutroph | α-Diversität: rot = abnehmend, weiß = gleichbleibend, grün = zunehmend
 verbreitert = [white bar], selten = [black bar], häufig = [black bar]

Abb. 5: Verbreitungsdiagramm der Hydrophyten. Die Anordnung der Abschnitte von links nach rechts entspricht der Fließrichtung.

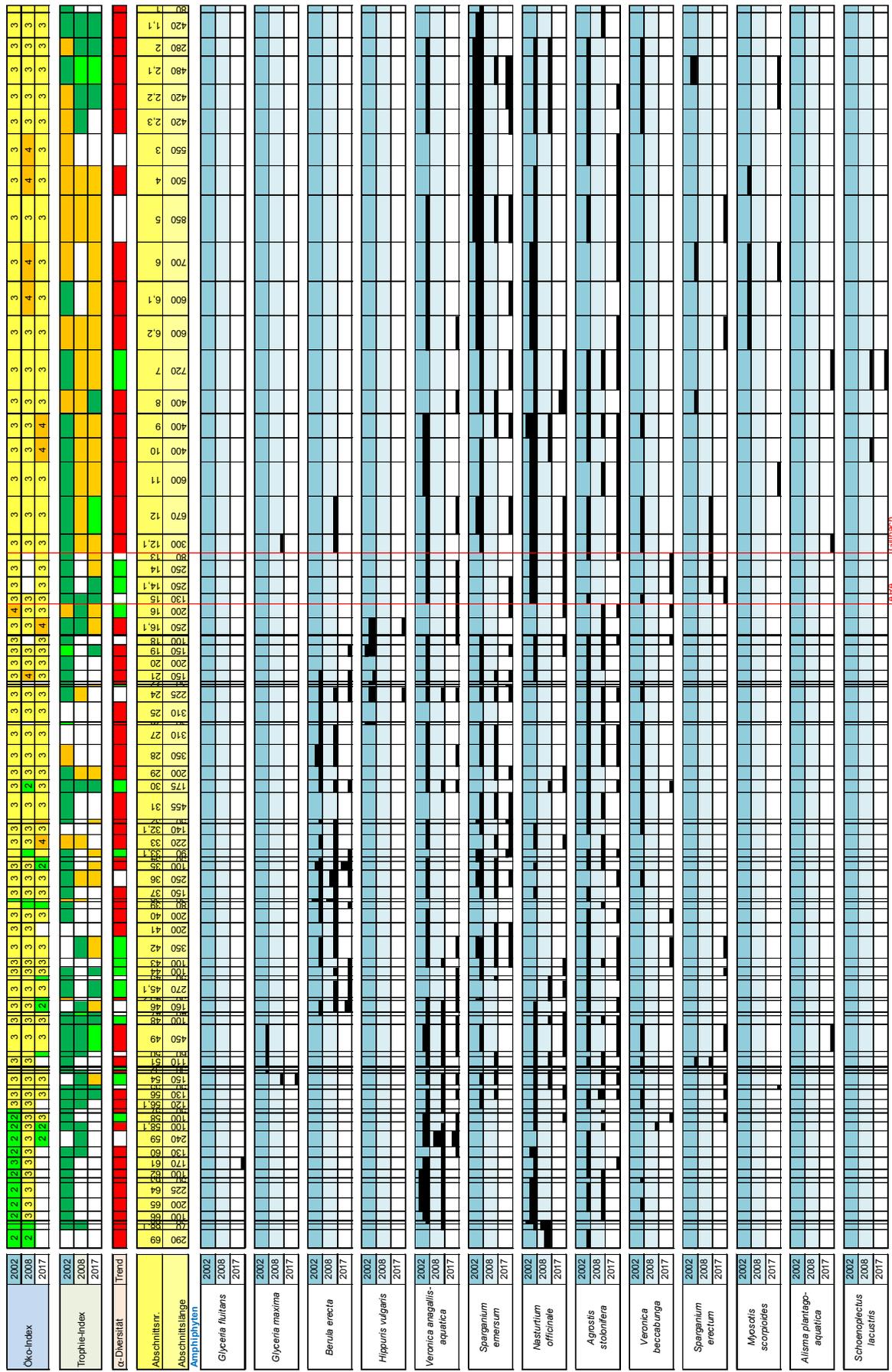


Abb. 6: Verbreitungsdiagramm der Amphiphyten. Die Anordnung der Abschnitte von links nach rechts entspricht der Fließrichtung.

Agrostis stolonifera, *Nasturtium officinale*, *Elodea canadensis* und *Phalaris arundinacea* in den Jahren 2008 und 2017 unerreicht. Das Set der vier am weitesten verbreiteten Arten veränderte sich in der Zusammensetzung über die Jahre hinweg stark, und keine von ihnen war darin durchgehend vertreten; im Jahre 2002 waren dies in der Reihenfolge ihrer relativen Areallänge *Callitriche palustris* agg., *Fontinalis antipyretica*, *Veronica anagallis-aquatica* und *Sparganium emersum*. Im Jahre 2008 fanden *Elodea canadensis*, *Fontinalis antipyretica*, *Phalaris arundinacea* und *Potamogeton natans* die weiteste Verbreitung und im Jahre 2017 erreichten *Phalaris arundinacea*, *Agrostis stolonifera*, *Callitriche palustris* agg. und *Potamogeton natans* die größten Areallängen.

Stetig angestiegen sind die relativen Areallängen von *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum* und *Sparganium erectum*. Stetig abgenommen haben die relativen Areallängen von *Fontinalis antipyretica*, *Elodea canadensis* und *Glyceria maxima*. Besonders große Schwankungen über die drei Kartierungen zeigen die relativen Areallängen der Hydrophyten *Callitriche palustris* agg., *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus* sowie der Amphiphyten *Veronica anagallis-aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Sparganium emersum* und *Veronica beccabunga*.

Relative Pflanzenmenge (RPM)

Beim Vergleich der prozentuellen Anteile der Arten an der Gesamtpflanzenmenge (RPM) sind deutliche Unterschiede zwischen den drei Kartierungen erkennbar (Abb. 8 und 9). Seit der Erstkartierung von 2002 hat sich der Schwerpunkt der Pflanzenmengen auf die Gruppe der Hydrophyten verschoben. Es sind vor allem 8 Arten, von denen *Potamogeton pectinatus* mit 17,1 % der Gesamtpflanzenmenge in der Aufnahme von 2017 den bislang höchsten Wert erreicht. Werden die vier mengenstärksten Arten der drei Kartierungen betrachtet,

ergibt sich ein wechselvolles Bild bei dem nur *Elodea canadensis* zwar in unterschiedlichen Anteilen, aber durchgehend in allen drei Jahren vertreten ist. Zu den mengenstärksten Vier zählen in den zwei Kartierungen von 2008 und 2017 neben *Potamogeton pectinatus* und *Elodea canadensis* noch *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum* und *Fontinalis antipyretica*. Durch die Verlagerung der Mengenmächtigkeit der Arten werden *Callitriche palustris* agg. und *Ranunculus trichophyllus* fortschreitend nach hinten gereiht. Arten mit einer sehr geringen Relativen Pflanzenmenge sind *Hippuris vulgaris* und *Groenlandia densa*. Nicht wiedergefunden wurden in diesem Jahr *Potamogeton filiformis*, *Elodea nuttallii* und *Potamogeton coloratus*.

Der Anteil der Amphiphyten an der Gesamtpflanzenmenge war im Jahr 2002 deutlich höher als in den darauf folgenden Kartierungen. Besonders *Sparganium emersum*, das 2002 in den unteren Abschnitten 1 bis 6.2 noch sehr stark vertreten war, hat ihre dominante Stellung zuerst im Jahre 2008 an *Elodea canadensis* und *Potamogeton natans* und dann im Jahre 2017 an *Potamogeton pectinatus* und *Potamogeton natans* verloren. Auch *Nasturtium officinale* agg. weist in den beiden Kartierungen nach 2002 einen wesentlich geringeren Anteil an der Gesamtpflanzenmenge auf. Es hat vor allem in den obersten Abschnitten (Abschnitte 60 bis 69) und in den Abschnitten unterhalb der Abwasserkläranlage (Abschnitte 4 bis 15) sehr stark an Präsenz verloren bzw. ist im Jahr 2017 über weite Strecken überhaupt nicht mehr nachzuweisen gewesen. Ähnlich ist die Entwicklung der Vorkommen von *Veronica anagallis-aquatica*, die allerdings nach dem Totalausfall in den Abschnitten unterhalb der Abwasserkläranlage im Jahre 2008 sich bis zum Jahre 2017 wieder weiter verbreiten konnte. Die vornehmlich am Gewässerrand wachsende *Agrostis stolonifera* agg. bildete 2002 in vielen Abschnitten verteilt über die gesamte Fließgewässerstrecke noch geschlos-

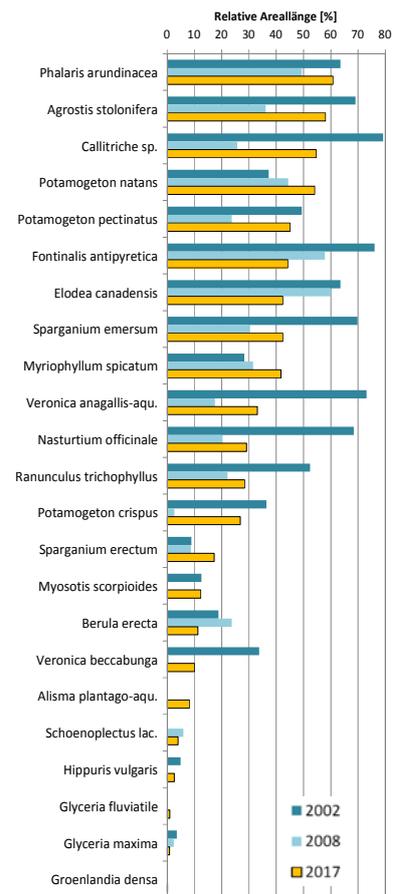


Abb. 7: Relative Areallängen der Hydro- und der Amphiphyten.

sene Räslein aus. Bei den folgenden Kartierungen waren die Vorkommen weniger häufig und auffallend schütter. Erwähnenswert, weil in etlichen Abschnitten oberhalb der Kläranlage Aspekt bestimmend, ist *Berula erecta*, deren Vorkommen sich nicht stark verändert haben.

Makrophyten- α -Diversität

Die Artendiversität, berechnet nach VEIT & KOHLER (2007), dient in der vorliegenden Arbeit der qualitativen Einschätzung des Entwicklungstrends innerhalb der einzelnen Abschnitte. Die Trends, bezogen auf das »Referenzjahr« 2002, sind farblich in den Verbreitungsdiagrammen (Abb. 5 und 6) als »zunehmend«, »gleichbleibend« oder »abnehmend« dargestellt. In der Abbildung 5 bzw. 6 ist ersichtlich, dass die α -Diversität in den meisten Abschnitten über die drei Kartierungen hinweg abgenommen hat. Die weni-

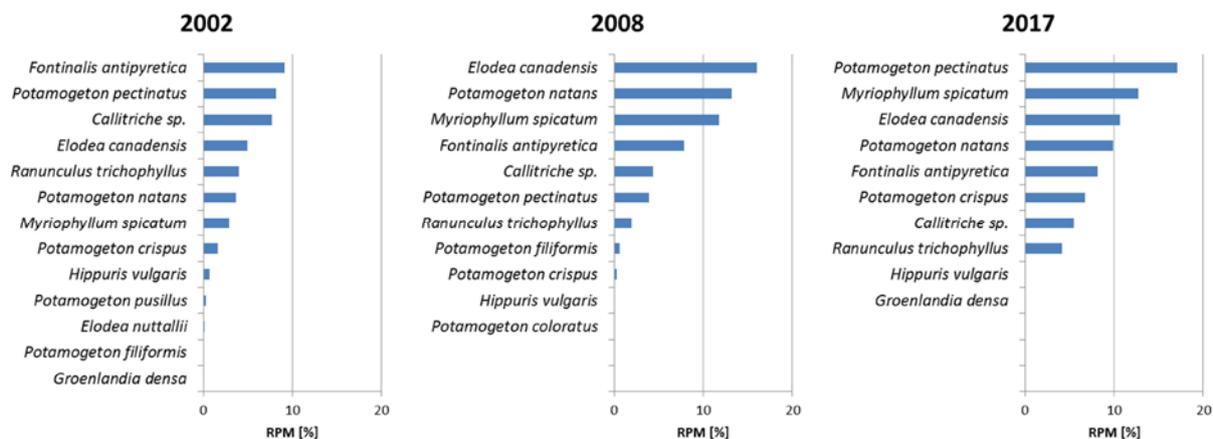


Abb. 8: Relative Pflanzmengen der Hydrophyten.

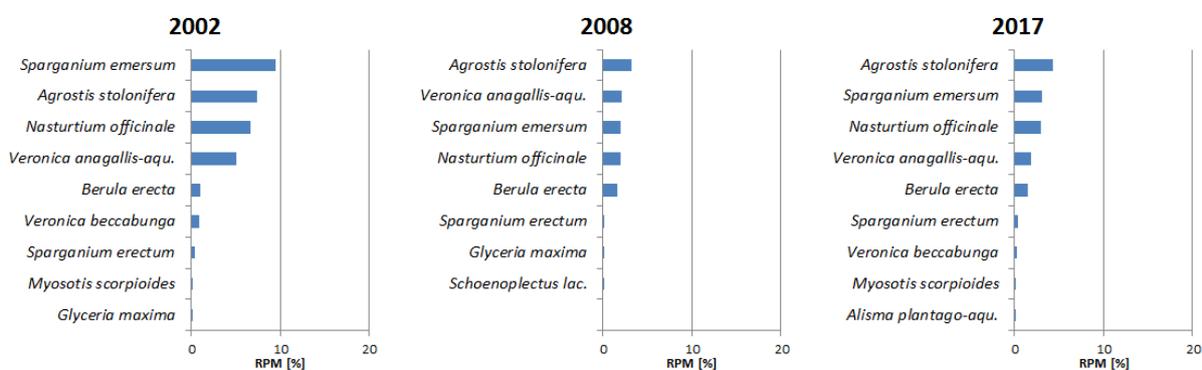


Abb. 9: Relative Pflanzmengen der Amphiphyten.

gen Bereiche mit zunehmender Diversität liegen westlich des Kummbergs (Abschnitte 42 bis 48, 54 und 58) sowie bei der Abwasserkläranlage Hohenems (Abschnitte 16 und 14) und im Naturschutzgebiet »Gsieg und Obere Mäher« (Abschnitt 7).

Ökologisches Potenzial im Sinne der WRRL

Die errechneten Indexwerte für die Qualitätskomponente »Makrophyten« zur Beschreibung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials (nach PALL & MAYERHOFER 2015) lassen für das Jahr 2017 zwei Zonen unterschiedlicher Qualitäten erkennen. Oberhalb des Abschnittes 33 (Zollübergang Mäher) zeigt sich tendenziell ein besserer ökologischer Zustand als in den Abschnitten unterhalb. So ist der ökologische Zustand 2017 bei mindestens 16 % der oberen Gewässerstrecke als »gut« zu bewerten (35 % konnten aufgrund zu geringer Mengen nicht bewertet werden).

Die Bewertung der unteren Abschnitte ergab keine Einstufung als »gut«, dafür aber sind neben den 90 % mit der Beurteilung »mäßig« noch 10 % der Fließstrecke als »unbefriedigend« einzuschätzen (Abb. 10).

Die Erstkartierung im Jahre 2002 dokumentiert noch ein deutlich besseres Bild des ökologischen Zustands. Damals erreichten bei Betrachtung derselben Gewässerstrecke oberhalb des Abschnittes 33 noch 32 % der Strecke eine Beurteilung als »gut« und nur 68 % als »mäßig«. Auch der ökologische Zustand der unteren Strecke erwies sich mit nur 2 % der Länge, die als »unbefriedigend« eingestuft wurde, als etwas besser als im Jahre 2017 (Abb. 10).

Sechs Jahre später (2008) zeigten sich die Verhältnisse zum Schlechteren gewendet. Während nur noch 11 % der oberen Fließgewässerstrecke mit »gut« und 89 % mit »mäßig« beurteilt wurden, sind bei der unteren Strecke zwar 1 % als gut, aber mindestens

18 % als »unbefriedigend« zu bezeichnen (6 % konnten nicht beurteilt werden).

Trophie

Bei Betrachtung der genauen Werte des Makrophytenindex (TIM nach SCHNEIDER 2000) der drei Kartierungen des Rheintalbinnenkanals ist hinsichtlich der trophischen Situation nahezu im gesamten Gewässerverlauf eine Tendenz hin zu eutropheren Verhältnissen erkennbar. In den Verbreitungsdiagrammen (Abb. 5 und 6) sind die Berechnungen als farblich unterscheidbare Trophiestufen dargestellt. Im Jahre 2002 erreichten 9 Abschnitte eine Einstufung als eutroph. Bei den folgenden Untersuchungen haben 2008 schon 23 Abschnitte und 2017 sogar 33 Abschnitte die Schwelle zwischen meso-eutroph zu eutroph überschritten. Am deutlichsten zeichnet sich die Trophie-Erhöpfung zwischen Hohenems und Koblach (Abschnitte 23 bis 46) und im landwirtschaftlich

genutzten Grünland zwischen Dornbirn und Lustenau (Abschnitte 2.2 bis 7) ab.

Aber es sind auch Bereiche mit einer Tendenz zu einem niedrigerem Trophiegrad auszuweisen: die Abschnitte 49 und 50, Abschnitt 12 und Abschnitt 2.1 (alle mesotroph) sowie Abschnitte 47 und 48, Abschnitt 19 und Abschnitte 1, 1.1, 2 und 2.2 (alle meso-eutroph). Im Einflussbereich der Abwasserkläranlage Hohenems (Abschnitt 15) zeigt der Makrophytenindex bei allen drei Kartierungen eine leichte Verringerung der Trophie an, die aber schon bald mit der fließenden Welle höhere Werte annimmt.

5 Diskussion

Insgesamt hat sich der Zustand des Rheintalbinnenkanals gemessen an der Makrophytenarten- und -mengen-Zusammensetzung in den Jahren 2002 bis 2017 leicht verschlechtert. Deutlich wird dies an der Bewertung des ökologischen Potentials (Abb. 10). Sowohl in der oberen als auch der unteren Gewässerstrecke hat sich die Anteilsmäßige Zusammensetzung der Güteklassen zu schlechteren Bewertungsklassen hin verschoben. Dies wird besonders durch die Zunahme der Störzeiger *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus* indiziert. Abschnittsweise hat auch die Zunahme von *Elodea canadensis* zu einer schlechteren Bewertung geführt (Abschnitte 9, 14 bis 16.1, 19, 46). Durch die wesentlich stärkere Beschattung ist in den Abschnitten 60 bis 69 kaum mehr Makrophyten-Bewuchs feststellbar, womit die Berechnung des ökologischen Potentials nicht mehr möglich ist (Aussparungen in den Tortendiagrammen in Abb. 10).

Einem guten ökologischen Potential abträglich ist auch die über weite Strecken beobachtbare abnehmende Artenvielfalt (α -Diversität, Abb. 5, 6). Davon sind vor allem Amphiphytenarten betroffen, die tendenziell geringere Mengen ausbilden (Abb. 8, 9) und ge-

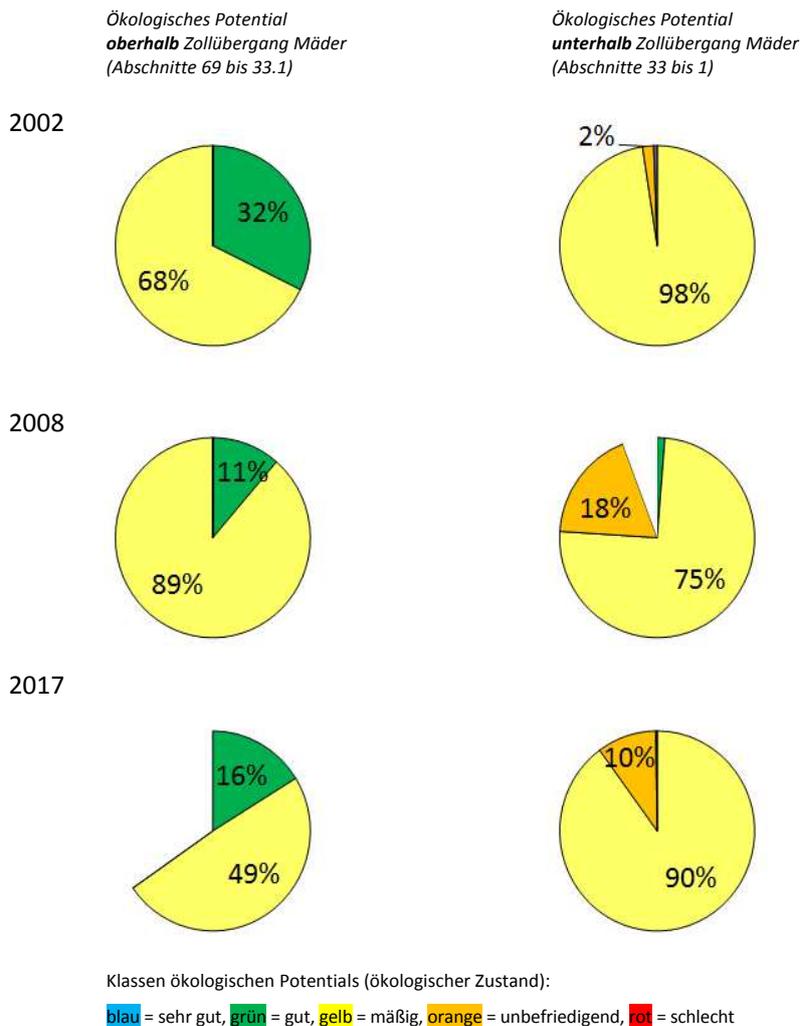


Abb.10: Rheintalbinnenkanal: Anteilsmäßige Zusammensetzung der Fließstrecken mit unterschiedlichem ökologischen Potential gemäß der WRRL. Details siehe Text.

ringere relative Areallängen erreichen (Abb. 7). Völlig ausgefallen sind im Jahre 2017 insgesamt 11 Arten. Es sind dies ausschließlich Arten, die in früheren Kartierungen nur in sehr geringen Mengen vertreten waren: *Elodea nuttallii*, *Potamogeton coloratus*, *Potamogeton bertholdii* und *Potamogeton filiformis*; die helophytischen Arten *Lythrum salicaria*, *Equisetum palustre*, *Juncus articulatus*, *Juncus subnodulosus*, *Juncus effusus*, *Juncus inflexus* und *Scirpus sylvaticus* kamen 2002 in den obersten Abschnitten 54 bis 69 vor, wo sie im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen angepflanzt worden sind und durch die zunehmende Beschattung wieder verschwunden sind.

Leicht und stetig erhöht hat sich im Laufe der 15 Jahre auch die durch die

Makrophyten indizierte Trophie des Rheintalbinnenkanals. Dies dürfte allein auf einen vermehrten Nährstoffeintrag zurückzuführen sein (Abschnitte mit starken Veränderungen der Beschattung wurden von den Berechnungen ausgenommen). Zwischen Hohenems und Koblach ist als augenscheinlichstes Indiz vor allem die Zunahme von *Potamogeton crispus* zu nennen und in den Abschnitten des Grünlandes zwischen Lustenau und Dornbirn tragen üppige Vorkommen von *Potamogeton pectinatus* zusammen mit *Myriophyllum spicatum* zur Indikation eutropher Verhältnisse bei. In beiden Bereichen sind die Einträge aus Acker- und Grünland als Quellen von Nährstoffeinträgen zu vermuten. Alle drei Arten gelten als besonders

eutraphent und kommen mit höheren Nährstoffbelastungen besser zurecht als andere Arten (KÖHLER 1976; MELZER 1988; SCHNEIDER 2000).

Bemerkenswert ist die leicht verringerte Trophie im unmittelbaren Einflussbereich der ARA Hohenems. Hier führt vor allem der Zeigerwert von *Potamogeton natans* – wie dann auch in den Abschnitten 12 und 1 bis 2.2 – zu einer besseren Bewertung des trophischen Zustands.

Die ARA Hohenems markiert zwischen Abschnitt 15 und 16 in allen drei Untersuchungen die Stelle, an der die Charakteristik der submersen Wasservegetation der oberen Gewässerstrecke endgültig endet. In ihrem unmittelbaren Einflussbereich fallen die meisten Hydrophyten aus oder treten nur in geringen Mengen auf (Abb. 5). Allein *Elodea canadensis* zeigte sich im Jahre 2017 als ausreichend belastbar und entwickelte große Pflanzenmengen. Besonders bei Einleitungen aus Siedlungsgebieten sind neben Nährstoffeinträgen auch mit Auswirkungen verschiedener Substanzen, z. B. aus Hausfassaden, zu rechnen (BURKHARDT et al. 2009).

Mit der Einmündung des Gillbachs zwischen den Abschnitten 12.1 und 13 beginnt die für die untere Fließstrecke typische Artenzusammensetzung eutraphenter Hydrophyten. Sie bedingen eine Bewertung als eutroph: *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Elodea canadensis* und *Potamogeton natans*. Allerdings lassen diese vier Arten hier »vikariierende« Tendenzen erkennen. *Potamogeton natans* hat in den obersten und untersten Abschnitten seinen Vorkommensschwerpunkt, *Myriophyllum spicatum* beschränkt sich auf die obere Hälfte und *Potamogeton pectinatus* ist vornehmlich auf die untere Fließstrecke konzentriert. *Elodea canadensis* kommt eher im mittleren Bereich vor, hat aber im Jahr 2017 eine deutlich geringere Verbreitung als in den Jahren zuvor. Neben der Nährstofffracht ist für diese eutraphenten Arten besonders auch die kaum behinderte Sonneneinstrahlung

als fördernder Faktor für die Ausbildung der großen Pflanzenmengen in der unteren Hälfte des Rheintalinnenkanals als ursächlich anzusehen (vergleiche ABERNETHY et al 1996).

5.1 Veränderungen der Makrophytenvorkommen in den Bereichen mit Gewässerneugestaltungen

Gewässerbettumbau zwischen km 7,18 und 8,33 in den Jahren 2004/05 (Abschnitte 9 bis 11)

Die zweite Makrophyten-Kartierung erfolgte 2008 und somit drei Jahre nach Abschluss des Gewässerumbaus in diesen Abschnitten. Damals konnten von dem im Jahre 2002 festgestellten Artenset die Arten *Fontinalis antipyretica*, *Callitriche palustris* agg., *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus* und *Veronica anagallis-aquatica* nicht wieder gefunden werden. Bis zum Jahre 2017 gelang es dann allen Arten, außer *Fontinalis antipyretica*, *Ranunculus trichophyllus* und *Veronica anagallis-aquatica*, sich wieder anzusiedeln. Die Arten *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton crispus* waren bei der Wiederbesiedelung und die frühesten Hydrophyten und erreichten schon 2008 Mengenausprägungen wie vor dem Umbau. Alle drei Arten sind nach der Literatur als »disturbance-tolerant« bekannt (ABERNETHY et al. 1996; THIÉBAUT et al. 2008) bzw. vermehren sich vegetativ schnell und leicht durch abgebrochene Sprosssegmente (NICHOLS & SHAW 1986).

In allen drei Abschnitten verringerte sich im Vergleich mit den Ergebnissen des Jahres 2002 die α -Diversität. Die Abschnitte 11 und 9 weisen nach der Umgestaltung eine leichte Zunahme auf. Im Abschnitt 10 verringerte sich die α -Diversität weiterhin leicht. Nach dem Ökoindex erhalten zwischen den Jahren 2002 und 2008 alle drei Abschnitte unverändert das Prädikat »mäßig«. Bis zum Jahr 2017 verschlechterte sich das ökologische

Potential der Abschnitte 9 und 10 allerdings auf »unbefriedigend«. Bei der Trophie-Indikation erhielten alle drei Abschnitte nach dem Jahr 2002 eine gleichbleibende Bewertung als »eutroph«. Die Verschlechterung der Situation wird besonders durch das verstärkte Auftreten der Arten *Potamogeton crispus* und *Elodea canadensis* und die starke Abnahme von *Sparganium emersum*, *Nasturtium officinale* und *Veronica anagallis-aquatica* angezeigt.

Gewässerbettumbau zwischen km 8,33 und 9,57 in den Jahren 2012/13 (Abschnitte 12 und 12.1)

Vier Jahre nach der Umgestaltung der 1,24 km langen Gewässerstrecke konnten die Arten *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Sparganium erectum* und *Berula erecta* nicht wiedergefunden werden. Die anderen Arten *Callitriche palustris* agg., *Elodea canadensis*, *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum*, *Sparganium emersum*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis-aquatica* und *Agrostis stolonifera* traten 2017 wieder in ähnlichen Mengenausprägungen wie vor dem Umbau auf. Neu (durch die ökologisch aufgewerteten Ufer) hinzugekommen ist *Alisma plantago-aquatica*. Anders als in den Abschnitten 9 bis 11 wurde nicht das gesamte Substrat des Kanalbettes ausgetauscht, so dass vom Verbleib von Pflanzenteilen im Kanal ausgegangen werden kann. Einflüsse durch den Gillbach (Verdünnung der aus der ARA eingeleiteten Wässer, Funktion als Diasporenbank) und die dadurch begünstigte massenhafte Ausbreitung von *Potamogeton natans* (daraus resultierend eine starke Abschattung durch die Schwimmblätter) dürften hier maßgeblich für die Ausbildung des neuen Artenspektrums gewesen sein. Zudem hat die bessere Wasser-Land-Verzahnung in diesen Abschnitten die Ausbreitung der oben angeführten Amphiphyten begünstigt.

Auch in den Abschnitten 12 und 21.1 hat sich die α -Diversität stetig ver-

ringert. Hier war der Rückgang aber schon vor der Umgestaltung feststellbar. Die Bewertung des ökologischen Potentials blieb seit 2002 unverändert »mäßig«. Die Trophie hingegen hat sich im Abschnitt 12 seit der Neugestaltung von »eutroph« auf »mesoeutroph« verbessert. Diese Veränderungen werden vor allem durch den Ausfall von *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus*, die Abnahme von *Myriophyllum spicatum* und die starke Mengenausprägung von *Potamogeton natans* angezeigt.

Baumaßnahmen zwischen km 10,95 und 11,00 in den Jahren 2012/13 (Abschnitt 17)

Beim Bau der Abflussdrosselanlage handelt es sich um einen massiven aber kleinräumigen Eingriff. Während sich die Artenvielfalt im 20 m langen unmittelbar oberhalb liegenden Abschnitt durch die nun reichere Ökonomie deutlicher erhöht hat (α -Diversitätsanstieg von 4,6 auf 27,7), ist das Vorkommen von *Potamogeton filiformis* hier im Mündungsbereich des Emmebachs zerstört worden.

6 Literatur

- ABERNETHY, V. J., SABBATINI, M. R. & MURPHY, K. J. (1996): Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. – *Hydrobiologia*, 340 (1): 219-224.
- BURKHARDT, M., JUNGHANS, M., ZÜLEEG, S., SCHOKNECHT, U., LAMANI, X., BESTER, K., VONBANK, R., SIMMLER, H. & BOLLER, M. (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. – *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 21: 36-47.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT (Hrsg.) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, L 327: 72 S.
- JÄGER, D. (2005): Makrophyten-Inventar aus-gesuchter Fließgewässer Vorarlbergs. – unveröff. Projektbericht i. A. inatura - Erlebnis Naturschau Dornbirn: 114 S., Hohenems.
- JÄGER, D. (2008): Gewässermonitoring: Makro-phyten. Entwicklung der Wasserpflanzenvegetation nach Kartierungsergebnissen aus den Jahren 2002 und 2008. Alter Rhein bei Höchst und Gaißau, Rheintalbinnenkanal, Scheibenkanal bei Lustenau, Hohenemser Ache. – unveröff. Projektbericht i. A. inatura Erlebnis Naturschau GmbH: 23 S., Hohenems.
- KOHLER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastung von Fließgewässer-Ökosystemen. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Wien*, 1975: 255-276.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – *Landschaft und Stadt*, 10: 73-85.
- KOHLER, A., HEIMBERGER, K. & ZELTNER, G.-H. (1994): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene) – Ihre Entwicklung 1973 bis 1994. – *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Univ. Hohenheim, Beiheft 1*: 101 S.
- KOHLER, A. & JANAUER, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. – In: STERNBERG, CH., BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie: VIII-1.1.3.*; Landsberg (Ecomed).
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. – *Habilitationsschrift der TU München*, 249 S.
- NICHOLS, St. A. & SHAW, B. H. (1986): Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. – *Hydrobiologia*, 131: 3-21.
- PALL, K. & JANAUER, G. A. (1995): Die Makrophyten-Vegetation von Flusssstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluss-km 2552.0 und 2511.8 in der Bundesrepublik Deutschland. – *Archiv für Hydrobiologie. Suppl.* 101, Large Rivers 9/2: 91-109.
- PALL, K. & MAYERHOFER, V. (2015): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 Makrophyten [Fließgewässer]. – Version A4-01h_MPH: 68 S.; Wien (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft).
- SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. – 182 S.; Aachen (Shaker).
- THIÉBAUT, G., DI NINO, F., PELTRE, M.-C. & WAGNER, P. (2008): Management of Aquatic Exotic Plants: The Case of *Elodea* Species. – In: SENGUPTA, M. & DALWANI, R. (Eds.). *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*: 1058-1066.
- VEIT, U. & KOHLER, A. (2008): Bewertung der Makrophyten-Biodiversität in Fließgewässern. – *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Univ. Hohenheim*, 17: 57-68.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Inatura Forschung online](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [54](#)

Autor(en)/Author(s): Jäger Dietmar

Artikel/Article: [Makrophytenvegetation Vorarlberger Fließgewässer: Der Rheintalbinnenkanal – Vergleich der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2002, 2008 und 2017 1-10](#)