



Das Phytoplankton des Rheins 2018

Internationale
Kommission zum
Schutz des Rheins

Commission
Internationale
pour la Protection
du Rhin

Internationale
Commissie ter
Bescherming
van de Rijn

Bericht Nr. 273



Impressum

Herausgeberin:

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, D 56068 Koblenz

Postfach 20 02 53, D 56002 Koblenz

Telefon +49-(0)261-94252-0, Fax +49-(0)261-94252-52

[E-mail: sekretariat@iksr.de](mailto:sekretariat@iksr.de)

www.iksr.org

Das Phytoplankton des Rheins 2018

- Federführer und Verfasser: Helmut Fischer, Bundesanstalt für Gewässerkunde;
- Bearbeitung: Mechthild Banning, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden;
 Thomas Ehlscheid, Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU);
 Jochen Fischer (Vorsitzender EG BMON), Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU);
 Paulin Hardenbicker, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV);
 Jochen Lacombe, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV);
 Guillaume Demortier, Agence de l'Eau Rhin-Meuse ;
 David Monnier (Vorsitzender AG B), Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA);
 Marieke Ohm, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat- Rijkswaterstaat- WVL;
 Franz Schöll, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG);
 Renate Semmler-Elpers, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW);
 Yael Schindler, Bundesamt für Umwelt (BAFU)
- Koordination und Redaktion: Laura Poinsoot, Nikola Schulte-Kellinghaus, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Inhalt

Zusammenfassung	3
1. Einleitung	4
2. Methoden	5
2.1 Untersuchungsumfang	5
2.2 Methodik	6
3. Ergebnisse	7
3.1 Abfluss	7
3.2 Nährstoffe	8
3.3 Phytoplankton	10
3.3.1 Räumliche und saisonale Dynamik des Chlorophyllgehalts	10
3.3.2 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons	12
3.4 Zooplankton	13
3.5 Vergleich der Ergebnisse mit früheren Untersuchungen	14
4. Literatur	17

Zusammenfassung

Als Plankton werden im Wasser schwebende, meist mikroskopisch kleine Organismen bezeichnet. Es ist in großen Flüssen ein wesentlicher Bestandteil des Ökosystems. Einzellige Algen, das sogenannte Phytoplankton verursachen bei starker Entwicklung die bekannten Eutrophierungserscheinungen wie erhöhte Trübung und Sauerstoffzehrung beim späteren Abbau der Biomasse. Das Phytoplankton des Rheins vom Bodensee bis zum Deltagebiet wurde 2018 im Rahmen des Rheinmessprogramms Biologie untersucht. Das Monitoringprogramm soll den Bestand und die räumlich-zeitliche Entwicklung des Phytoplanktons erfassen. Gleichzeitig erfüllt es die Anforderungen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie, den ökologischen Zustand des Rheins anhand des Phytoplanktons und anderer Biokomponenten zu bewerten.

Die mittlere Biomasse des Phytoplanktons, gemessen als Chlorophyll *a*-Konzentration und als Biovolumen, war auf der Fließstrecke vom Bodensee bis Karlsruhe sehr gering. Ab der Messstation Karlsruhe nahm die Biomasse allmählich zu und erreichte ihr Maximum am Niederrhein an den Messstationen Bimmen/Lobith nahe der deutsch-niederländischen Grenze. Die jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons wurde stark durch die lange sommerliche Niedrigwasserperiode im Jahr 2018 geprägt. Während eine typische Frühjahrsalgenblüte 2018 nur am Niederrhein an der Messstelle Bimmen beobachtet wurde, entwickelte sich im August 2018 im Unterschied zu früheren Jahresgängen entlang der Fließstrecke eine ausgeprägte sommerliche Algenblüte. Diese prägte sich mit zwei Spitzen zunächst als Kieselalgenblüte und direkt anschließend als Grünalgenblüte aus. Sie erreicht dabei stellenweise sehr hohe Chlorophyllkonzentrationen, wie sie seit Beginn der 1990er Jahre nicht mehr gemessen worden waren. Im Verlauf des Deltarheins ging die Phytoplanktonbiomasse wieder etwas zurück. Die Nebenflüsse Lahn, Mosel und in geringerem Maße auch der Main bildeten ebenfalls starke sommerliche Phytoplanktonblüten im Jahr 2018 aus. Ein neues und bedenkliches Phänomen war die starke Cyanobakterien(Blualgen)blüte in der Mosel. Im Gegensatz dazu blieben die Phytoplanktondichten in den Nebenflüssen Aare und überraschend auch im Neckar gering.

Das tierische Plankton (Zooplankton), dem das Phytoplankton als Nahrungsquelle dient, wurde vom nördlichen Oberrhein bis zum Niederrhein erhoben. Es erreichte nur geringe Individuenzahlen. Sein dezimierender Einfluss auf das Phytoplankton wird daher ebenfalls als gering eingeschätzt. Rädertierchen (Rotatorien) traten innerhalb des Zooplanktons am häufigsten auf, zeitweise spielten auch freischwimmende Muschellarven und in der Mosel während der Blualgenblüte das Crustaceenplankton eine Rolle.

Im Langzeittrend geht die Phytoplanktonbiomasse seit den 1980er Jahren zurück und korreliert mit dem Rückgang der Nährstoffkonzentrationen und der Einträge an Phytoplankton aus dem Bodensee. Vermutlich ist dieser Rückgang zu einem gewissen Anteil auch durch die Filtrationsaktivität eingewanderter Muscheln begründet. Auch im Frühjahr des Jahres 2018 war die Phytoplanktonbiomasse verglichen mit früheren Jahren zunächst relativ gering. Die Phytoplanktonbiomassen im Sommer waren allerdings außergewöhnlich hoch. Das langfristige zukünftige Monitoring wird zeigen, ob es sich hierbei um einen Einzelfall in einem extrem trockenen und warmen Jahr handelte oder ob die Klimaentwicklung solche Algenblüten in Zukunft fördert und damit den Bemühungen um eine Verbesserung des trophischen Zustands des Rheins entgegenwirkt.

1. Einleitung

Das Plankton (im Wasser schwebende, meist mikroskopisch kleine Organismen) ist in großen Flüssen ein wesentlicher Bestandteil des Ökosystems. Einzellige Algen, das sogenannte Phytoplankton, verursachen bei starker Entwicklung die bekannten Eutrophierungserscheinungen wie erhöhte Trübung und Sauerstoffzehrung beim späteren Abbau der Biomasse.

Das Wachstum des Phytoplanktons wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Wie alle grünen Pflanzen benötigt es Licht und Nährstoffe. Daher ist die Entwicklung des Phytoplanktons in tiefen Gewässerabschnitten häufig durch die Lichtverhältnisse begrenzt. Die Planktonentwicklung im Längsverlauf eines Flusses wird außerdem indirekt durch den Abfluss und die Strömungsbedingungen gesteuert. Niedrige Abflüsse oder Stauhaltungen erhöhen die Aufenthaltszeit des Wassers und somit die Zeit, in der sich das Phytoplankton entwickeln kann, während hohe Abflüsse die Aufenthaltszeiten des Wassers verkürzen und das Plankton aus dem Gewässer spülen. Letzteres gilt in noch stärkerer Weise für das tierische Plankton (Zooplankton), welches sich aufgrund seiner längeren Generationszeit nur in den Unterläufen der Flüsse, in Altwässern oder in stauregulierten Abschnitten zu größeren Mengen entwickeln kann. Bei starker Planktonentwicklung, wie in den stauregulierten Nebenflüssen des Rheins, beeinflusst die Phytoplanktonentwicklung den Nährstoffhaushalt und besonders den Sauerstoffhaushalt.

Das Phytoplankton spielt eine wichtige Rolle im Nahrungsnetz größerer Flüsse. Es kann sowohl von Zooplankton als auch von filtrierenden Organismen am Gewässergrund (Muscheln, insbesondere die Dreikantmuschel *Dreissena* sp. und die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea*) aufgenommen werden. Dabei können, wenn die Zooplanktonkonzentrationen sehr hoch oder die Muschelpopulationen groß sind, erhebliche Mengen Phytoplankton aus der Wassersäule entfernt werden. Die Jungfischstadien vieler Arten sind auf planktische Nährtiere angewiesen. Die planktische Primärproduktion ist also eine wesentliche Nahrungsgrundlage für das weitere Nahrungsnetz und damit für höhere Organismen wie Fische.

Das Phytoplankton wird als biologische Qualitätskomponente zur Bewertung der Gewässergüte nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) genutzt. In die Berechnung des Phytoplanktonindex nach dem deutschen Bewertungsverfahren PhytoFluss gehen sowohl die Gesamtbiomasse, gemessen als Chlorophyll *a* (Chla), als auch die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft ein. Die Bewertungsergebnisse für den ökologischen Zustand des Rheins werden in den nationalen Bewirtschaftungsplänen erläutert. Dem aktuellen international koordinierten Bewirtschaftungsplan (BWP) 2015-2021 liegen die Daten aus dem Monitoringprogramm 2012 zugrunde. Die Ergebnisse aus dem Monitoringprogramm 2018 werden in den dritten BWP Rhein Teil A 2021-2027 einfließen. Im Folgenden wird die Planktondynamik des Rheins für das Jahr 2018 dargestellt und mit früheren Bestandsaufnahmen verglichen.

Die Untersuchung des Phytoplanktons verfolgte folgende Ziele:

- Quantitative und qualitative Bestandsaufnahme des Phytoplanktons im Rhein vom Bodensee bis zur Nordsee
- Veränderung der Zusammensetzung und der Biomasse des Phytoplanktons im Längsverlauf des Rheins
- Jahreszeitliche Veränderungen der Zusammensetzung und der Biomasse des Phytoplanktons
- Interpretation der Ergebnisse und Vergleich mit früheren Untersuchungen.

2. Methoden

2.1 Untersuchungsumfang

Im Rahmen des „Rhein-Messprogramms Biologie 2018“ der IKSR wurde der Rhein vom Unterseeablauf des Bodensees (Hochrhein) bis zum Deltarhein in den Niederlanden untersucht. Auch die Mündungen großer Nebenflüsse (Aare, Neckar, Main, Nahe, Lahn und Mosel) wurden in das Programm einbezogen, um deren Einfluss auf die Planktonentwicklung des Rheins zu berücksichtigen.

Die Untersuchung wurde im Auftrag folgender Dienststellen durchgeführt:

Deutschland: Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umwelt (LUBW), Karlsruhe

Rheinland-Pfalz: Landesamt für Umwelt (LfU), Mainz

Hessen: Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden

Nordrhein-Westfalen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV), Recklinghausen

Bund: Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz

Niederlande: Rijkswaterstaat (RWS) Water, Verkeer en Leefomgeving, Lelystad

In Frankreich ist der ursprüngliche natürliche Gewässertyp des Rheins "Très très grand cours d'eau alpin". Der nationale Bezugsrahmen, der in den Ministerialerlassen für die Überwachung und Bewertung des Zustands der Wasserkörper beschrieben ist, hat festgelegt, dass bei diesem Gewässertyp die Qualitätskomponente "Phytoplankton" nicht als relevant für die Bewertung des ökologischen Zustands oder Potenzials angesehen wird. Aus diesem Grund wird sie weder in das Überwachungsprogramm noch in das Bewertungsschema aufgenommen.

Tabelle 1: Liste der Messstellen und zuständigen Behörden

Rheinabschnitt	Fluss	Messstelle	Zuständigkeit	Fluss-Kilometer
Hochrhein	Rhein	Öhningen	Baden-Württemberg, Schweizerische Eidgenossenschaft	23,0
Hochrhein	Rhein	Reckingen	Baden-Württemberg, Schweizerische Eidgenossenschaft	90,1
Südl. Oberrhein	Rhein	Weil	Baden-Württemberg, Schweizerische Eidgenossenschaft	171/173
Südl. Oberrhein	Rhein	Breisach	Baden-Württemberg	225
Nördl. Oberrhein	Rhein	Karlsruhe	Baden-Württemberg	359,2
Nördl. Oberrhein	Rhein	Worms	Rheinland-Pfalz	443,3
Nördl. Oberrhein	Rhein	Mainz	Rheinland-Pfalz	498,5
Mittelrhein	Rhein	Koblenz	BfG	590,3
Niederrhein	Rhein	Bad Honnef	Nordrhein-Westfalen	640,0
Niederrhein	Rhein	Bimmen	Nordrhein-Westfalen	865,0
Niederrhein	Rhein	Lobith	Niederlande	863,3
Deltarhein	Rhein	Maassluis	Niederlande	1019
Rheinzuflüsse				
Hochrhein	Aare	Mündungsbereich	Baden-Württemberg, Schweizerische Eidgenossenschaft	-

Nördl. Oberrhein	Neckar	Mannheim	Baden-Württemberg	3,0*
Nördl. Oberrhein	Main	Bischofsheim	Hessen	4*
Nördl. Oberrhein	Nahe	Bingen-Dietersheim	Rheinland-Pfalz	3,5*
Mittelrhein	Lahn	Lahnstein	Rheinland-Pfalz	136,1**
Mittelrhein	Mosel	Koblenz	BfG	2*

* Der Flusskilometer entspricht hier jeweils der Entfernung von der Mündung in den Rhein.

** Die Zählung der Flusskilometer für diesen Abschnitt der Lahn beginnt bei Gießen (Dutenhofen), die Messstelle liegt etwa 1 km oberhalb der Mündung in den Rhein.

Die Ergebnisse aus dem Jahr 2018 wurden mit den Ergebnissen früherer Messprogramme verglichen und im Zusammenhang mit langfristigen Entwicklungen betrachtet.

Das Messprogramm Phytoplankton umfasste in der „Vegetationsperiode“ zwischen März und Oktober folgende Untersuchungen:

- Chlorophyll *a*-(Chl_a)-Konzentration als Indikator für die Biomasse des Phytoplanktons (i. d. R. mindestens 14tägliche Messungen)
- Analyse der Phytoplanktonzusammensetzung (Bestimmung der Taxa, ihrer Zellzahl, Berechnung des Zellvolumens), i. d. R. mindestens monatlich
- Berechnung des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons
- Erfassung abiotischer Kenngrößen wie Abfluss, Nährstoffkonzentrationen (Gesamt-P und Gesamt-N, ortho-Phosphat, Nitrat, Ammonium und gelöstes Silizium)
- Erhebungen des Zooplanktons an ausgewählten Messstellen

2.2 Methodik

Die Methodik der Probenahme und Zählung des Phytoplanktons nach der deutschen Implementierung der WRRL ist ausführlich in MISCHKE & BEHRENDT (2007) beschrieben. Phytoplankton und Chlorophyll wurden jeweils aus Teilproben der gleichen Schöpfprobe bestimmt.

Die Nährstoffkonzentrationen (Gesamt-P, ortho-P, Gesamt-N, Nitrat, Ammonium, Gelöstes Silikat) und der Chl_a-Gehalt wurden nach DIN in den Labors der beteiligten Institutionen bestimmt. Im Gegensatz zum Bericht 2006/2007 (IKSR 2009), aber konform mit anderen Berichten (z. B. IKSR 2002, 2015) und der internationalen Praxis, wird in dieser Darstellung die „korrigierte“ Chlorophyll *a*-Konzentration verwendet.

Die taxonomische (mikroskopische) Analyse des Phytoplanktons erfolgte nach dem UTERMÖHL-Verfahren durch Bestimmung und Zählung der in Utermöhl-Kammern sedimentierten Algen an einem inversen Mikroskop (Beschreibung in MISCHKE & BEHRENDT 2007). Das Biovolumen eines Taxons erhält man durch Multiplikation der für dieses Taxon ermittelten Zellzahl mit einem für jedes Taxon spezifischen Zellvolumen, das in der Auswertesoftware „PhytoFluss“ hinterlegt ist oder durch eigene Messungen ermittelt wird. Die Summe aller Einzelvolumina der Algen ergibt das Gesamtbiovolumen der Probe.

In den Niederlanden erfolgt die Probenahme gemäß der "Richtlinie zur Überwachung der Oberflächengewässer nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie" (VAN SPLUNDER et al. 2006).

Das Zooplankton als möglicher Einflussfaktor auf das Phytoplankton wurde ab Mainz rheinabwärts an ausgewählten Messstellen beprobt. Hierfür wurden mindestens 20 Liter Wasser durch ein Planktonnetz mit 55 µm Maschenweite geschüttet und das so gefangene Zooplankton nach Anzahl und Taxon erfasst.

3. Ergebnisse

3.1 Abfluss

Die Entwicklung des Planktons hängt wesentlich von der Aufenthaltszeit des Wassers im entsprechenden Flussabschnitt ab. Im Alpenrhein bildet sich wegen der hohen Fließgeschwindigkeit kein Phytoplankton, weshalb dieser Rheinabschnitt nicht Gegenstand der Untersuchung war. Das Abflussgeschehen am Hochrhein und Oberrhein wird maßgebend von den Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze in den Alpen, im Schwarzwald und den Vogesen bestimmt (sogenanntes „nivales Abflussregime“). Die höchsten mittleren Abflüsse treten dort zwischen April und Juni auf. Rheinabwärts gewinnt die Wasserspende durch die Zuflüsse und deren durch Niederschlagsereignisse geprägtes Abflussregime an Bedeutung, die Abflussmaxima verschieben sich zum zeitigen Frühjahr und Winter hin (Übergang zum sogenannten „pluvialen Abflussregime“).

Abbildung 1 zeigt die Abflusskurven der Pegel Karlsruhe-Maxau (Oberrhein), Kaub (Mittelrhein) und Rees (Niederrhein) für das Jahr 2018. Die erste der beiden Abflussspitzen im Januar lag am Pegel Rees mit $7680 \text{ m}^3/\text{s}$ ebenso wie an anderen Pegeln deutlich über dem langjährigen Mittelwert für das jährliche Hochwasser (Pegel Rees, MHQ 1930-2017, $6510 \text{ m}^3/\text{s}$). Aufgrund sehr geringer Niederschläge im Einzugsgebiet gingen die Abflüsse im weiteren Jahresverlauf stark zurück und lagen ab Ende Juni deutlich unter den mittleren Niedrigwasserabflüssen für die jeweiligen Monate. Ab Ende Juli lagen die Abflüsse in einer lang ausgeprägten Niedrigwasserphase für 126 Tage unter dem mittleren jährlichen Niedrigwasser von $1050 \text{ m}^3/\text{s}$, unterbrochen nur von einem kurzen Anstieg im September. Der niedrigste Abfluss am Pegel Rees betrug im Oktober $747 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Niedrigwasserphase wurde durch höhere Abflüsse Anfang Dezember beendet. Ebenfalls außergewöhnlich waren die Wassertemperaturen im Jahr 2018. Sie erreichten an der Messstelle Koblenz der BfG bis zu $28 \text{ }^\circ\text{C}$ im Tagesmittel und lagen über mehrere Wochen hinweg über $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

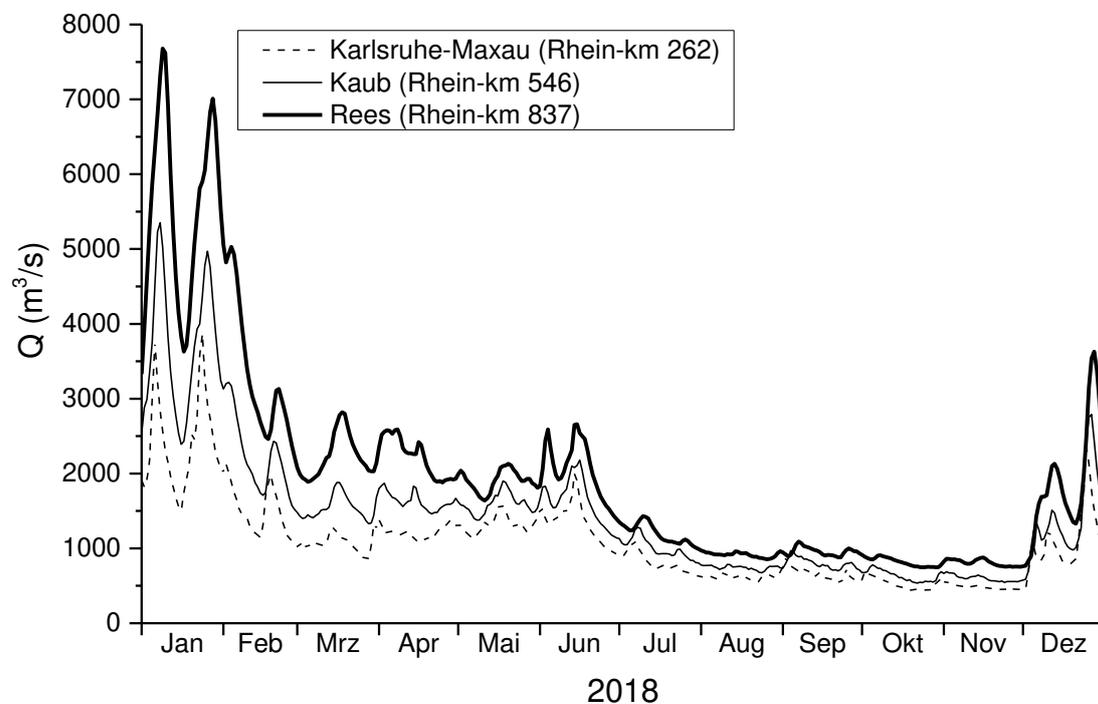


Abbildung 1: Tagesmittelwerte des Abflusses an den Pegeln Karlsruhe-Maxau (Oberrhein), Kaub (Mittelrhein) und Rees (Niederrhein) im Jahr 2018 (Daten der Wasserstraßen und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die BfG).

3.2 Nährstoffe

Erfasst wurden die Pflanzennährstoffe Phosphor (gesamt P, ortho-Phosphat), Stickstoff (gesamt-N, Nitrat, Ammonium) und Silizium (gelöste Kieselsäure). Wegen ihrer besonderen Relevanz für das Phytoplanktonwachstum werden im Folgenden die Phosphorkonzentrationen entlang des Längsverlaufs des Rheins dargestellt (Abbildung 2).

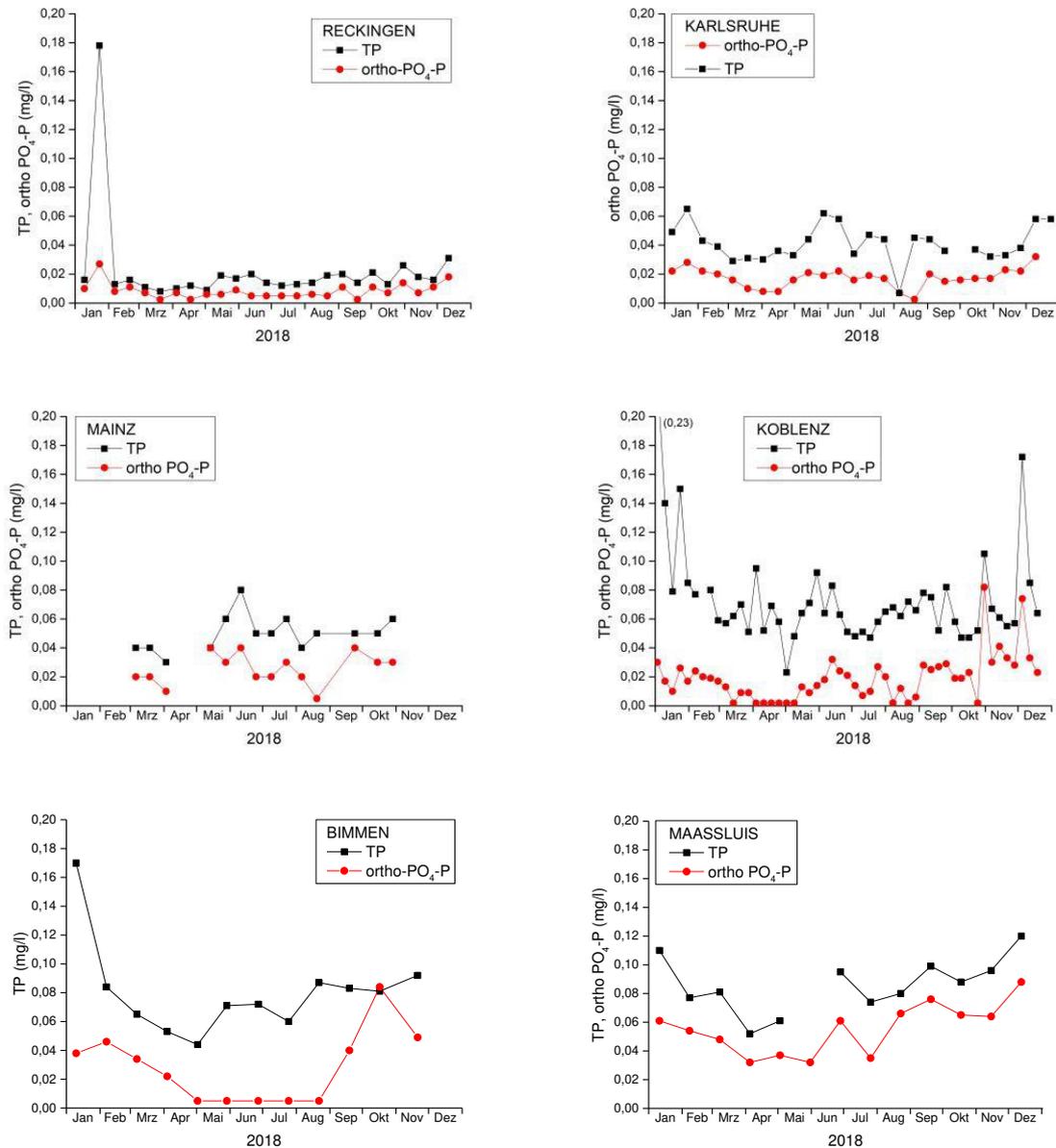


Abbildung 2: Konzentrationen von Gesamt-P (TP) und ortho-PO₄-P während des Jahres 2018 an ausgewählten Messstationen entlang des Rheins.

Die Gesamt-P (TP) Konzentrationen zeigen im Jahresverlauf einen Zusammenhang mit dem Abfluss, mit wahrscheinlich erosionsbedingten Maxima während der hohen Abflüsse im Januar. Im Längsverlauf des Rheins stiegen die TP-Konzentrationen von im Mittel 15 µg/l in Reckingen auf 62 µg/l in Koblenz an, 68 µg/l in Bimmen und 88 µg/l in Maassluis an (Saisonmittel, März – Oktober). Die ortho Phosphat-P Konzentrationen lagen an der Station Öhningen, am Abfluss des re-oligotrophierten Bodensees, zwischen März und Oktober fast durchgehend unter der Bestimmungsgrenze von 5 µg/l (Daten nicht abgebildet). Im Längsverlauf des Rheins stiegen diese Konzentrationen auf Saisonmittelwerte von 19 µg/l in Koblenz und 50 µg/l in Maassluis an.

In der Planktonökologie ist der TP-Gehalt als potenziell verfügbarer Pflanzennährstoff ein Indikator für die potenziell mögliche maximale Biomasseentwicklung. Das gelöste ortho-Phosphat-P dagegen, als direkt pflanzenverfügbarer Nährstoff, wird in seinen Konzentrationen sowohl durch die Einträge als auch durch die Aufnahme durch das Phytoplankton beeinflusst. Daher wurden die niedrigsten ortho-Phosphat-Konzentrationen meist während der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons gemessen, in Koblenz und Bimmen auch während der sommerlichen Algenblüte (vgl. auch Abbildung 4). Eine Nährstofflimitation für das Wachstum des Phytoplanktons tritt in der Regel erst bei Konzentrationen deutlich unter 20 µg/l ortho-Phosphat-P ein. Dieser als positiv zu bewertende Zustand scheint mittlerweile zumindest im Frühjahr an einigen Standorten erreicht zu werden.

Die Konzentrationen weiterer Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, gelöstes Silikat) sind in Tabelle 2 dargestellt. Silizium war bei Planktonmassenentwicklungen bis in die 1990er Jahre ein limitierender Nährstoff für die Entwicklung der Kieselalgen, wurde aber im Jahr 2018 selbst während der kurzen, aber starken Kieselalgenblüte nicht aufgezehrt. Die Siliziumkonzentrationen werden jedoch weiterhin stark durch das Phytoplankton beeinflusst. So lagen die niedrigsten Konzentrationen von SiO₂-Si in Bimmen und Maassluis während der sommerlichen Kieselalgenblüte unter 0,5 mg/l und damit deutlich unter den jeweiligen Jahresmittelwerten.

Tabelle 2: Saisonmittelwerte (März bis Oktober 2018) ausgewählter Nährstoffe entlang des Rheins. Die Phosphordaten sind in Abbildung 2 dargestellt.

Messstelle	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	TN (mg/l)	SiO ₂ -Si (mg/l)
Reckingen	0,03	0,90	1,1	-
Karlsruhe	0,03	1,2	-	1,4 (1,1 - 2,1)
Mainz*	-	1,5	1,8	2,0 (1,5 - 2,9)
Koblenz	0,03	1,61	2,12	1,5 (0,86 - 2,68)
Bimmen	<0,05	1,8	2,1	1,8 (0,48 - 3,3)
Maassluis	0,11	1,65	-	1,6 (0,45 - 3,0)

* Probe aus Leitung 1 der Messstelle Mainz, repräsentativ für den Rhein ohne Einfluss des Mains.

Die mittleren Konzentrationen von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff waren an den Mündungen der größeren Nebenflüsse jeweils deutlich höher als an der entsprechenden Stelle im Rhein (Tabelle 3). In einigen Nebenflüssen lagen die Minimumkonzentrationen für SiO₂-Si zum Zeitpunkt der Kieselalgenblüte deutlich unter 0,5 mg/l und damit im Bereich beginnender Siliziumlimitation für Kieselalgen.

Tabelle 3: Saisonmittelwerte (März bis Oktober 2018) ausgewählter Kenngrößen an den Mündungen der Nebenflüsse* in den Rhein

Messstelle	TP (mg/l)	TN (mg/l)	SiO ₂ -Si (mg/l)
Neckar	0,13	4,4	2,5 (<0,5 - 3,8)
Main	0,19	4,4	3,9 (0,2 - 7,0)
Nahe	0,17	3,4	4,5 (2,1 - 7,9)
Lahn	0,13	3,0	6,4 (3,1 - 8,6)
Mosel	0,11	3,654,2	1,72 (0,28 - 3,61)

* Für die Aare liegen die hier aufgeführten Daten nicht vor. Die Konzentration des Nitratstickstoffs, der in der Regel den größten Anteil des Gesamtstickstoffs stellt, lag bei 1,16 mg N/l.

3.3 Phytoplankton

3.3.1 Räumliche und saisonale Dynamik des Chlorophyllgehalts

Die Chlorophyll *a* (Chl_a)-Konzentration dient als Maß für die Biomasse des Phytoplanktons und wird hier zur Charakterisierung der Phytoplanktodynamik verwendet. Dargestellt sind die international üblichen „korrigierten“ Chlorophyllkonzentrationen nach Abzug des Phaeopigmentanteils (vgl. MISCHKE & RIEDMÜLLER 2013).

Abbildung 3 zeigt die Längsentwicklung des Phytoplanktons am Rhein mit den Saisonmittelwerten und den maximalen Konzentrationen im Jahr 2018. Im Ausstrom aus dem Bodensee sind die Planktodynamik und das Artenspektrum noch durch den Bodensee-Untersee geprägt. Aufgrund des stark oligotrophierten Zustands des Bodensees bildeten sich nur relativ geringe Mengen an Phytoplankton (Saisonmittelwert am Abfluss in Öhningen 2,1 µg/l Chl_a). Die Saisonmittelwerte veränderten sich im weiteren Verlauf am Hochrhein und über weite Strecken des Oberrheins zunächst nur geringfügig. Die Maximalkonzentrationen des Chl_a stiegen jedoch bereits ab Weil am Rhein im Längsverlauf erheblich an und betragen in Breisach 29 µg/l, in Koblenz 63 µg/l und in Bimmen 96 µg/l (Abbildung 3). An den meisten Standorten wurden diese Maximalwerte nicht wie in anderen Jahren im Frühjahr (vgl. IKSR 2015), sondern während der Niedrigwasserphase im Sommer erreicht.

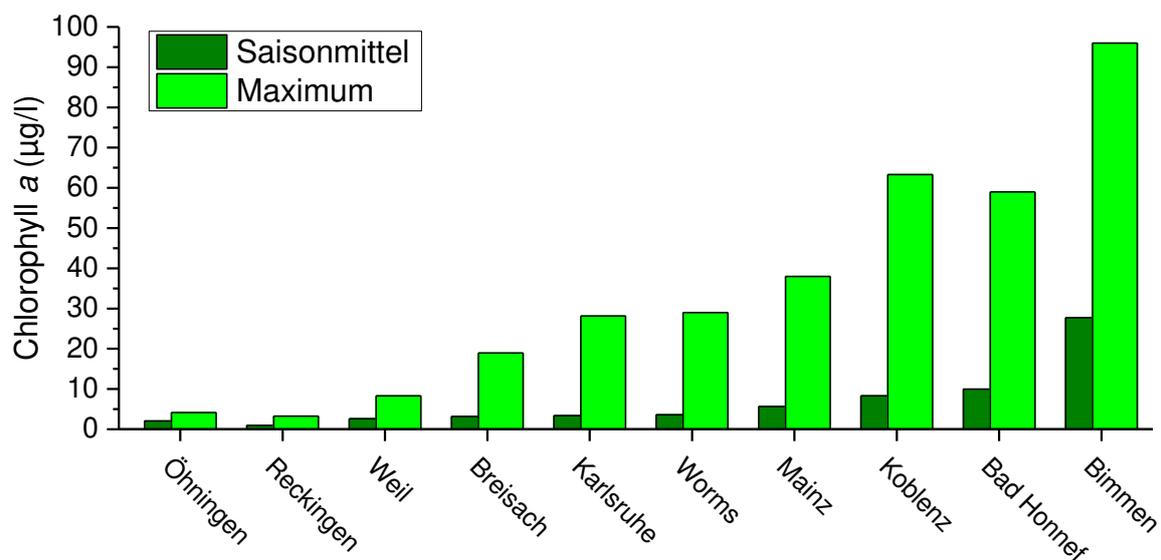


Abbildung 3: Mittlere (Saisonmittel März bis Oktober) und maximale Chlorophyllkonzentration 2018 entlang des Rheins

Abbildung 4 zeigt die jahreszeitliche Dynamik der Chl_a-Konzentrationen im Rhein anhand der Messstellen Karlsruhe, Koblenz und Bimmen. Durch die sehr geringen Abflüsse verbunden mit hohen Wassertemperaturen entwickelte sich eine Sommeralgenblüte im Rhein, wie sie seit Beginn der 1990er Jahre nicht mehr aufgetreten war (vgl. auch Abschnitt 3.5). Die bereits in Karlsruhe hohen Chl_a-Konzentrationen von bis zu 28 µg/l zeigen, dass diese Algenblüte zu großen Teilen im Rhein selber und nicht in den stauregulierten Nebenflüssen Neckar und Main entstanden ist. Da diese Algenblüte mit bloßem Auge auffällig sichtbar war, wurde die an der Messstelle Koblenz wöchentlich stattfindende Probenahme weiter verdichtet, so dass der Verlauf der Algenblüte hier besonders gut beobachtet werden konnte. In Koblenz bildeten sich Chl_a-Konzentrationen von bis zu 81 µg/l, die in mehreren differenzierbaren Spitzen erschienen. In Bimmen wurde, bei hier wiederum zweiwöchentlicher Probenahmefrequenz, Werte bis zu 96 µg/l Chl_a gemessen.

Ein deutlicher Frühjahrspeak des Phytoplanktons wurde im Jahr 2018 mit 40 µg/l Chla nur in Bimmen festgestellt. In Koblenz dagegen und an den Messstellen weiter stromauf blieb die Chla-Konzentration im Frühjahr mit maximal 12 µg/l relativ gering.

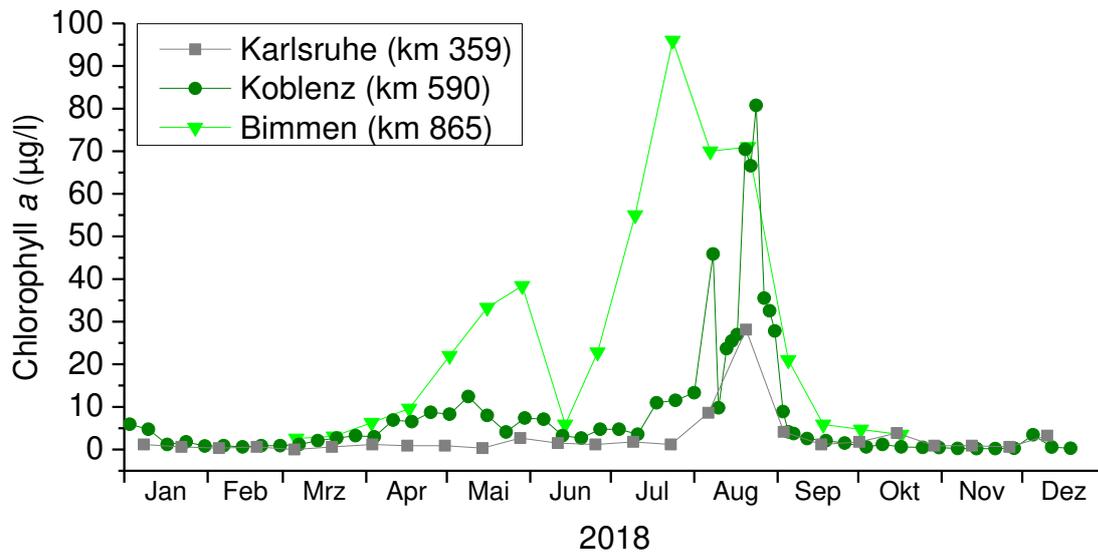


Abbildung 4: Saisonaler Verlauf der Chlorophyllkonzentration an den Messstellen Karlsruhe, Koblenz und Bimmen.

Die Phytoplanktodynamik in den Nebenflüssen des Rheins im Jahr 2018 unterschied sich erheblich von der im Jahr 2012 und auch von der Planktonentwicklung im Rhein. So wurde in Mosel und Neckar anders als im Jahr 2012 keine beziehungsweise eine nur sehr gering ausgeprägte Frühjahrsalgenblüte beobachtet (Abbildung 5). Im Main gab es außer einem erhöhten Chlorophyllwert im Juni ebenfalls keine Frühjahrsalgenblüte, es folgte jedoch eine spätsommerliche Algenblüte mit bis zu 34 µg/l Chla, die überwiegend von kleinen zentrischen Kieselalgen (*Cyclotella meneghiniana*) gebildet wurde. Dieselbe Art bildete in der Lahn eine ausgeprägte Frühjahrsalgenblüte mit bis zu 46 µg/l Chla. Nach einem Rückgang im Juni stieg im August die Chla-Konzentration in der Lahn stark an auf bis zu 123 µg/l. Auch diese Sommeralgenblüte wurde hauptsächlich von Diatomeen, insbesondere von der für den Sommer typischen zentrischen Kieselalge *Aulacoseira granulata* gebildet. Außerdem waren die Dinoflagellaten *Parvodinium umbonatum* und *Peridinium sp.* in großen Biomassen vertreten. In der Mosel trat ab Mitte August eine außergewöhnlich starke Cyanobakterien (Blaualgen)blüte mit bis zu 100 µg/l Chla auf. Diese Blüte wurde fast ausschließlich von der potenziell toxischen Gattung *Microcystis* gebildet, die bis zu 98 % der gesamten Phytoplanktonbiomasse stellte. Daher wurden in Rheinland-Pfalz aus Vorsorgegründen Warnhinweise zur Freizeitnutzung an der Mosel veröffentlicht.

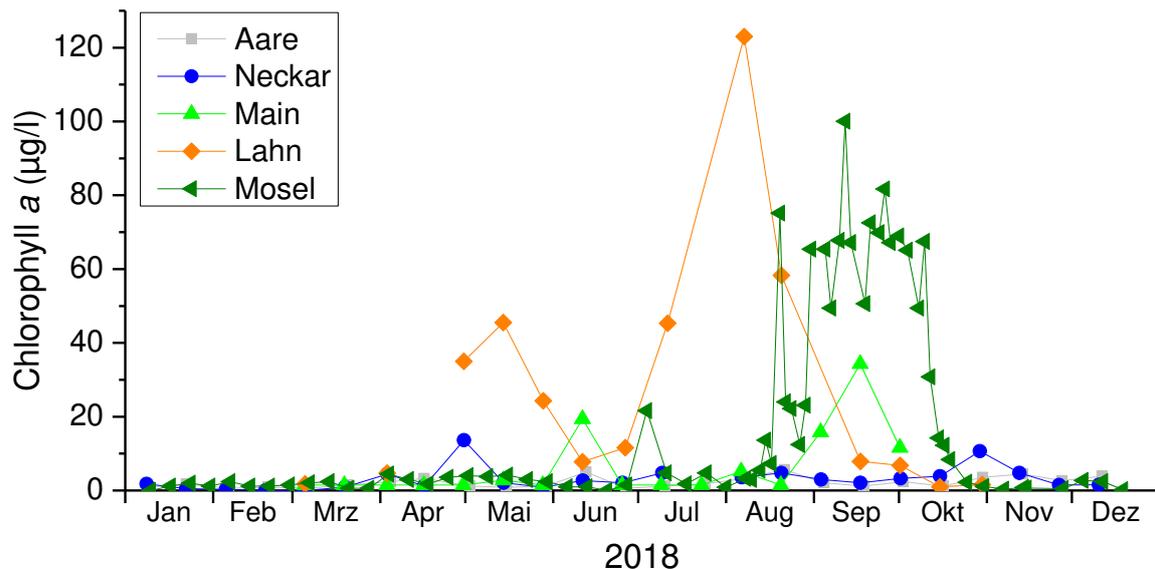


Abbildung 5: Chlorophyll a-Konzentration in Nebenflüssen des Rheins: Aare, Neckar, Main, Lahn und Mosel. Daten der jeweils mündungsnächsten Messstation.

3.3.2 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Abbildung 6 zeigt die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons nach Algenklassen an ausgewählten Messstellen. Kieselalgen (hier noch zusammengefasst als Klasse Bacillariophyceae) bildeten meistens den weit überwiegenden Anteil der Biomasse. Während des Frühjahrs stellten sie an den Messstellen Koblenz und Bimmen deutlich über 90 % des gesamten Biovolumens des Phytoplanktons. Darunter waren die zentralen Kieselalgen *Skeletonema subsalsum*, *Aulacoseira normanii* und *Skeletonema potamos* während des Algenpeaks Ende Mai besonders stark vertreten. Weiter stromauf in Breisach stellten neben den Kieselalgen auch Kryptomonaden (Cryptophyceae), insbesondere die Art *Rhodomonas lacustris*, größere Anteile an der gesamten Phytoplanktonbiomasse.

Die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons während der sommerlichen Algenblüte konnte an der Messstelle Koblenz differenzierter betrachtet werden. Hier zeigte sich zunächst eine stark ausgeprägte Kieselalgenblüte, die am 8. August zu 80 % durch die zentrale Kieselalge *Skeletonema potamos* gebildet wurde. Diese Art gilt als wärmeliebend, kommt typischerweise in größeren Flüssen vor und stellt hier häufig einen größeren Biomasseanteil. Es wird angenommen, dass sie zukünftig von Temperaturanstiegen im Zuge des Klimawandels profitiert (Duleba et al. 2014). Bereits bei der Messung am 15. August war jedoch an der Messstelle Koblenz die Biomasse von *Skeletonema potamos* auf etwa zwei Prozent des Wertes vom 8. August zurückgegangen. Die ebenfalls flusstypische Kieselalge *Cyclotella meneghiniana* dominierte nun die allerdings sehr viel geringe Phytoplanktonbiomasse. Wiederum eine Woche später, am 22. August, dominierten Grünalgen der Gattung *Coelastrum polychordum* die Phytoplanktongemeinschaft und bildeten eine zweite, völlig anders zusammengesetzte Phytoplanktonblüte.

Die auffällige Phytoplanktondynamik an der Messstelle Koblenz wird durch die monatlichen Phytoplanktonzählungen an den anderen Messstellen bestätigt (vergleiche Abbildung 6). Die Grünalge *Coelastrum polychordum*, die an der Messstelle Koblenz am 22.8 eine Planktonblüte bildete, ist eine typische Art der großen Voralpenseen. Dazu passt, dass weit stromauf bis an die Mündung der Aare in hoher Anzahl nachweisbar war. An der Messstelle Breisach stellte *Coelastrum polychordum* am 21.8. bereits fast 60 % der Algenbiomasse. In Mainz war diese Art am 20.8. sogar mit mehr als 90 % der gesamten Phytoplanktonbiomasse vertreten. Weiter stromab, an der Messstelle Bimmen,

war die Grünalgenblüte zu diesem Zeitpunkt offensichtlich noch nicht in vollem Umfang angekommen. *Coelastrum polychordum* trat zwar schon in größerer Anzahl auf, es dominierten aber, wie in Koblenz eine Woche zuvor, noch die Kieselalgen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse zum Phytoplankton im Rhein und seinen Nebenflüssen einerseits weiter zurückgehende Algenbiomassen im Frühjahr und damit eine Verbesserung des trophischen Zustands an. Andererseits demonstrieren die auffälligen sommerlichen Algenblüten, dass das trophische Potenzial für hohe Algenbiomassen sowohl im Rhein als auch in seinen Nebenflüssen (im Jahr 2018 in Mosel und Lahn) vorhanden ist und durch unterschiedliche Phytoplanktonarten genutzt werden kann.

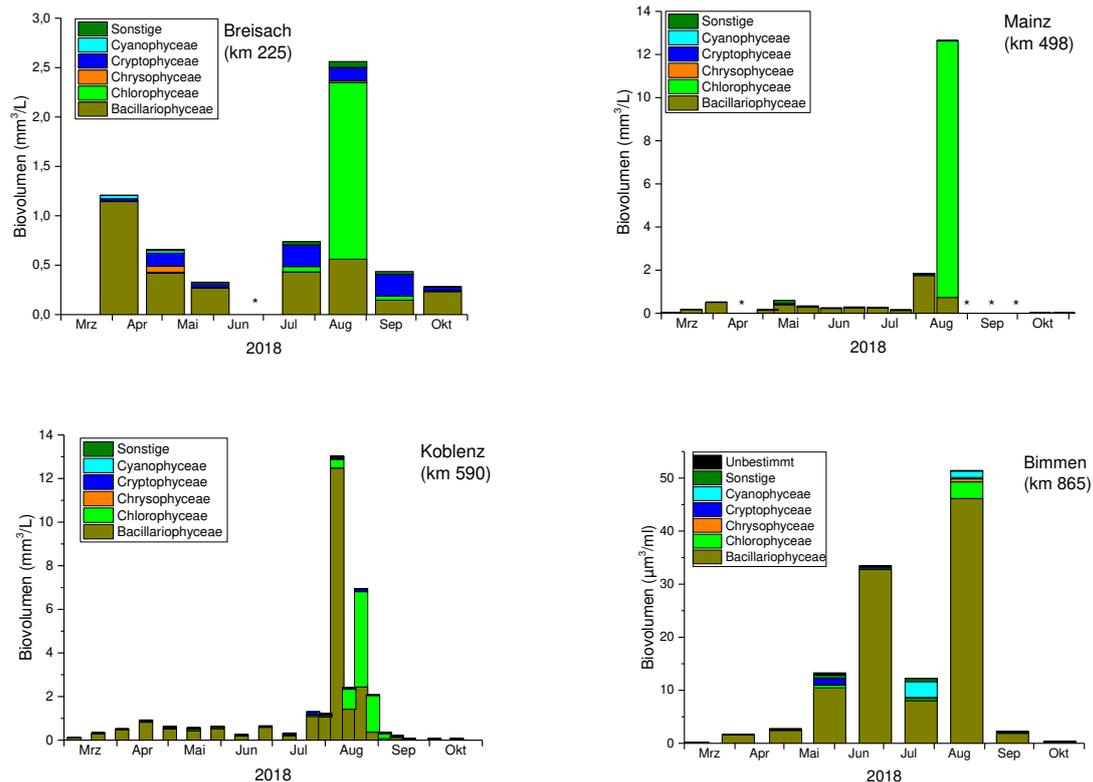


Abbildung 6: Biovolumina der unterschiedlichen Algenklassen im Jahresverlauf an den Messstellen Breisach, Mainz, Koblenz und Bimmen (* = keine Beprobung)

3.4 Zooplankton

Die meisten im Rhein und seinen Nebenflüssen vorkommenden Zooplanktonorganismen ernähren sich von Bakterien und Phytoplankton. Sie selber werden von Fischen gefressen und sind daher ein wichtiger Bestandteil des Nahrungsnetzes, vor allem im Uferbereich und in Stillwasserzonen.

Aufgrund der geringen Anzahl und Biomasse des Zooplanktons während der Messkampagne 2012 (siehe IKSR 2015) wurde das Zooplankton im Jahr 2018 nur an wenigen Messstellen beprobt. Auch im Jahr 2018 waren Anzahl und Biomasse der Zooplanktonorganismen gering. Dargestellt wird in Abbildung 7 die Anzahl ausgewählter Zooplanktonorganismen an den Messstellen Koblenz und Bimmen für den Rhein sowie für die Nebenflüsse Neckar und Mosel.

Rotatorien („Rädertierchen“) sind typische Zooplanktonorganismen in Fließgewässern. Sie treten in der Regel im Frühjahr im Zusammenhang mit dem Phytoplanktonmaximum auf (Abbildung 7). Dies war 2018 am Neckar der Fall, wobei aber sowohl die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons mit maximal 20 µg/l Chl a als auch die maximale

Anzahl der Rotatorien mit 40 Individuen/l relativ gering ausgeprägt waren. In der Mosel ist 2018 die Frühjahrsalgenblüte ausgeblieben. Entsprechend war die Anzahl der Rotatorien mit maximal 12 Individuen/l noch geringer als im Neckar. In ähnlicher Weise gilt dies für den Rhein, wo an den Messstellen Koblenz und Bimmen während der gesamten Messkampagne maximal 9 Individuen/l festgestellt wurden. Diese sehr geringe Anzahl überraschte, weil während der Niedrigwasserphase starke Phytoplanktonblüten auftraten, die viel Nahrung für Rotatorien boten. Möglicherweise waren aber diese Phytoplanktonblüten zu kurz, so dass die Rotatorien mit ihren längeren Generationszeiten darauf nicht reagieren konnten.

Weitere typische Zooplanktonorganismen im Rhein sind die Larven (sogenannte „Veligerlarven“) der Dreikantmuscheln *Dreissena polymorpha* und *Dreissena rostriformis bugensis*. Sie werden aperiodisch von den adulten Muscheln freigesetzt und können bei Massenvorkommen der Muscheln über kurze Zeiträume in hohen Individuenzahlen von mehreren hundert pro Liter auftreten. Allerdings war 2018 auch die Anzahl der Veligerlarven relativ gering. Nur im Neckar wurde im Mai die hohe Zahl von 300 Veligerlarven/l gefunden. In der Mosel blieb die Zahl der Muschellarven über das gesamte Jahr 2018 hinweg gering, und auch im Rhein wurden bei intensiverer Probenahme in Koblenz maximal 40 Veligerlarven/l festgestellt. Möglicherweise ist diese geringe Zahl auf einen Rückgang der eingewanderten *Dreissena polymorpha* (Zebrauschel) zurückzuführen, die im Rhein durch die etwas größere und weniger häufige *Dreissena rostriformis bugensis* (Quaggamuschel) verdrängt wurde.

Weitere Organismen des Zooplanktons waren im Rhein und seinen Nebenflüssen Neckar und Mosel in nur geringer Anzahl vertreten. Das Crustaceenplankton (Kleinkrebse – Cladoceren und Copepoden) kam nur in sehr geringer Anzahl im Rhein vor. Auf der gesamten Rheinstrecke lag ebenso wie im Neckar die Anzahl in allen Proben unter 2 Individuen/l. In der Mosel waren die Crustaceen häufiger, hier kamen während der Cyanobakterienblüte bis zu 26 Individuen/l vor, meist Larvenstadien („Nauplien“) der Copepoden.

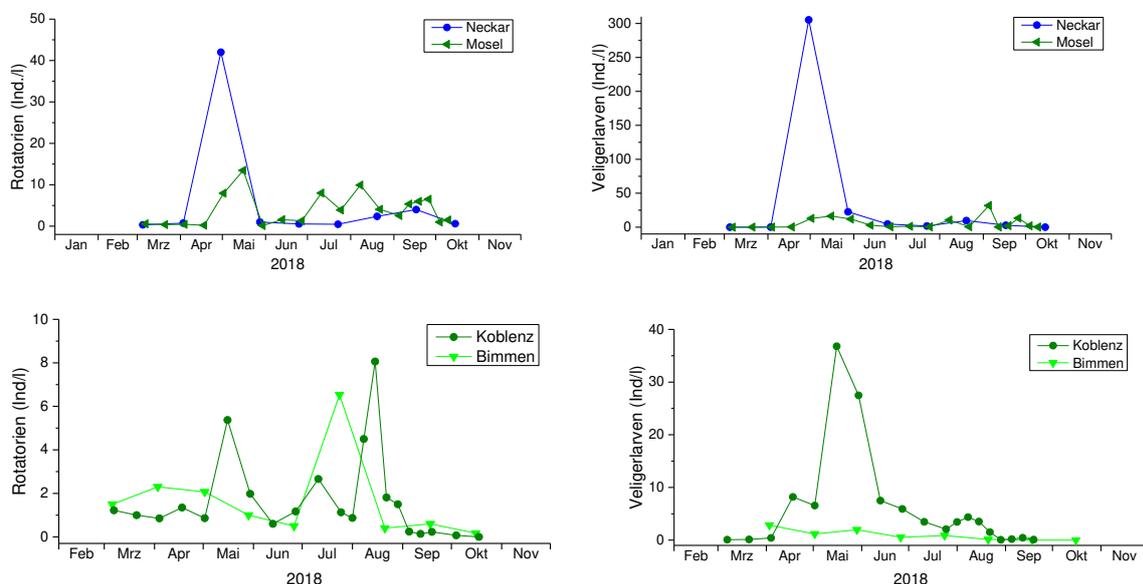


Abbildung 7: Konzentration des Zooplanktons (Individuen/l) im Rhein und einigen seiner Nebenflüsse im Jahr 2018.

3.5 Vergleich der Ergebnisse mit früheren Untersuchungen

Die Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Rhein wird in FRIEDRICH & POHLMANN (2009) und in HARDENBICKER et al. (2014) beschrieben. Beide Studien zeigen eine langfristige, deutliche Abnahme der Phytoplanktonbiomassen, die mit dem Rückgang der

Gesamt-P Konzentration korrespondiert. Dieser Trend wird auch aus den Abbildungen 8 und 9 deutlich. Der Jahresmittelwert der Gesamt-P-Konzentration ging an der Messstelle Koblenz von 0,56 mg/l im Jahr 1978 auf 0,10 mg/l im Jahr 2018 zurück. Während zu Beginn der 1990er Jahre dort noch Phytoplanktonmaxima von 80 bis 100 µg/l Chla erreicht wurden, traten Werte in dieser Höhe seitdem lange Zeit nicht mehr auf. Der generelle Rückgang der Phytoplanktonmengen im Rhein ist aber nicht alleine auf die Verringerung der P-Einträge, sondern auch auf die verringerten Einträge aus dem Bodensee und aus Nebengewässern sowie vor allem auf verstärktes Grazing durch die eingewanderten Dreikantmuschel (*Dreissena* sp.) und Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.) zurückzuführen (WEITERE & ARNDT 2002, HARDENBICKER et al. 2014, IKSR 2015).

Allerdings können die aktuellen hydrologischen Gegebenheiten und die Witterungsbedingungen den langfristigen Trend überlagern und saisonale Algenblüten fördern. Während eines abflussreichen Frühjahrs wie im Jahr 2009 und tendenziell auch 2018 ist die Phytoplanktonentwicklung gering, während das abflussarme und sonnige Frühjahr 2011 zu einem extrem hohen und lange anhaltenden Phytoplanktonpeak führte (Abbildung 9). Besonders deutlich wurde der Witterungseinfluss während der sommerlichen Niedrigwasserphase 2018. Hier profitierte das Phytoplankton von verlängerten Fließzeiten, höheren Wassertemperaturen und verringerter Aktivität der Muscheln. Folglich ist trotz der deutlich geringeren Gesamt-P-Konzentration das Potenzial zur Bildung von Algenblüten im Rhein noch immer vorhanden. Dies beweist die erhebliche interannuelle Variabilität der Phytoplanktonbiomassen.

Neben dem bereits beschriebenen auffälligen Phytoplanktonpeak im Sommer fällt im Vergleich mit früheren Messreihen auf, dass die Algenblüte im Frühjahr 2018 im Rhein schwach ausgefallen ist. Abbildung 9 zeigt diesen Sachverhalt für die Messstelle Koblenz. Auch hier wird die starke interannuelle Variabilität der Phytoplanktonbiomassen deutlich. Insgesamt macht die außergewöhnliche, witterungsbedingte Phytoplanktodynamik im Jahr 2018 deutlich, dass ein dauerhaftes Monitoring des Phytoplanktons mit relativ engem zeitlichen Probenahmeraster dringend notwendig ist. Trendanalysen dieser Zeitreihen können, wie für die Messstellen Koblenz und Düsseldorf-Flehe bereits beschrieben, Managementenerfolge sichtbar machen und langfristige Umweltveränderungen dokumentieren (vgl. FRIEDRICH & POHLMANN 2009, HARDENBICKER et al. 2014).

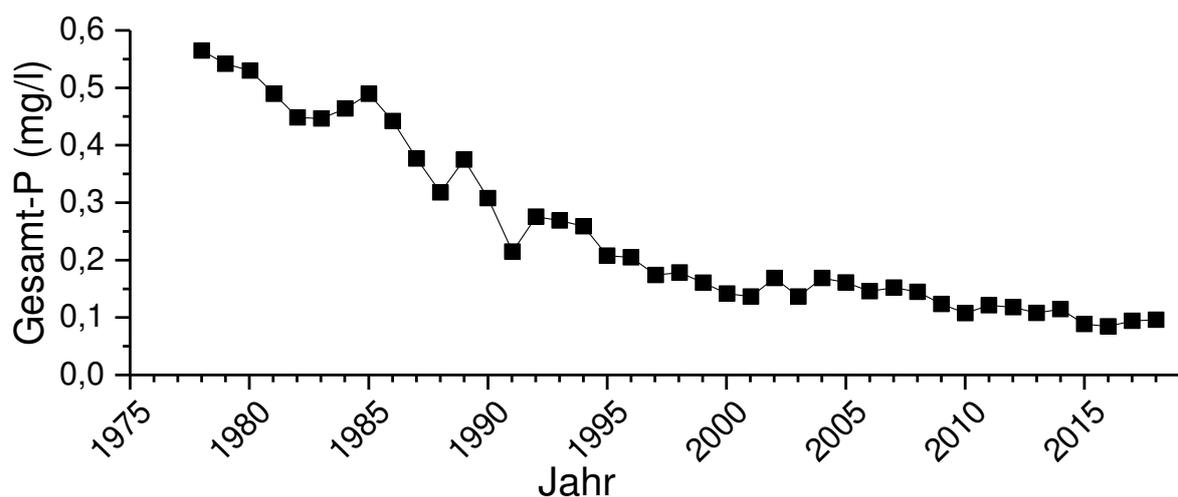


Abbildung 8: Entwicklung der Konzentration des Gesamt-Phosphors (Jahresmittelwerte) an der Messstelle Koblenz von 1978 bis 2018.

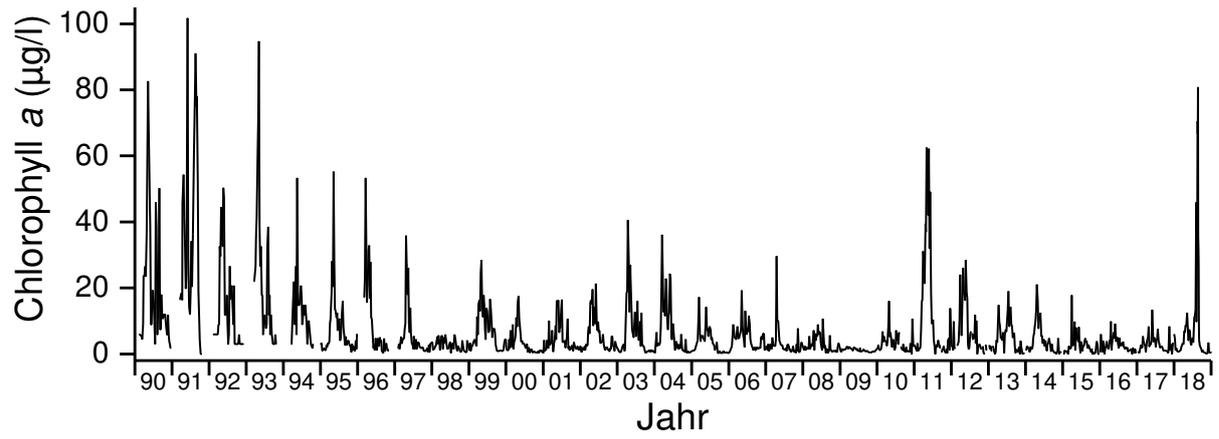


Abbildung 9: Entwicklung der Chlorophyll *a*-Konzentration an der Messstelle Koblenz seit 1990.

4. Literatur

DULEBA, M., ECTOR, L., HORVÁTH, Z, KISS, K.T., MOLNÁR, L.F., POHNER, Z., SZILÁGYI, Z., TÓTH, B., VAD, C.F., VÁRBÍRÓ, G., ÁCS, E. (2014): Biogeography and phylogenetic position of a warm-stenotherm centric diatom, *Skeletonema potamos* (C.I. Weber) Hasle and its long-term dynamics in the river Danube. *Protist* 165, 715-729. DOI: 10.1016/j.protis.2014.08.001

FRIEDRICH, G. & M. POHLMANN (2009): Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. – *Limnologica* 39, 14-39.

HARDENBICKER, P., ROLINSKI, S., WEITERE, M. & H. FISCHER (2014): Temporal trends in the phytoplankton dynamics of the rivers Rhine and Elbe. - *International Review of Hydrobiology* 99, 287-299. DOI: 10.1002/iroh.201301680

IKSR (2002): Plankton im Rhein. Bericht Nr. 129-d.

IKSR (2009): Das Phytoplankton im Rhein. Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007, Teil II-A. Bericht Nr. 169.

IKSR (2015): Das Phytoplankton des Rheins 2012. Bericht Nr. 224.

MISCHKE, U. & H. BEHRENDT (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Weißensee Verlag, Berlin.

MISCHKE, U. & U. RIEDMÜLLER (2013): Überarbeitung des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für Fließgewässer und Tool PhytoFluss 3.0. FKZ 371024207. Unveröffentlichter Abschlussbericht.

VAN SPLUNDER, I., PELSMA, T.H.A.M. & A. BAK (2006) Richtlijnen Monitoring Oppervlaktewater Europese Kaderrichtlijn Water. Versie 1.3, augustus 2006. ISBN 9036957168.

WEITERE, M. & H. Arndt (2002) Top-down effects on pelagic heterotrophic nanoflagellates (HNF) in a large river (River Rhine): do losses to the benthos play a role? – *Freshwater Biology* 47, 1437-1450. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00875.x